



Evaluación del flujo de microplásticos desde el río Magdalena hacia el mar Caribe

Angie Paola Alemán López

Trabajo de grado presentado para optar al título de Ecóloga de Zonas Costeras

Asesor

José Marín Riascos Vallejos Dr. rer. nat

Coasesora

Lina María Zapata Restrepo, Ph. D.

Universidad de Antioquia

Facultad de Ciencias Exactas y Naturales

Ecología de Zonas Costeras

Turbo, Antioquia, Colombia

2024

Cita	(Alemán-López., 2024)
Referencia	Alemán-López, A.P. (2024). Evaluación del flujo de microplásticos desde el río Magdalena hacia el mar Caribe [Trabajo de grado profesional]. Universidad de Antioquia, Turbo, Colombia.
Estilo APA 7 (2020)	



Grupo de Investigación Gestión y Modelación Ambiental (GAIA).



Biblioteca Sede Ciencias del Mar (Turbo)

Repositorio Institucional: <http://bibliotecadigital.udea.edu.co>

Universidad de Antioquia - www.udea.edu.co

El contenido de esta obra corresponde al derecho de expresión de los autores y no compromete el pensamiento institucional de la Universidad de Antioquia ni desata su responsabilidad frente a terceros. Los autores asumen la responsabilidad por los derechos de autor y conexos.

Dedicatoria

A mis padres, Moisés Alemán y Dora López, lo mejor de mi vida.

A mi hermano, Juan David Ayala, por, su compañía y su aliento en los momentos difíciles.

Gracias por el amor incondicional, su apoyo constante y por enseñarme a luchar por mis sueños.

Agradecimientos

A Dios, por ser mi luz y darme la fuerza para alcanzar esta meta.

A mi familia, por su amor, apoyo incondicional y siempre estar a mi lado.

A mis asesores, Dr. José Riascos y Dra. Lina Zapata, por su guía, dedicación y por compartir su conocimiento a lo largo de todo este proceso de investigación.

Al Crucero Alemán de Investigación Alemán Maria S. Merian, por proporcionar los datos esenciales para llevar a cabo este proyecto.

A mis compañeros de carrera, por hacer más grata mi experiencia universitaria y compartir momentos inolvidables. A Daniela Díaz, por su invaluable ayuda en el procesamiento de mis muestras, y a Levy Obonaga, por estar siempre dispuesto a resolver mis dudas.

A todos mis profesores del Instituto de Ciencias del Mar, por su sabiduría, compromiso con la enseñanza y por todo el conocimiento transmitido durante estos años.

A la Universidad de Antioquia, por transformar mi vida.

TABLA DE CONTENIDO

1. INTRODUCCIÓN	11
2. PREGUNTA DE INVESTIGACIÓN	14
3. OBJETIVOS.....	14
3.1 General	14
3.2 Específicos	14
4. ÁREA DE ESTUDIO Y MÉTODOS	15
4.1 Área de estudio.....	15
4.2 Metodología	16
4.2.1. Recolección de las muestras	16
4.2.2 Control de contaminación cruzada en campo	17
4.2.3. Análisis de laboratorio	17
4.2.4 Control de contaminación cruzada en laboratorio	19
4.2.5. Análisis de microplásticos	19
4.2.6. Medición de tamaño de microplásticos.....	20
4.3 Análisis estadístico.....	20
4.4. Comparación con datos globales.....	21
5. RESULTADOS.....	22
5.1. Caracterización de los microplásticos	22
5.2 Distribución de microplásticos en la pluma del RM	25
5.3. Comparación con datos globales.....	28
6. DISCUSIÓN	29
6.1 Caracterización de los MPs de la desembocadura del Río Magdalena.	29
6.2 Distribución de microplásticos en la pluma del RM	30
6.3 Comparación datos globales.....	31

7. CONCLUSIONES	32
8. RECOMENDACIONES	33
9. BIBLIOGRAFIA	34

LISTA DE TABLAS

Tabla 1. Clasificación de MP según su forma.....19

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Mapa del área de estudio ubicado en la desembocadura del Río Magdalena conocido como bocas de ceniza. Los puntos en el mapa corresponden a los transectos (longitudinal y perpendicular a la pluma del RM) donde se tomaron las muestras 16

Figura 2. Filtro utilizado para recolección de las muestras 17

Figura 3.a. Preparación de las muestras b. Revisión de las muestras bajo el microscopio 18

Figura 4. Aspecto de los diferentes tipos de microplásticos identificados en las muestras de la pluma de río Magdalena observados bajo microscopio óptico trinocular de campo claro B-1000BF con aumentos 4x y 10x. (a-b-c-d) Fibras, (e) Fragmentos, (f-g) Películas (h) Esferas. Las imágenes observadas se tomaron en el laboratorio de ecología marina del Instituto de Ciencias del Mar de la Universidad de Antioquia ubicado en Turbo 22

Figura 5. Porcentajes de microplásticos encontrados de acuerdo con (a) su forma y (b) su color 23

Figura 6. Distribución de frecuencia de (a) fibras, (b) fragmentos y (c) películas de acuerdo a diferentes categorías de tamaño encontradas en las muestras 24

Figura 7. Variabilidad en la concentración de MP en función de la distancia a lo largo de la pluma del RM. La concentración de los microplásticos en función de la distancia a la desembocadura del RM se ajustó a un modelo logarítmico 25

Figura 8. Variabilidad en la concentración de MP a través de la pluma del RM 26

Figura 9. Comparación de la concentración de microplásticos a dos profundidades. 27

Figura 10. Compilación de datos globales de concentración de MPs en ríos de todo el mundo, elaborada por Weiss et al. (2021), donde se incluye la estimación realizada en este estudio (estrella roja). 28

Resumen

Las fuentes terrestres de materiales plásticos contribuyen con el 80 % de los desechos plásticos que llegan a los océanos del mundo, y los sistemas fluviales se reconocen como el principal mecanismo para esta transferencia. Sin embargo, el plástico flotante en la superficie del océano representa solo una pequeña fracción de la carga estimada descargada por los ríos. Este desequilibrio ha generado controversias sobre la adecuación de esas estimaciones, destacando la necesidad de medir los flujos reales de plástico fluvial en los principales sistemas fluviales. En este estudio, reportamos los flujos de plástico desde el río Magdalena (RM), que presenta la mayor carga de sedimentos hacia el Caribe y se encuentra entre los 20 ríos con mayor potencial para el transporte de microplásticos (MP) hacia el mar. Entre el 22 y el 27 de octubre de 2022, recolectamos 132 muestras de dos transectos (~38 km) a lo largo y a través de la pluma del RM, en dos profundidades (0 y 6 m), durante una expedición de investigación a bordo del Buque de Investigación Alemán Maria S. Merian. El flujo promedio de MP en la pluma del RM fue de 25,373 MP m⁻³ ($\pm 3,354$ SE), y la prueba de Mann-Whitney U no mostró diferencias en la concentración de MP entre las profundidades (M-W U132 = 2177.5; P = 0.788). La concentración de MP (C) disminuyó con el aumento de la distancia (D) desde la desembocadura del río, siguiendo una función logarítmica ($C = 46087, p < 0.001$), y la distribución de plásticos fue asimétrica, con concentraciones de MP hacia el este de la pluma alcanzando tres veces las del oeste. Según una compilación reciente en la literatura, el flujo de MP observado en el RM es uno de los más altos jamás registrados.

Palabras clave: Plásticos secundarios, microplásticos, cuantificación, ecosistemas acuáticos, río Magdalena

Abstract

Land-based sources of plastic materials contribute 80% of the plastic debris reaching the world oceans, and river systems are recognized as the principal mechanism for this transfer. However, plastic floating at the ocean surface, represents only a small fraction of the estimated load discharged by rivers. The imbalance has sparked controversies on the suitability of those estimations, highlighted the need to measure actual riverine plastic fluxes in major river systems. Here we report plastic fluxes from the Magdalena River (MR), displaying the largest sediment load into the Caribbean and among the top 20 rivers with higher potential for transport of microplastics (MP) to the sea. Between 22 and 27 October 2022 we collected 132 samples from two ~38 km transects along and across the MR plume, at two water depths (0 and 6 m), during a research expedition aboard the German Research Vessel Maria S. Merian. The mean flux of MP at the plume of the MR was $25,373 \text{ MP m}^{-3}$ ($\pm 3,354 \text{ SE}$), and Mann-Whitney U test showed no differences in MP concentration between depths (M–W U 132 = 2177.5; P = 0.788). MP concentration (C) decreased with increasing distance (D) from the river mouth, following a logarithmic function ($C = 46087; p < 0,001$), and the distribution of plastics was asymmetrical, with concentration of MP eastward the plume reaching three times that westward. The observed flux of MP for the MR recorded here is, according to a recent compilation in the literature, one of the highest fluxes of MP ever recorded.

Keywords: Secondary plastics, microplastics, quantification, aquatic ecosystems, Magdalena river.

1. INTRODUCCIÓN

Los plásticos son materiales sintéticos cuya producción en masa comenzó en los años cincuenta; desde entonces, su fabricación ha crecido de forma exponencial y se ha convertido en una solución clave para satisfacer las necesidades de la vida cotidiana (Takahashi *et al.*, 1999). Estos compuestos sintéticos provienen del petróleo y se combinan con diversas sustancias, incluidos aditivos, que otorgan al producto final características deseadas, entre ellas, durabilidad, elasticidad, resistencia a la temperatura, maleabilidad y estabilidad (Laskar *et al.*, 2019). La persistencia de este material, sumada a los bajos índices de reciclaje y reutilización, ha generado una acumulación masiva de desechos plásticos en todo el mundo. Estos residuos se encuentran desde los sedimentos en las profundidades oceánicas (Van Cauwenberghe *et al.*, 2013), hasta las montañas pasando por las costas de islas remotas y se extienden desde el ecuador hasta las regiones polares, incluso en áreas distantes de los centros de producción (Barnes *et al.*, 2010). La acumulación de desechos plásticos en los ecosistemas, impulsada por el aumento en el consumo y la deficiente gestión de residuos, ha convertido a estos materiales poliméricos en una seria amenaza para el medio ambiente a nivel global.

Del total de plástico producido, aproximadamente el 50% corresponde a productos de un solo uso (Alfonso *et al.*, 2021). Una gran parte de estos plásticos desechables acaba en cuerpos de agua, donde son transportados por corrientes fluviales. Los ríos desempeñan un papel crucial en el traslado de desechos plásticos desde áreas terrestres hacia los océanos, siendo los grandes ríos con cuencas densamente pobladas responsables de entre el 88% y el 95% de estos flujos globales (Schmidt *et al.*, 2017). Se ha estimado que aproximadamente ocho millones de toneladas métricas acaban en los océanos (Jambeck *et al.*, 2015). La presencia de plásticos en los ecosistemas acuáticos ha generado un creciente interés científico, enfocado en evaluar los efectos de estos materiales en la cadena trófica y la integridad ecológica. En particular, se ha investigado ampliamente cómo la contaminación por microplásticos (MP) afecta tanto a los ambientes de agua dulce como marina (Shahul *et al.*, 2018).

Los MP se clasifican según su tamaño en dos categorías principales: los MP pequeños, que varían entre 1 μm y 1000 μm (Hartmann *et al.*, 2019), y los MP grandes, que se encuentran en el rango de 1000 μm a 5 mm (Wilcox *et al.*, 2020; Tirkey *et al.*, 2021). Dependiendo de su origen, los MP se pueden clasificar en primarios, y secundarios. Los primeros son fragmentos de plástico que originalmente fueron creados con tamaño pequeño para su uso directo, especialmente para aplicaciones domésticas e industriales o en productos de higiene y cuidado personal (Cole *et al.*, 2011). Los segundos se forman a partir de un proceso más complejo producto de la degradación de desechos plásticos más grandes, debido a un deterioro continuo

influenciado por la fotodegradación, la abrasión mecánica, la meteorización, la oxidación fotocatalítica y la oxidación electroquímica (Gewert *et al.*, 2015).

La degradación, sumada a la acumulación de desechos plásticos en los giros oceánicos, crea “puntos calientes” de acumulación tanto de macroplástico como de microplástico (Li *et al.*, 2016). Estas partículas cubren amplias zonas del océano abierto y el plástico flotante tiende a acumularse en áreas de convergencia de la superficie, como los giros subtropicales (Lebreton *et al.*, 2018). Además, las zonas costeras se ven particularmente afectadas por los contaminantes debido a su proximidad a zonas de actividad humana, como las zonas urbanas (Boesch, 2019). Estos contaminantes exponen a los organismos a otros efectos nocivos, que son preocupantes para la salud de los ecosistemas marinos costeros (Lin *et al.*, 2023). En los ecosistemas acuáticos, los MP se vuelven dañinos debido a su capacidad para transportar una amplia gama de sustancias químicas tóxicas (Akdogan *et al.*, 2019). Durante su degradación, adsorben contaminantes químicos y liberan aditivos, alterando su toxicidad, biodisponibilidad y destino (Huang *et al.*, 2020). Esta interacción de contaminantes orgánicos y metales pesados aumenta los riesgos ecológicos, ya que los MP pueden bioacumularse y biomagnificarse en la cadena trófica (Luo *et al.*, 2021).

Un modelo oceanográfico sugiere que la distribución de plásticos en los océanos está determinada por factores como los desagües de cuencas hidrográficas, la densidad de población y la actividad marítima (Eriksen *et al.*, 2014). La contaminación se ve agravada por la presencia de centros urbanos y la ineficacia en el tratamiento de aguas residuales, tanto urbanas como industriales (Free *et al.*, 2014), siendo las actividades domésticas, industriales y pesqueras las que más contribuyen. Las áreas urbanas con alta densidad de población y altos niveles de PIB suelen tener mayores concentraciones de MP, lo que sugiere que la urbanización creciente contribuye al aumento de la contaminación plástica (Huang *et al.*, 2020). Sin embargo, la densidad poblacional y el PIB no son los principales factores predictivos de la fuga de plásticos al medio ambiente. En cambio, el uso del suelo, la infraestructura, las condiciones socioeconómicas y las variables locales tienen una correlación más significativa con esta problemática (Schuyler *et al.*, 2021).

Por las propiedades y cobertura de su cuenca, la desembocadura del río Magdalena (RM) ha sido identificada como uno de los puntos calientes para el flujo de MP hacia el Mar Caribe. El RM nace en el extremo suroccidental del país a 3,685 metros de elevación, en el páramo de Las Papas, tiene una extensión de 1,550 km, atraviesa casi medio país, principalmente en el occidente, junto a las cordilleras Central y Occidental (Figura 1). Aproximadamente 900 km son navegables, hasta desembocar en Bocas de ceniza sobre el mar Caribe. La cuenca del RM constituye el sistema de drenaje más importante de la región andina, se relaciona con 12 Parques Naturales Nacionales, baña 20 departamentos, siendo el río Cauca es su principal afluente (Duque-Escobar, 2018). El RM representa un ecosistema estratégico y uno de los más importantes del país,

ya que también se erigió como vía de primaria de transporte y una fuente de beneficios económicos, sociales y culturales. El crecimiento industrial en Colombia a principios del siglo XX aceleró los efectos sobre el medio ambiente, en particular con contaminación y deforestación. A medida que el país se modernizó, el RM perdió importancia como vía de transporte. Sin embargo, la expansión agrícola y la migración urbana trajeron nuevos problemas ambientales, como contaminación, alteraciones hidrológicas y pérdida de ecosistemas, con graves consecuencias sociales y económicas (Quimbaya *et al.*, 2020).

La parte media del RM, caracterizada por un complejo sistema de humedales y un curso inestable, presenta un escenario de contrastes. Aunque la cuenca Magdalena-Cauca es el centro de la actividad económica nacional, impulsado por importantes sectores productivos (Galvis & Mojica, 2007), los municipios ribereños enfrentan condiciones de pobreza y bajos niveles de vida, lo que destaca la necesidad de abordar los desafíos ambientales y sociales en la región.

En este escenario de desequilibrios socioeconómicos y presión sobre los recursos naturales, la contaminación por MP se suma a las problemáticas ambientales que afectan la cuenca del RM. La significativa intervención antrópica, derivada de actividades industriales y domésticas a lo largo de la cuenca, ha intensificado la presencia de estos contaminantes emergentes. La escasez de datos sobre la concentración y distribución de MP en el río presenta una barrera importante para comprender el impacto de esta contaminación, subrayando la necesidad de realizar estimaciones precisas que permiten dimensionar el problema y formular estrategias de mitigación.

2. PREGUNTA DE INVESTIGACIÓN

¿Cuál es la concentración y distribución de microplásticos en la desembocadura del río Magdalena, y cómo se compara con los niveles reportados en ríos de características similares a nivel mundial?

3. OBJETIVOS

3.1 General

Comprender la dinámica de transporte de microplásticos desde la tierra al mar, evaluando cómo las actividades antrópicas influyen en la contaminación.

3.2 Específicos

-Identificar las posibles fuentes de microplásticos en la cuenca del RM y su influencia en los niveles de contaminación en la pluma del RM.

-Comprender el transporte, dinámica y distribución de microplásticos en la pluma del RM.

4. ÁREA DE ESTUDIO Y MÉTODOS

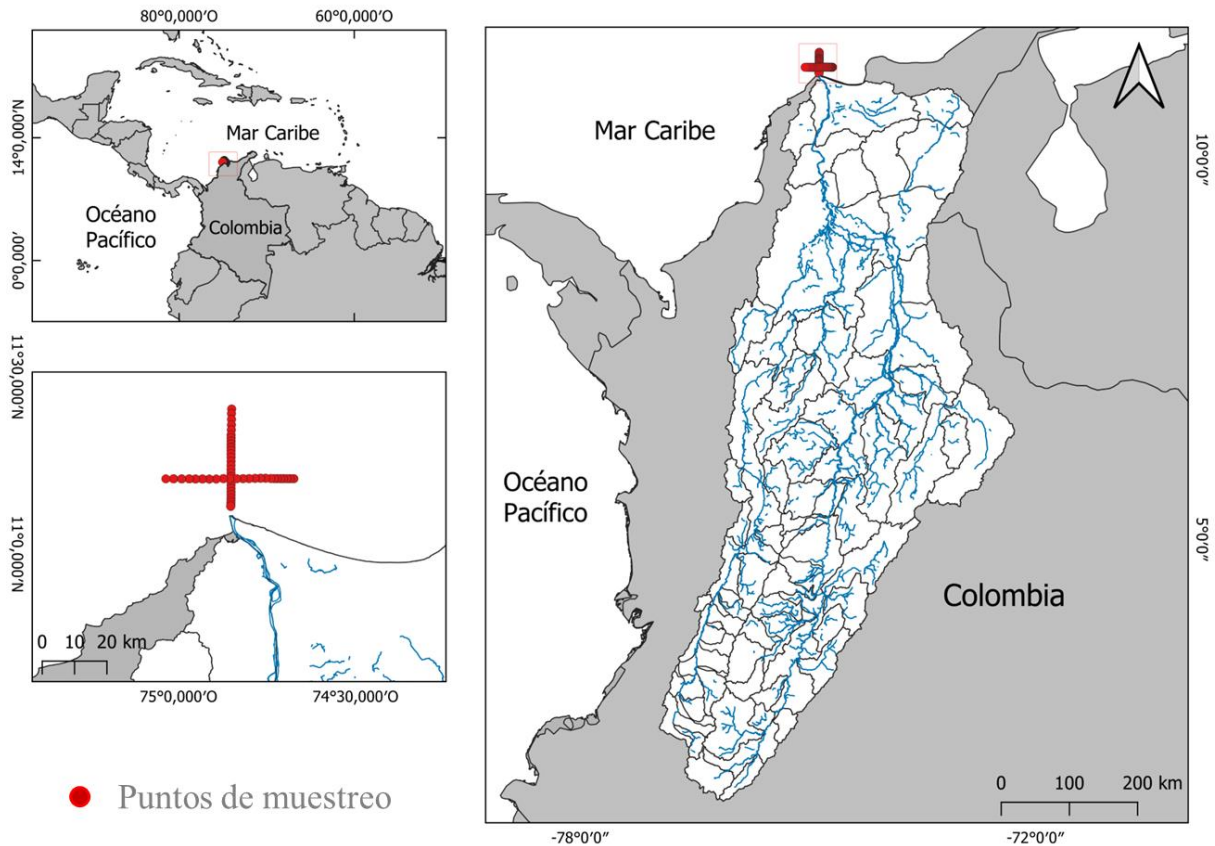
4.1 Área de estudio

El RM es el sistema fluvial más extenso e importante de Colombia. Su cuenca abarca 19 departamentos y 724 municipios, incluyendo las principales ciudades del país: Bogotá, Medellín, Cali y Barranquilla (Banco de la República, 2023). Con una extensión de 257,440 km², la cuenca representa el 24% del territorio nacional y alberga cerca del 80% de la población del país, aproximadamente 30 millones de habitantes (Baquero-Villamil, 2017). Además, en esta región se genera el 85% del PIB nacional, el 95% de la energía termoeléctrica, el 70% de la energía hidroeléctrica y el 70% de la producción agrícola, incluyendo el 90% del café y el 50% de la pesca de agua dulce, de la cual dependen alrededor de 45,000 familias de pescadores (Fundación Natura, 2019).

El clima de la cuenca está marcado por dos estaciones secas, de enero a marzo y de junio a agosto, y dos estaciones lluviosas, de abril a mayo y de septiembre a diciembre. El caudal del río varía considerablemente según la temporada de lluvias, con niveles bajos entre enero, febrero, marzo y agosto, y niveles altos entre abril, mayo, octubre, noviembre y parte de diciembre (Alvarez, 2005).

El presente estudio se realizó en el suroeste del Caribe, frente a la ciudad de Barranquilla, específicamente en Bocas de Ceniza (11°06'N, 74°51'W) (Paez y Del Angel, 2003). Este estuario de cuña salina tiene un área aproximada de 146 km², y se encuentra localizado en el departamento del Atlántico, desemboca a través de dos tajameres construido en 1930. La desembocadura del RM tienen 430 m de ancho y una profundidad mínima de 9,15 m en el canal profundo. (Restrepo *et al.*, 2016) La zona está influenciada por los vientos alisios del noreste y la circulación general dentro de la cuenca del Caribe colombiano está dominada por la corriente del Caribe que fluye hacia el oeste, el giro ciclónico Panamá-Colombia y la surgencia de La Guajira (Amaya, 2001).

Figura 1. Mapa del área de estudio ubicado en la desembocadura del Río Magdalena conocido como bocas de ceniza. Los puntos en el mapa corresponden a los transectos (longitudinal y perpendicular a la pluma del RM) donde se tomaron las muestras.



4.2 Metodología

4.2.1. Recolección de las muestras

El estudio se llevó a cabo del 22 al 27 de octubre de 2022 durante la expedición MSM 112 a bordo del buque de investigación Alemán *Maria S. Merian*. Su objetivo era investigar los procesos hidrofísicos, sedimentológicos y bioquímicos en el sistema del RM y su influencia en el Mar Caribe, mediante la recolección de datos sobre la pluma del RM, la dinámica de los sedimentos y contaminantes y las características de las comunidades biológicas. Entre las instituciones que participaron se encuentran la Christian-Albrechts-Universität zu Kiel, el Leibniz-Institut für Ostseeforschung Warnemünde, la Universidad del Norte, la Universidad Nacional de Colombia, la Universidad de Antioquia, la Universidad del Atlántico, Ecopetrol y la Dirección General Marítima Colombiana (DIMAR). Dentro de los análisis de

contaminantes presentes en el sistema, se incluyó el componente de microplásticos en sedimentos y columna de agua de la pluma del RM.

Los investigadores abordo tomaron muestras de agua a lo largo y ancho de la extensión de la pluma del RM en dos transectos de 38 km. Para la recolección, en cada punto de muestreo se realizó una toma de agua con un recipiente de 5 litros, desde la cubierta del buque a cero y seis metros de profundidad. Una vez a bordo, se extrajeron entre 50 ml y 100 ml de agua usando una jeringa hipodérmica. Estos volúmenes fueron posteriormente filtrados a través de filtros de membrana de acetato de celulosa VWR®, con un diámetro de 25 mm y un tamaño de poro de 0.45 μm . En total se filtraron 132 muestras de agua.

Figura 2. Filtro utilizado para recolección de las muestras



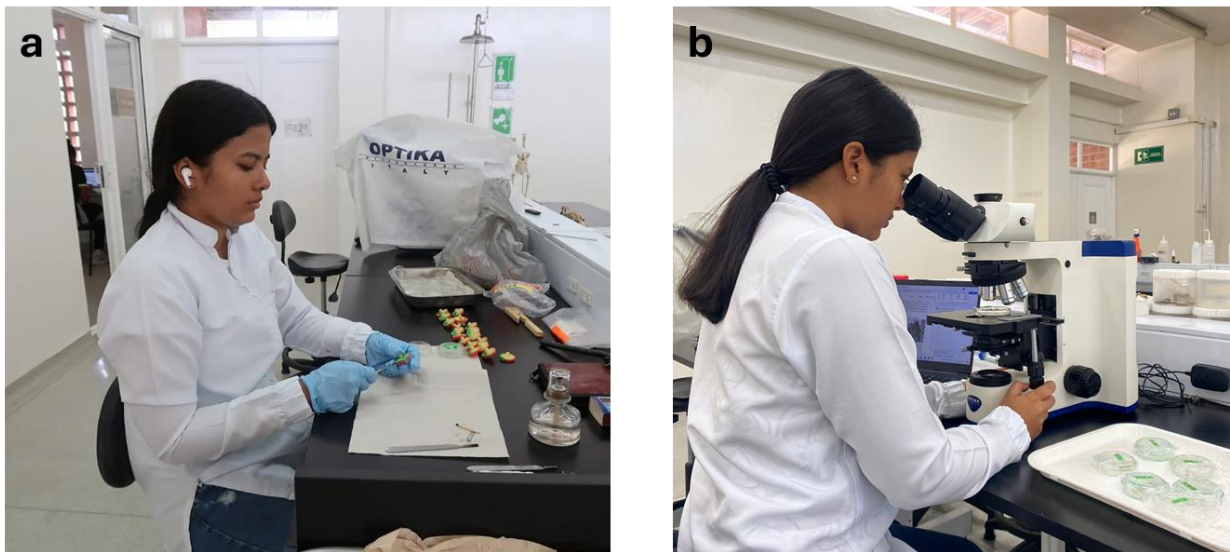
4.2.2 Control de contaminación cruzada en campo

Durante los días a bordo del *Maria S. Merian* se realizaron pruebas en blancos cada día en los lugares de procesamiento de las muestras ($n = 4$). La prueba consistió en filtrar volúmenes (50 y 100 ml) de agua MilliQ a través del mismo equipo utilizado para la toma de las muestras. Este procedimiento permitió evaluar la posible contaminación introducida durante la manipulación de recipientes, mangueras, jeringas y otros utensilios. El análisis de los blancos permitiría identificar partículas potencialmente introducidas durante el proceso experimental, distinguiéndolas de las partículas genuinamente presentes en las muestras recolectadas, reduciendo los sesgos y mejorando la fiabilidad de los datos obtenidos.

4.2.3. Análisis de laboratorio

Los filtros fueron procesados en laboratorio utilizando un método de apertura térmica para evitar la generación de partículas adicionales por el material del filtro. Para llevar a cabo este procedimiento, se utilizó un bisturí de disección que fue previamente calentando con un mechero de alcohol. La cuchilla caliente permitió un deslizamiento controlado a través del filtro sin aplicar fricción. Una vez abierto, el filtro se retiró del interior y se transfirió a placas Petri de vidrio con dimensiones de 15 x 60 mm, previamente sometidas a un proceso de limpieza rigurosa. Las placas se lavaron con agua destilada y se sumergieron en HCl durante 24 horas. Posteriormente, se secaron en un horno a 60 °C por 24 horas antes de ser utilizadas

Figura 3.a. Preparación de las muestras **b.** Revisión de las muestras bajo el microscopio



La presencia de material sedimentario en algunos filtros dificultó la observación de MP bajo microscopio, por lo que fue necesario aplicar una solución de peróxido de hidrogeno (H_2O_2) al 30%, agregando 6 gotas en la superficie de los filtros con una pipeta Pasteur de vidrio. Las muestras posteriormente fueron transferidas a un horno de laboratorio a 50° C, por un periodo de 72 horas, con intervalos de 24 horas. En cada intervalo, se verificó si aun persistían partículas y, de ser necesario, se añadían más gotas de H_2O_2 . Este ajuste permitió garantizar una eliminación efectiva de los sedimentos, asegurando así la fiabilidad de los resultados al revelar con mayor claridad la presencia de MP en las muestras.

4.2.4 Control de contaminación cruzada en laboratorio

Durante el procesamiento de las muestras en el laboratorio, se realizaron un total de seis réplicas de blancos de aire a lo largo del estudio. Esto debido a que las fibras transportadas por el aire son la fuente más común de contaminantes durante el procesamiento de muestras en laboratorio y pueden dar lugar a sobre estimación de la abundancia de MP. Los controles consistieron en filtros colocados en placas Petri de vidrio abiertas, las cuales se mantuvieron expuestas simultáneamente durante el análisis de las muestras ambientales bajo el microscopio. Los filtros permanecieron abiertos durante toda la jornada de análisis para captar cualquier partícula proveniente del entorno o del equipo. Al finalizar la revisión de las muestras recolectadas de la pluma del río, se analizaron los blancos para detectar la presencia de posibles contaminantes.

4.2.5. Análisis de microplásticos

La identificación visual es uno de los métodos más sencillos y comúnmente utilizado para identificar MP. Este proceso puede realizarse mediante observación directa a simple vista o con la ayuda de un microscopio, lo que permite distinguir partículas plásticas de materiales orgánicos (Crawford *et al.*, 2017). Para mejorar la precisión de los resultados de identificación, se siguió una serie de criterios de selección al examinar visualmente las partículas.

En este estudio, se utilizó un microscopio óptico trinocular de campo claro de la marca Optika, modelo B-1000BF, equipado con lentes de aumento de 4x y 10x, para la identificación de los MP presentes en las muestras. El primer criterio considerado para la identificación de los MP fue su forma. Para este análisis, se basó en las características detalladas en la Tabla 1, las cuales sirvieron como guía para clasificar las partículas observadas.

Tabla 1. Clasificación de MP según su forma.

Categoría	Descripción
Fragmentos	Bordes angulares o irregulares y con apariencia solida
Películas	Laminas delgadas y planas, a menudo translucidas
Fibras	Alargadas y delgadas, y tienden a ser uniformes en grosor
Esferas	Redondeadas u ovaladas y suelen ser de tamaño uniforme

Durante la identificación visual, otro criterio relevante fue el color de las partículas observadas. En general los MP presentan colores llamativos que no son tan comunes en el entorno natural, tales como rojo, azul, verde, amarillo, morado, rosa o blanco brillante. Además, los MP reflejan la luz de manera más uniforme,

generando un brillo o destello característico bajo el microscopio. En contraste, las partículas orgánicas tienden a exhibir tonalidades terrosas o apagadas y generalmente presentan menos reflectividad.

La textura y la dureza de las partículas también fueron criterios importantes en la identificación. Los MP suelen tener una superficie lisa o pulida, especialmente en el caso de las películas, fragmentos y las esferas. Este rasgo les permite diferenciarse de las partículas orgánicas, que a menudo muestran estructuras orgánicas o celulares visibles. Para esta evaluación, se emplearon técnicas adicionales, como el uso de pinzas finas de metal, que permitieron evaluar la flexibilidad y dureza de las partículas sospechosas. Los MP, al ser rígidos, demostraron ser resistentes al contacto, a diferencia de las partículas biológicas, que generalmente tendieron a romperse o deshacerse con mayor facilidad.

4.2.6. Medición de tamaño de microplásticos.

La longitud y el área de las partículas, se midió a partir de las fotomicrografías utilizando el Software ImageJ, un programa especializado en análisis de imágenes (Collins, 2007). Se utilizaron herramientas de calibración del programa para asegurar la precisión en las mediciones. Para ello, se utilizó una imagen de referencias (Escala micrométrica) capturado bajo las mismas condiciones de aumento 4x y 10x. Utilizando la herramienta de selección de contornos del software se trazaron los bordes de cada partícula visible en las imágenes. ImageJ proporciona automáticamente las dimensiones de cada MP. Para fragmentos, películas y esferas, se determinó el área, mientras que para las fibras se calculó la longitud total. Los datos de cada una de las mediciones fueron exportadas y almacenados en hojas de cálculo para un posterior análisis estadístico.

4.3 Análisis estadístico

Los datos recolectados fueron tabulados en Excel, con el fin de abordar la pregunta de investigación y cumplir con los objetivos establecidos en este estudio, lo que permitió evaluar la distribución en la pluma y la concentración de MP que aporta el río Magdalena hacia el mar Caribe. Se usaron gráficos y herramientas descriptivas para caracterizar los tamaños, colores y tipos de MP presentes en la pluma del RM.

Para calcular la densidad plástica en la pluma del río, se contó el número de partículas, dentro de cada muestra de columna de agua y se dividió por el volumen de agua filtrada para cada muestra aplicando la siguiente fórmula

$$\text{Densidad de microplásticos (partículas/m}^3\text{)} = \frac{\text{Numero de partículas por filtro}}{\text{Volumen de agua filtrada (ml)} \times 1,000,000.}$$

Para analizar la distribución de MP en la pluma del RM, se emplearon varios enfoques de modelado. Inicialmente, se utilizó un análisis de regresión entre la concentración de MP (ítems/m³) y la distancia (km) a lo largo y ancho de la pluma, considerando dos profundidades (0 y 6 m). Para una mejor representación de los datos, se ajustaron modelos en etapas posteriores: un modelo logarítmico y un modelo polinómico, lo que permitió captar con mayor precisión la variabilidad en la distribución de los MP. Adicionalmente, se usó una prueba U de Mann-Whitney para muestras independientes para determinar si existían diferencias significativas de concentración de MP entre las profundidades (0 y 6 m).

4.4. Comparación con datos globales.

Para el análisis se utilizó una base de datos externa realizada por (Weiss *et al.*, 2021). Este conjunto de datos se deriva de una revisión sistemática que abarcó 340 mediciones en 127 lugares de muestreo en 89 ríos y se han copilado a partir de 44 artículos publicados. Los datos recopilados por Weiss se basan en cuerpos de agua categorizados como ríos *sensu stricto*.

5. RESULTADOS

5.1. Caracterización de los microplásticos

Se encontraron un total de catorce fibras azules en los blancos de campo. Si bien, se hicieron esfuerzos considerables para limitar la contaminación de las muestras, incluyendo la reducción del uso de materiales plásticos en equipos que estuvieron en contacto con ellas. Es probable que la contaminación ocurriera durante la manipulación de los utensilios utilizados en el proceso de filtración de agua. Por lo tanto, todas las fibras azules detectadas a lo largo del estudio fueron descartadas. En contraste, los blancos de laboratorio de no presentaron ninguna categoría de MP.

Figura 4. Aspecto de los diferentes tipos de microplásticos identificados en las muestras de la pluma de río Magdalena observados bajo microscopio óptico trinocular de campo claro B-1000BF con aumentos 4x y 10x. (a-b-c-d) Fibras, (e) Fragmentos, (f-g) Películas (h) Esferas. Las imágenes observadas se tomaron en el laboratorio de ecología marina del Instituto de Ciencias del Mar de la Universidad de Antioquia ubicado en Turbo

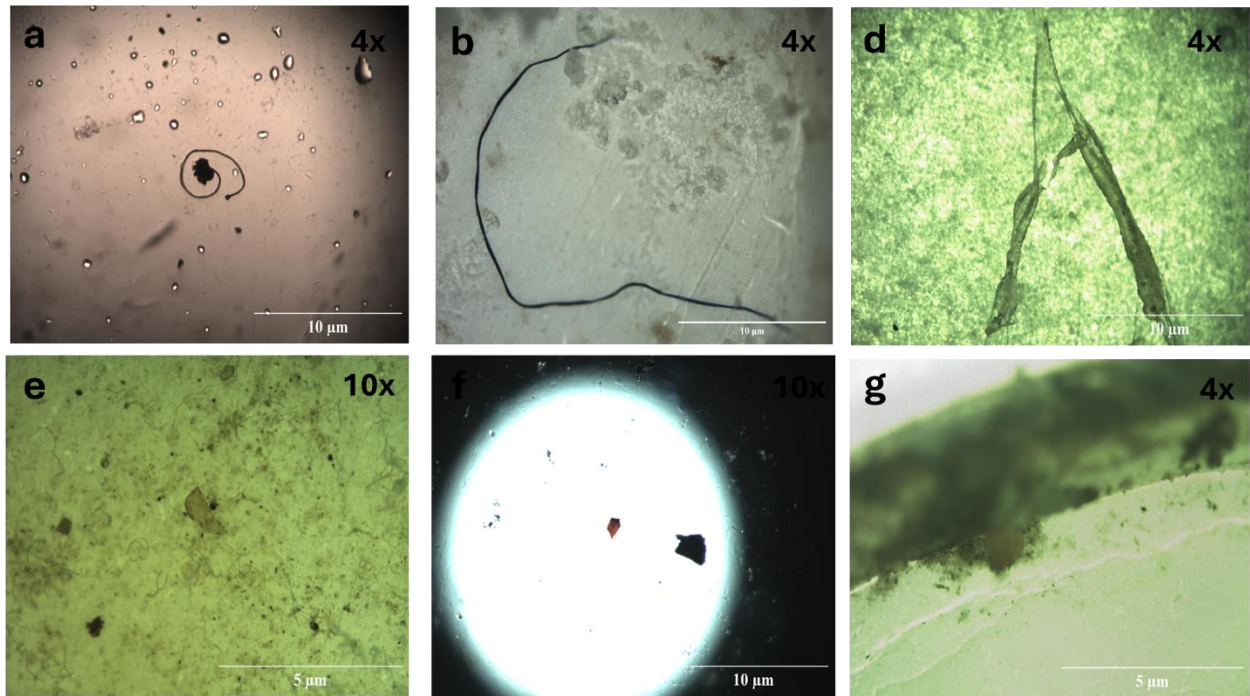
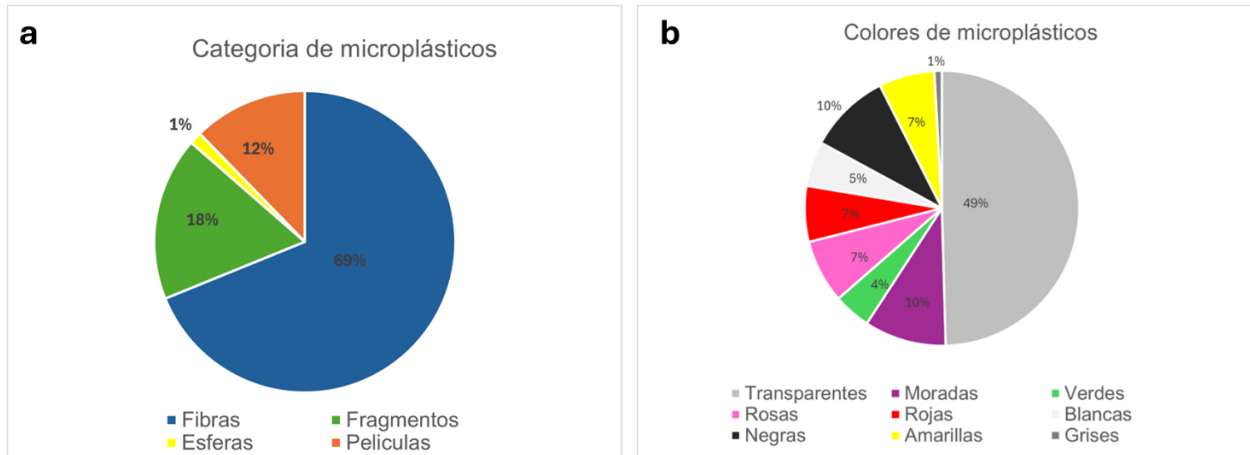
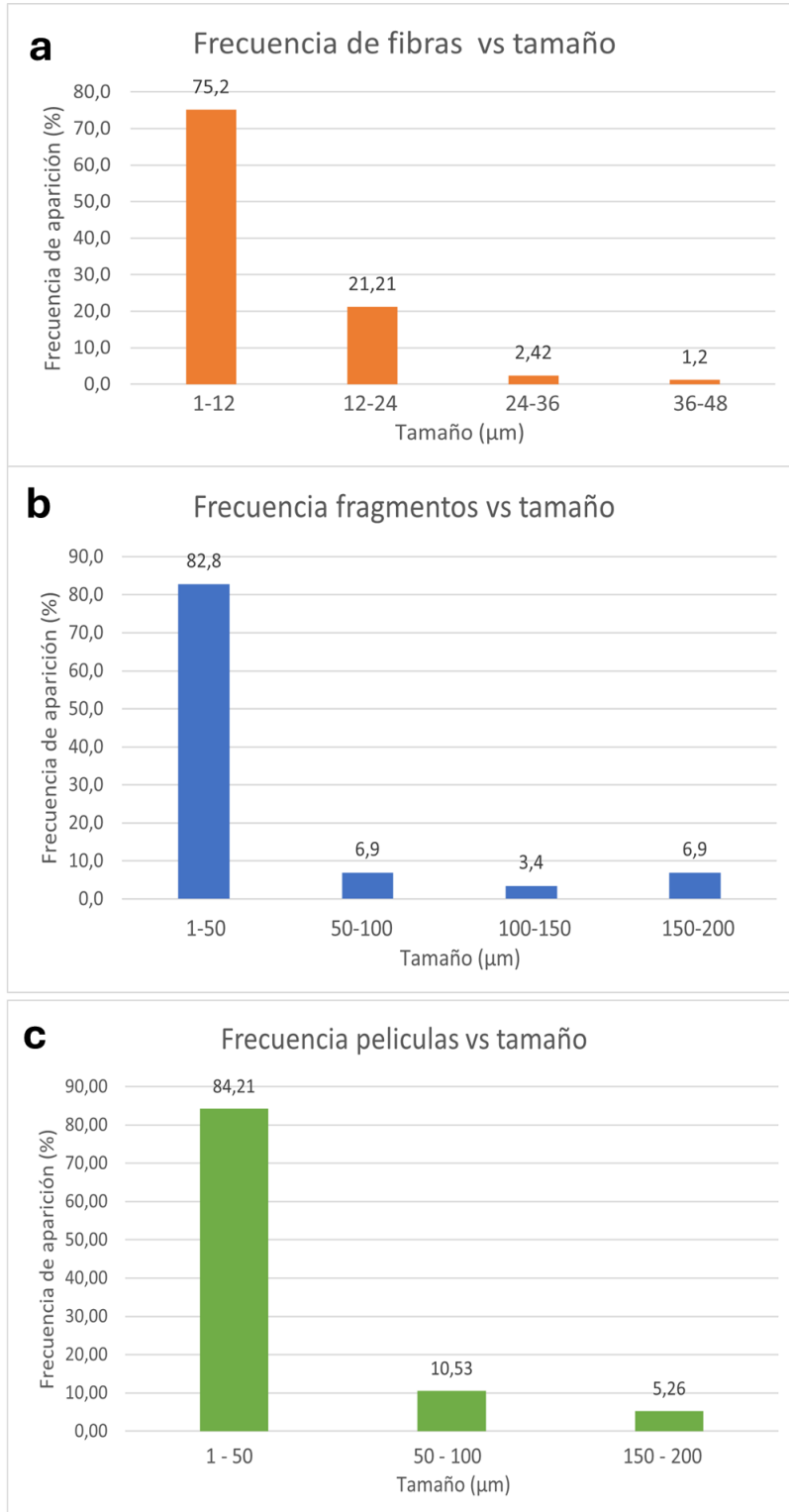


Figura 5. Porcentajes de microplásticos encontrados de acuerdo con (a) su forma y (b) su color



Los MP estuvieron presentes en todas las fechas de muestreo realizadas en la pluma del RM. De las 132 muestras recolectadas, se detectaron un total de 228 partículas en 88 filtros, lo que representa un 66.67% del total. En el 33.3% restante de las muestras (44 filtros), no se identificaron MP. Los tipos de MP encontrados en la desembocadura del RM correspondieron a fibras, fragmentos, películas y esferas (figura 4). La abundancia promedio de MP en la desembocadura fue de $25,373 \text{ MP/m}^3 \pm 3,354 \text{ (SE)}$. El análisis de las muestras revela una clara predominancia de las fibras, que representan la mayor proporción dentro de las categorías identificadas, en cuanto a los colores de los MP, se evidencia una marcada dominancia de partículas transparentes, que conforman casi la mitad del total (figura 5).

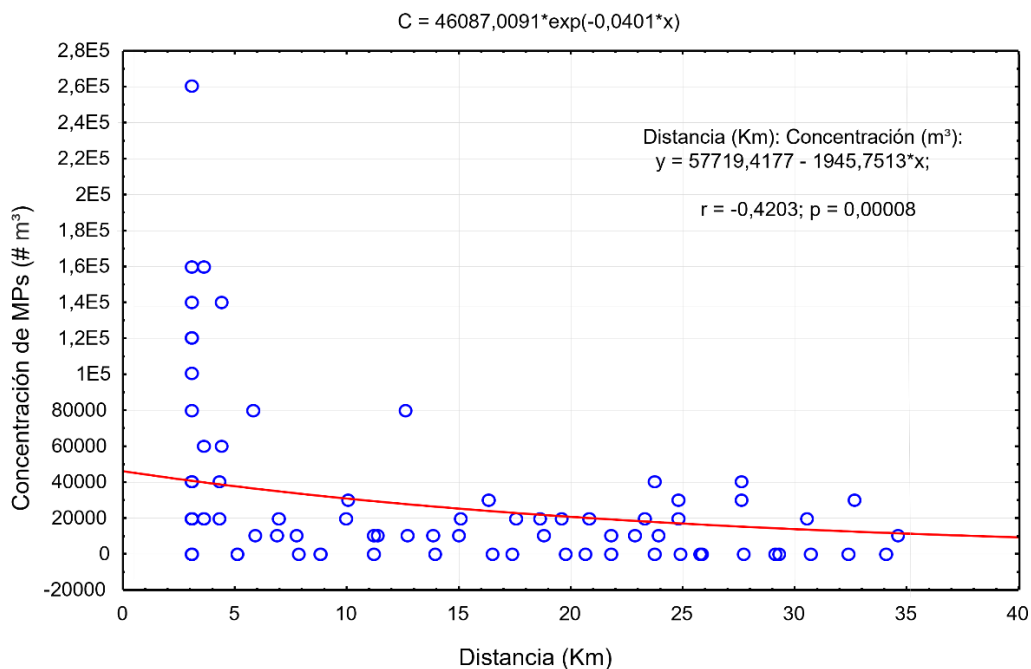
Figura 6. Distribución de frecuencia de (a) fibras, (b) fragmentos y (c) películas de acuerdo con diferentes categorías de tamaño encontradas en las muestras



Para el análisis de la distribución de tamaños, se consideraron las partículas que se encontraban dentro del rango establecido de 1 μm a 5 mm. Se descontaron 15 partículas de las 228 observadas debido a su tamaño inferior al umbral mínimo, incluyendo todas las esferas reportadas. Se observó una amplia variedad de tamaños, siendo el más abundante en todas las categorías de microplásticos el rango más pequeño, específicamente entre 1 μm y 50 μm . Dentro de este rango, las fibras se identificaron como la categoría con el tamaño más reducido. Las fibras presentaron una longitud promedio de 8.759 μm , los fragmentos mostraron un área promedio de 31.895 μm^2 , mientras que las películas registraron un área promedio de 31.149 μm^2 .

5.2 Distribución de microplásticos en la pluma del RM

Figura 7. Variabilidad en la concentración de MP en función de la distancia a lo largo de la pluma del RM. La concentración de los microplásticos en función de la distancia a la desembocadura del RM se ajustó a un modelo logarítmico

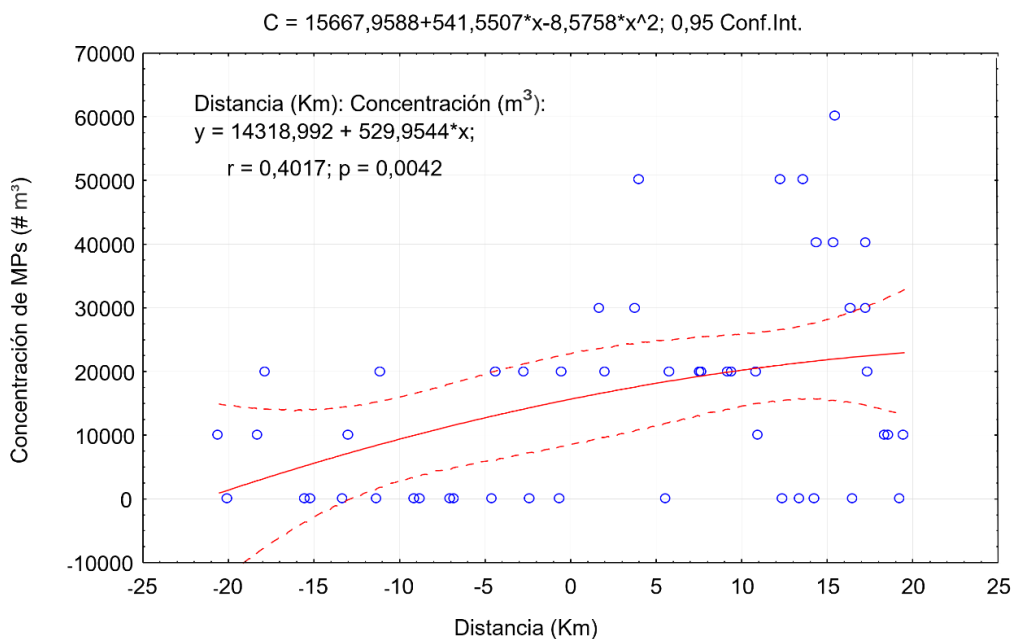


El modelo muestra la relación entre la concentración de MP y la distancia desde la desembocadura del RM. De las 83 muestras que se tomaron, se encontraron MP en 57 filtros, con una abundancia que va desde los 0 a 260,000 MP/m^3 . Existe una acumulación inicial significativa en los primeros metros y a medida que aumenta la distancia, las concentraciones tienden a disminuir a lo largo de la pluma. Y, por

ejemplo, a los 35 km de distancia, la concentración se reduce a aproximadamente 20,000 MP /m³. El valor de $r = -0.4203$ muestra una correlación negativa moderada entre la distancia y la concentración de microplásticos. Esto significa que, en general, a mayor distancia, menor es la concentración de microplásticos. El **p-valor** < **0.001** indica que la relación entre estas dos variables es estadísticamente significativa.

Aunque la tendencia general muestra una disminución en la concentración de MP con la distancia, hay varios puntos dispersos, donde se observan algunos valores relativamente altos. Esto puede indicar que hay factores locales que afectan la concentración de microplásticos en esas áreas específicas.

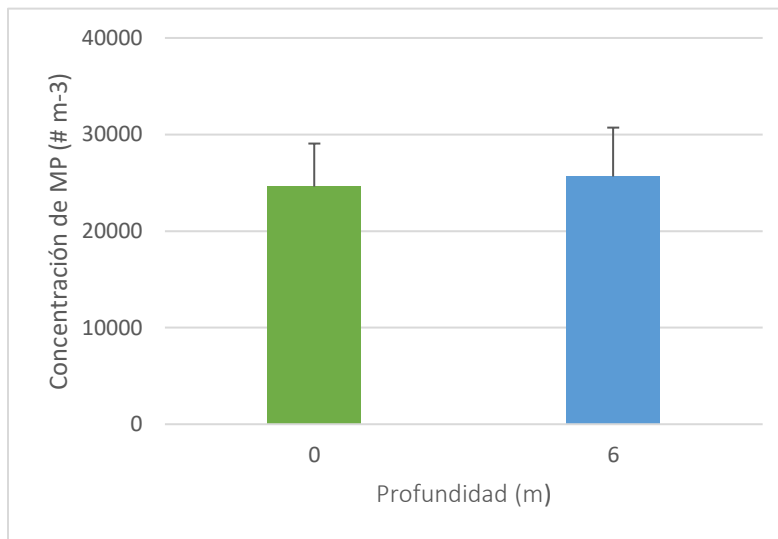
Figura 8. Variabilidad en la concentración de MP a través de la pluma del RM.



Se muestra un modelo polinómico que relaciona la concentración de MP/m³ con la distancia a través de la pluma del RM (Km). Aunque las concentraciones varían considerablemente a diferentes distancias se observa una distribución asimétrica de MP. De las 49 muestras tomadas transversalmente a la línea de costa en la pluma del río, se detectaron MP en al menos 31 filtros, con concentraciones que varían desde los 0 a 60,000 MP/m³. La mayoría de los puntos se agrupan en el rango entre 0 y 30,000 MP /m³, aunque hay varios puntos que alcanzan concentraciones significativamente más altas. El valor de $r = 0.4017$ indica una correlación positiva moderada entre la distancia y la concentración de microplásticos. Es decir, comparando

todas las muestras, la mayor abundancia se encontró en la zona noreste de la pluma, mientras que, al avanzar hacia el noroeste, la concentración de MP disminuyó considerablemente. El valor $p = 0.0042$ indica que la relación entre la distancia y la concentración es estadísticamente significativa, ya que el valor de p es menor a 0.05. Por lo tanto, aunque el gráfico sugiere una tendencia general, es crucial considerar otros factores para comprender plenamente la distribución y la concentración de MP en la pluma del RM.

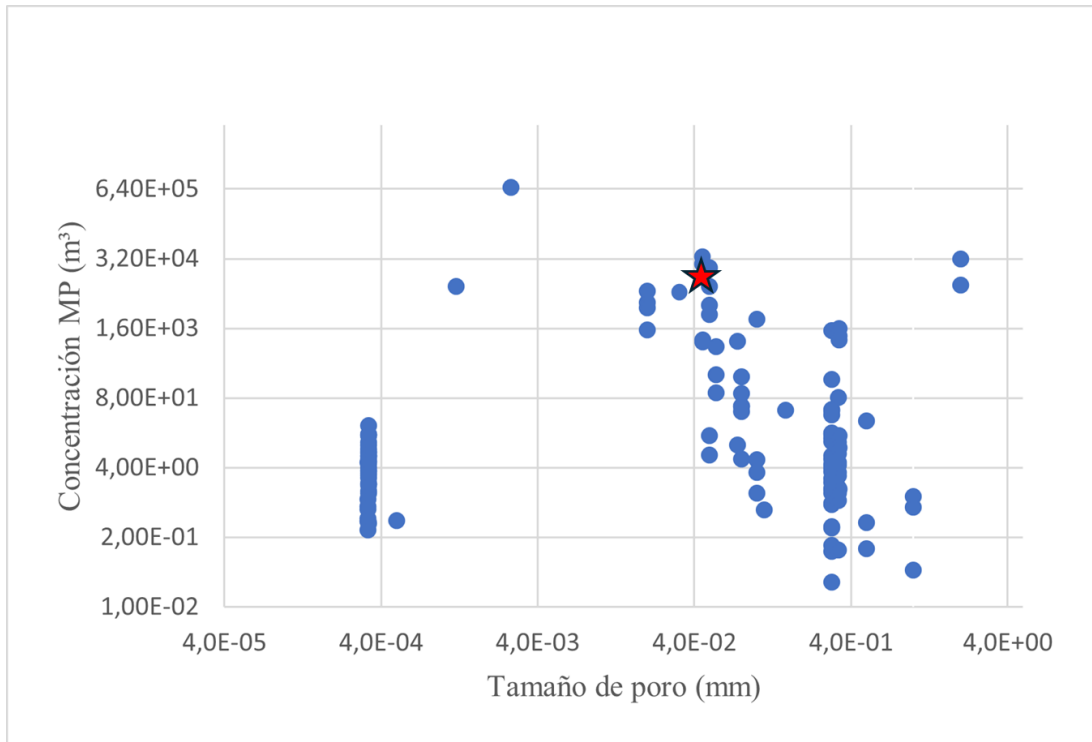
Figura 9. Comparación de la concentración de microplásticos a dos profundidades.



En general, la concentración de partículas a una profundidad de (0 m) es de aproximadamente 24,603 ítems/m³, mientras que a una profundidad de (6 m) es ligeramente superior, alrededor de 25,652 ítems/m³. La diferencia en la concentración de MP entre 0 m y 6 m sugiere que la distribución de MP es relativamente uniforme en estas dos profundidades. Las barras de error se superponen, lo que indica que no hay una diferencia significativa entre las concentraciones de MP a estas dos profundidades. La prueba U de Mann-Whitney, indica un valor de $U = -0.176$ y p de 0.430, lo que confirma que no existen diferencias estadísticamente significativas entre la concentración de MP en ambas capas de profundidad.

5.3. Comparación con datos globales.

Figura 10. Compilación de datos globales de concentración de MPs en ríos de todo el mundo, elaborada por Weiss et al. (2021), donde se incluye la estimación realizada en este estudio (estrella roja).



Se representan las concentraciones de MP (ítems/m³) en distintos subconjuntos de datos que combinan diferentes técnicas de muestreo, en distintos lugares de estudio. Los límites de retención corresponden a tamaños de malla (muestreo de red de plancton) o de poro de filtro (muestreo misceláneo) utilizados para capturar partículas de MP según los estudios compilados. El muestreo “similar a un río” incluye datos obtenidos exclusivamente en ríos *sensu stricto*, es decir, excluyendo aguas superficiales conectadas como canales artificiales, arroyos canalizados, estuarios de marea o bahías. La estrella roja superpuesta, representa el flujo medio estimado para la pluma del río Magdalena (25,373 MP m⁻³ ±3,354 SE), utilizando un tamaño de malla de 45 μm.

6. DISCUSIÓN

6.1 Caracterización de los MPs de la desembocadura del Río Magdalena.

Las áreas urbanas densamente pobladas pueden contribuir a mayores concentraciones de MP en ríos cercanos a través de salidas de aguas residuales e industria, drenaje de carreteras, escorrentía y basura (Mani *et al.*, 2016). A medida que estos MP son transportados por los ríos, llegan a los sistemas estuarinos. Debido a su dinámica natural acumulan una mayor cantidad de MP en comparación con los océanos, por lo cual se han documentado como puntos calientes de contaminación plástica (Alfonso *et al.*, 2021). El estudio evidencio una alta concentración de MP en la pluma del RM, con un promedio de 25,373 ítems/m³, en cuatro categorías de clasificación (fibras, fragmentos, películas y esferas), encontrados en el 66.6% de las muestras recolectadas.

Todos los MP encontrados en el estudio, eran partículas fragmentadas, lo que sugiere procesos de degradación de fuentes secundarias de productos de consumo masivo (Zhang *et al.*, 2017). En comparación con los tipos de MP observados en el estudio, las fibras fueron, con diferencia, la morfología más abundante, representando el 69% de MP encontrados. Esta tendencia, no es un caso aislado. En diversos estudios, las fibras han sido identificadas como el tipo de MP predominante. En un estudio realizado en la cuenca Milwaukee, las fibras representaron el 45% de todas las partículas (Lenaker *et al.*, 2019). En el río Amarillo, representaron el 93 % (Han *et al.*, 2020). De manera similar, en el río Yangtze, las fibras componían el 74% de los MP encontrados en la superficie del agua (Fan *et al.*, 2021). Mientras que en el río North Saskatchewan, su dominancia fue del 67% al 87% (Bujaczek *et al.*, 2021). La prevalencia de este tipo de partícula se debe principalmente a la procedencia de fuentes domésticas. Las fibras llegan al medio acuático a través de las plantas de tratamiento de aguas residuales y residuos sólidos (Browne *et al.*, 2011). Además, también pueden ser procedentes de redes de pesca que de igual forma contribuyen significativamente al aumento de MP en los entornos acuáticos (Anbumani y Kakkar, 2018).

Dentro de la gama de colores encontrados, predominaron los transparentes, negros y morados. Los colores de los MP son importantes ya que pueden proporcionar información para predecir la fuente y los procesos de meteorización de las partículas (Choong *et al.*, 2021). Los colores transparentes y negros suelen estar asociados a materiales de empaques de alimentos, bolsas plásticas o envoltorios de un solo uso. Los colores morados, rosas y verdes se relacionan a menudo con materiales de las actividades textiles, mientras que los amarillos y rojos pueden indicar procesos de fotooxidación (Wicaksono *et al.*, 2021).

En cuanto al tamaño de las partículas, los MP se registraron dentro de un rango de 1 a 200 μm , con la mayoría de las partículas comprendidas entre 1 a 50 μm . Lo que indica que, cuando el tamaño de partícula es más pequeño, la concentración de MP generalmente aumenta. La prevalencia estas partículas pequeñas, sumando con los colores llamativas podría tener efectos adversos en los organismos acuáticos (Deng *et al.*, 2017). Los organismos pueden ingerirlos al confundirlos con alimento, esta ingestión de MP puede causar problemas físicos, como bloqueos en el tracto digestivo, laceraciones, respuestas inflamatorias, reducción de la frecuencia respiratoria y sensación falsa de saciedad. Esto puede llevar al debilitamiento, disminución del crecimiento, reducción de la aptitud física y problemas reproductivos, así como una menor capacidad para evitar depredadores (Blarer y Burkhardt-Holm, 2016).

6.2 Distribución de microplásticos en la pluma del RM

La distribución espacial de los MP a lo largo de la pluma del RM mostro una relación entre la abundancia y la distancia, donde se evidencio una alta concentración inicial cerca de la desembocadura, alcanzando un máximo de 260,000 ítems/ m^3 . Sin embargo, a medida que se incrementó la distancia de los puntos de muestreo, respecto a la desembocadura, la concentración de MP disminuyo. Esta variabilidad en la abundancia puede estar relacionada con la proximidad de los puntos de muestreo a la fuente de introducción, lo que aumenta la probabilidad de aparición de MP.

En cuanto a la concentración de MP a través de la pluma, se detectó una mayor presencia en la zona noreste de la pluma, alcanzando un máximo de 60,000 ítems/ m^3 , mientras que en el noroeste se observó una disminución que vario entre 0 y 20,000 ítems/ m^3 . La variabilidad espacial de los MP en las zonas costeras puede explicarse en gran medida por factores hidrodinámicos asociados con el río (Rocha-Santos y Duarte, 2014). El RM presenta un sistema dinámico caracterizado por la interacción entre el aporte fluvial y la influencia de los vientos y el oleaje. Estas condiciones hidrodinámicas juegan un papel crucial en la dispersión y acumulación de los MP en el área (Restrepo *et al.*, 2016).

Por otro lado, los datos de abundancia de MP en las aguas superficial a (0 m) y fondo (6 m) fueron significativamente similares. Esto podría deberse a que los MP tienden a distribuirse de manera uniforme en capas superficiales de agua debido a la acción física, lo que facilita su mezcla vertical. Además, ambas profundidades se encuentran dentro de la capa superficial del mar, donde los procesos físicos como son mas intensos, lo que ayuda a mantener una distribución homogénea de las partículas.

6.3 Comparación datos globales.

Este estudio mostró que la concentración de MP en la pluma del RM, en comparación con investigaciones mundiales en sistemas de agua dulce, fue uno o tres órdenes de magnitud mayor que las reportadas en ríos en América, Europa y Asia. Por ejemplo, en el río San Gabriel, esta cifra alcanzó los 4.59 ítems/m³, y en el río Los Ángeles fue de 1,440 ítems/m³ (Moore *et al.*, 2011). Mientras que, en el Danubio, entre Viena y Bratislava, la concentración fue de 0.413 ítems/m³ (Lechner *et al.*, 2014). El estuario del Yangtsé tuvo una concentración de 7,710 ítems/m³ (Zhao *et al.*, 2014). Asimismo, en la desembocadura del río Po, reportaron una concentración de 6.6 ítems/m³ (Vianello *et al.*, 2015). También, en el río Huron, cerca de Ann Arbor, se encontró una concentración promedio de 11.9 ítems/m³ (Baldwin *et al.*, 2016). Y en el caso del río Hudson, la concentración fue de 1.960 ítems/m³ (Miller *et al.*, 2017). No obstante, se presentó una excepción en la bahía de Winyah donde se registró una concentración de 31,850 ítems/m³, mientras que en el estuario de Hamble la cifra ascendió a 34,400 ítems/m³ (Anderson *et al.*, 2018). En el caso del río Saigón, la situación fue mucho más alarmante, con una concentración de 684,000 ítems/m³ (Lahens *et al.*, 2018). A pesar de que la concentración de MP en la pluma del RM es menor que en estos casos, su abundancia sugiere un problema de contaminación grave en la región, subrayando la importancia de este punto como un área crítica de acumulación de residuos plásticos.

7. CONCLUSIONES

Este trabajo destaca la importancia de la contaminación por materiales plásticos, y por lo tanto a partir de él se infiere que:

-La presencia de MP en la pluma del RM es alarmante y sugiere que las áreas urbanas densamente pobladas, conjunto con las actividades que se desarrollan a lo largo de la cuenca, contribuyen significativamente a la contaminación por MP en los ecosistemas acuáticos.

-Las fibras fueron más abundantes, probablemente porque se caracterizan por tener mayor flotabilidad y la mayoría de los MP se encontraron en un rango de tamaño de 1 a 50 μm , mientras que el transparente, morado y negro fueron los colores predominantes. Aportando información relevante para determinar la fuente u procesos de meteorización.

-La distribución espacial de los MP en la pluma del RM muestra una relación con factores hidrodinámicos, como la influencia de vientos y el oleaje.

-La contaminación por MP en el RM constituye una problemática ambiental significativa. El estudio reveló una concentración considerablemente alta de estos residuos, superando los niveles encontrados en diversos ríos previamente estudiados. Esta situación no solo compromete la integridad ecológica del río y su entorno, sino que también plantea riesgos potenciales para la salud humana.

8. RECOMENDACIONES

-Para una comprensión de la abundancia de MP en ecosistemas acuáticos, se recomienda incluir análisis de las variables ambientales que influyen en su distribución y acumulación. Factores como la hidrodinámica, la temperatura, la salinidad, el tipo de sustrato para comprender cómo los MP interactúan con el medio ambiente.

-En este estudio se evaluó únicamente la distribución espacial de los MP en la pluma del RM. Sin embargo, para obtener una comprensión más completa de la dinámica de la pluma, se recomienda estudiar también la distribución temporal de los MP.

-Los estudios futuros deberían enfocarse en realizar un muestreo simultáneo de agua y sedimentos a lo largo de transectos estuarinos, desde la fuente del río hasta su desembocadura en el mar, manteniendo condiciones de marea constantes. Se sugiere que estas mediciones se realicen durante la marea de reflujo, ya que esto permitirá una comprensión más profunda del flujo de MP en los ecosistemas de transición.

9. BIBLIOGRAFIA

Akdoğan, Z., & Guven, B. (2019). Microplastics in the environment: A critical review of current understanding and identification of future research needs. *Environmental Pollution*, 254(Pt A), 113011.

Alfonso, M., Arias, A., Menéndez, M., Ronda, A., Harte, A., Piccolo, M., & Marcovecchio, J. (2021).
 Alvarez, H. G. (2005). Aspecto históricos y técnicos del RM Una visión sobre experiencias en el río. *Hojas Universitarias*, (57), 19-28.

Amaya, C. A. 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(96), 321336.

Anbumani, S., & Kakkar, P. (2018). Ecotoxicological effects of microplastics on biota: a review. *Environmental Science and Pollution Research*, 25, 14373-14396.

Anderson, Z. T., Cundy, A. B., Croudace, I. W., Warwick, P. E., Celis-Hernandez, O., & Stead, J. L. (2018). A rapid method for assessing the accumulation of microplastics in the sea surface microlayer (SML) of estuarine systems. *Scientific Reports*, 8(1), 9428.

Assessing threats, regulations, and strategies to abate plastic pollution in LAC beaches during COVID-19 pandemic. *Ocean & Coastal Management*, 208, 105613 - 105613.

Baldwin, K., Corsi, S. R., & Mason, S. A. (2016). Plastic debris in 29 Great Lakes tributaries: Relations to watershed attributes and hydrology. *Environmental Science & Technology*, 50(18), 10377–10385.

Banco de la República. (2023). *El Magdalena: Una cuenca posible - Presentación*. Banrepcultural.

Baquero-Villamil, G. A. (2017). *Navegabilidad del RM*. Catálogo Editorial Politécnico Grancolombiano, 10-28.

Barnes, D.K.A., Walters, A. & Gonçalves, L., (2010). Macroplastics at sea around Antarctica. *Marine Environmental Research*, 70, 250-252.

Berk, S. G., Parks, L. H., & Ting, R. S. (1991). Photoadaptation alters the ingestion rate of *Paramecium bursaria*, a mixotrophic ciliate. *Applied and Environmental Microbiology*, 57, 3454-3457.

Blarer, P., & Burkhardt-Holm, P. (2016). Microplastics affect assimilation efficiency in the freshwater amphipod *Gammarus fossarum*. *Environmental Science and Pollution Research*, 23, 23522-23529.

Boesch, D. F. (2019). Barriers and bridges in abating coastal eutrophication. *Frontiers in Marine Science*, 6, 123.

Borah, D. K., & Bera, M. (2004). Watershed-scale hydrologic and nonpoint-source pollution models: Review of applications. *Transactions of the ASAE*, 47(3), 789-803.

Browne, M. A., Crump, P., Niven, S. J., Teuten, E., Tonkin, A., Galloway, T., & Thompson, R. (2011). Accumulation of microplastic on shorelines worldwide: Sources and sinks. *Environmental Science & Technology*.

Bujaczek, T., Kolter, S., Locky, D., & Ross, M. S. (2021). Characterization of microplastics and anthropogenic fibers in surface waters of the North Saskatchewan River, Alberta, Canada. *Facets*, 6(1), 26-43.

Chassignet, E. P., Hurlburt, H. E., Smedstad, O. M., Halliwell, G. R., Hogan, P. J., Wallcraft, A. J., ... & Bleck, R. (2007). The HYCOM (hybrid coordinate ocean model) data assimilative system. *Journal of Marine Systems*, 65(1-4), 60-83.

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.

Cole, M., Lindeque, P., Halsband, C., & Galloway, T. (2011). Microplastics as contaminants in the marine environment: A review. *Marine Pollution Bulletin*, 62(12), 2588-2597.

Collins, T. J. (2007). ImageJ for microscopy. *Biotechniques*, 43(S1), S25-S30.

Crawford, C. B., Quinn, B., Crawford, C. B., & Quinn, B. (2017). Microplastic identification techniques. In *Microplastic pollutants* (Vol. 10, pp. 219-267).

Critchell, K., Grech, A., Schlaefer, J., Andutta, F. P., Lambrechts, J., Wolanski, E., & Hamann, M. (2015). Modelling the fate of marine debris along a complex shoreline: Lessons from the Great Barrier Reef. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 167, 414-426.

Dris, R., Gasperi, J., Rocher, V., Saad, M., Renault, N., & Tassin, B. (2015). Microplastic contamination in an urban area: A case study in Greater Paris. *Environmental Chemistry*, 12(5), 592-599.

Duque-Escobar, G. (2018). El Territorio del Río Grande de La Magdalena. Curso de Contexto en CTS. Universidad Nacional de Colombia.

Eriksen, M., Lebreton, L., Carson, H., Thiel, M., Moore, C., Borerro, J., Galgani, F., Ryan, P., & Reisser, J. (2014). Plastic Pollution in the World's Oceans: More than 5 Trillion Plastic Pieces Weighing over 250,000 Tons Afloat at Sea. *PLoS ONE*, 9.

Fan, J., Zou, L., & Zhao, G. (2021). Abundance, distribution, and composition of microplastics in surface waters and sediments of the Yangtze River along Chongqing City, China. *Journal of Soils and Sediments*, 21(5), 1840-1851.

Free, C. M., Jensen, O. P., Mason, S. A., Eriksen, M., Williamson, N. J., & Boldgiv, B. (2014). High levels of microplastic pollution in a large, remote, mountain lake. *Marine Pollution Bulletin*, 85, 156-163.

Fundación Natura. (2019). *Magdalena, un río de grandes oportunidades*. Natura.

Galvis, G., & Mojica, J. (2007). The Magdalena River fresh water fishes and fisheries. *Aquatic Ecosystem Health & Management*, 10, 127 - 139.

Gewert, B., Plassmann, M. M., & MacLeod, M. (2015). Pathways for degradation of plastic polymers floating in the marine environment. *Environmental science: processes & impacts*, 17(9), 1513-1521.

Han, M., Niu, X., Tang, M., Zhang, B. T., Wang, G., Yue, W., ... & Zhu, J. (2020). Distribution of microplastics in surface water of the lower Yellow River near estuary. *Science of the Total Environment*, 707, 135601.

Hartmann, T., Thompson, R. C., Verschoor, A., Daugaard, D., Rist, S., Karlsson, T., Brennholt, N., & Cole, M. (2019). Are we speaking the same language? Recommendations for a definition and categorization framework for plastic debris. *Environmental Science & Technology*, 53, 1039-1047.

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.

Huang, W., Song, B., Liang, J., Niu, Q., Zeng, G., Shen, M., Deng, J., Luo, Y., Wen, X., & Zhang, Y. (2020). Microplastics and associated contaminants in the aquatic environment: A review on their ecotoxicological effects, trophic transfer, and potential impacts to human health.. *Journal of hazardous materials*, 124187 .

Huang, Y., Tian, M., Jin, F., Chen, M., Liu, Z., He, S., Li, F., Yang, L., Fang, C., & Mu, J. (2020). Coupled effects of urbanization level and dam on microplastics in surface waters in a coastal watershed of Southeast China.. *Marine pollution bulletin*, 154.

Jambeck, J., Geyer, R., Wilcox, C., Siegler, T., Perryman, M., Andrady, A., Narayan, R., & Law, K. (2015). Plastic waste inputs from land into the ocean. *Science*, 347, 768 - 771.

Krelling, A. P., & Turra, A. (2019). Influence of oceanographic and meteorological events on the quantity and quality of marine debris along an estuarine gradient. *Marine pollution bulletin*, 139, 282-298.

Kurki-Fox, J. J., Doll, B. A., Monteleone, B., West, K., Putnam, G., Kelleher, L., & Schneidewind, U. (2023). Microplastic distribution and characteristics across a large river basin: Insights from the Neuse River in North Carolina, USA. *Science of The Total Environment*, 878, 162940.

Lahens, L., Strady, E., Kieu-Le, T. C., Dris, R., Boukerma, K., Rinnert, E., ... & Tassin, B. (2018). Macroplastic and microplastic contamination assessment of a tropical river (Saigon River, Vietnam) transversed by a developing megacity. *Environmental Pollution*, 236, 661-671.

Lahens, L., Strady, E., Kieu-Le, T. C., Dris, R., Boukerma, K., Rinnert, E., Gasperi, J., & Tassin, B. (2018). Macroplastic and microplastic contamination assessment of a tropical river (Saigon River, Vietnam) transversed by a developing megacity. *Environmental Pollution*, 236, 661-671.

Laskar, N., & Kumar, U. (2019). Plastics and microplastics: A threat to environment. *Environmental Technology & Innovation*.

Lebreton, L., Slat, B., Ferrari, F., Sainte-Rose, B., Aitken, J., Marthouse, R., ... & Reisser, J. (2018). Evidence that the Great Pacific Garbage Patch is rapidly accumulating plastic. *Scientific reports*, 8(1), 1-15.

Lechner, A., Keckeis, H., Lumesberger-Loisl, F., Zens, B., Krusch, R., Tritthart, M., Glas, M., & Schludermann, E. (2014). The Danube so colourful: A potpourri of plastic litter outnumbers fish larvae in Europe's second largest river. *Environmental Pollution*, 188, 177-181.

Lechner, A., Keckeis, H., Lumesberger-Loisl, F., Zens, B., Krusch, M., Tritthart, M., & Glas, E. (2014). The Danube so colourful: A potpourri of plastic litter outnumbers fish larvae in Europe's second largest river. *Environmental Pollution*, 188, 177-181.

Lenaker, P. L., Baldwin, A. K., Corsi, S. R., Mason, S. A., Reneau, P. C., & Scott, J. W. (2019). Vertical distribution of microplastics in the water column and surficial sediment from the Milwaukee River Basin to Lake Michigan. *Environmental Science & Technology*, 53(21), 12227-12237.

Li, W., Tse, H., & Fok, L. (2016). Plastic waste in the marine environment: A review of sources, occurrence and effects.. *The Science of the total environment*, 566-567, 333-349.

Lin, X., Lin, L., Liao, Z., Wu, P., & Yang, C. (2023). Occurrence and distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in marine organisms from Shenzhen coastal waters and human health risk assessment. *Marine Pollution Bulletin*, 195, 115498.

Liu, J., Yang, Y., Ding, J., et al. (2019). Microfibers: A preliminary discussion on their definition and sources. *Environmental Science and Pollution Research*, 26, 29497-29501.

Luo, H., Liu, C., He, D., Xu, J., Sun, J., Li, J., & Pan, X. (2021). Environmental behaviors of microplastics in aquatic systems: A systematic review on degradation, adsorption, toxicity and biofilm under aging conditions.. *Journal of hazardous materials*, 423 Pt A, 126915.

Mani, T., Hauk, A., Walter, U., & Burkhardt-Holm, P. (2015). Microplastics profile along the Rhine River. *Scientific reports*, 5(1), 17988.

Miller, R. Z., Watts, A. J. R., Winslow, B. O., Galloway, T. S., & Barrows, A. P. W. (2017). Mountains to the sea: River study of plastic and non-plastic microfiber pollution in the northeast USA. *Marine Pollution Bulletin*, 124(1), 245–251.

Moore, C. J., Lattin, G. L., & Zellers, A. F. (2011). Quantity and type of plastic debris flowing from two urban rivers to coastal waters and beaches of Southern California. *Journal of Integrated Coastal Zone Management*, 11(1), 65–73.

Murphy, F., et al. (2016). Wastewater treatment works (WwTW) as a source of microplastics in the aquatic environment. *Environmental Science & Technology*, 50(11), 5800-5808.

Páez, M. L. C., & Del Ángel, E. S. (2003). Influencia de la pluma del RM en el Caribe colombiano. *Boletín Científico CIOH*, (21), 66-84.

Pazos, R. S., Amalvy, J., Cochero, J., Pecile, A., & Gómez, N. (2021). Temporal patterns in the abundance, type and composition of microplastics on the coast of the Río de la Plata estuary. *Marine Pollution Bulletin*, 168, 112382.

Quimbaya, H., Martínez, P., & Muñoz, J. (2020). Caracterización y cuantificación de microplásticos en los sedimentos y la columna de agua del RM en la ciudad de Neiva, Colombia. En *Desarrollo e Innovación en Ingeniería* (pp. 2-7). Instituto Antioqueño de Investigación (IAI).

Restrepo, J. D., Park, E., Aquino, S., & 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.

Rico, A., Redondo-Hasselerharm, P. E., Vighi, M., Waichman, A. V., de Souza Nunes, G. S., de Oliveira, R., ... & Schell, T. (2023). Large-scale monitoring and risk assessment of microplastics in the Amazon River. *Water Research*, 232, 119707.

Rocha-Santos, T., Duarte, A.C. (2014) . A critical overview of the analytical approaches to the occurrence, the fate and the behavior of microplastics in the environment. *TrAC Trends. Anal. Chem.* <http://dx.doi.org/10.1016/j.trac.2014.10.011>.

Rowley, K., Cucknell, A.-C., Smith, B., Clark, P., & Morritt, D. (2020). London's river of plastic: High levels of microplastics in the Thames water column. *Science of the Total Environment*, 740, 1-12.

Schell, T., Hurley, R., Nizzetto, L., Rico, A., & Vighi, M. (2021). Spatio-temporal distribution of microplastics in a Mediterranean river catchment: The importance of wastewater as an environmental pathway. *Journal of Hazardous Materials*, 420, 126481.

Scherer, C., Weber, A., Stock, F., Vurusic, S., Egerci, H., Kochleus, C., ... & Reifferscheid, G. (2020). Comparative assessment of microplastics in water and sediment of a large European river. *Science of the Total Environment*, 738, 139866.

Schmidt, C., Krauth, T., & Wagner, S. (2017). Export of Plastic Debris by Rivers into the Sea.. *Environmental science & technology*, 51 21, 12246-12253.

Setälä, O., Fleming-Lehtinen, V., & Lehtiniemi, M. (2014). Ingestion and transfer of microplastics in the planktonic food web. *Environmental pollution*, 185, 77-83.

Shahul Hamid, F., Bhatti, M. S., Anuar, N., Anuar, N., Mohan, P., & Periathamby, A. (2018). Worldwide distribution and abundance of microplastic: How dire is the situation? *Waste Management & Research*, 36(10), 873-897.

Takahashi, S., Mukai, H., Tanabe, S., Sakayama, K., Miyazaki, T., & Masuno, H. (1999). Butyltin residues in livers of humans and wild terrestrial mammals and in plastic products. *Environmental Pollution*, 106, 213-218.

Tamminga, M., Hengstmann, E., Deuke, A. K., & Fischer, E. K. (2022). Microplastic concentrations, characteristics, and fluxes in water bodies of the Tollense catchment, Germany, with regard to different sampling systems. *Environmental Science and Pollution Research*, 1-14.

Tirkey, A., & Upadhyay, L. S. B. (2021). Microplastics: An overview on separation, identification and characterization of microplastics. *Marine pollution bulletin*, 170, 112604.

Toner, K. E. (2020). Identification and Quantification of Microplastic Pollution in Water Samples and Four Species of Fish from the Mississippi River. Louisiana State University and Agricultural & Mechanical College.

Van Cauwenberghe L., Vanreusel A., Mees J., Janssen C.R., (2013). Microplastic pollution in deep-sea sediments. *Environmental Pollution* 182, 495-499 76.

Vermaire, J. C., Pomeroy, C., Herczegh, S. M., Haggart, O., & Murphy, M. (2017). Microplastic abundance and distribution in the open water and sediment of the Ottawa River, Canada, and its tributaries. *Facets*, 2(1), 301-314.

Vianello, A., Acri, F. B., Aubry, A., Boldrin, A., Camatti, L., Da Ros, T., Marceta, V., & Moschino, V. (2015). Occurrence and distribution of floating microplastics in the North Adriatic Sea: Preliminary results. In *Proceedings of the MICRO2015 Seminar on Microplastics* (Piran, 2015), 29.

Wang, W., Ndungu, A. W., Li, Z., & Wang, J. (2017). Microplastics pollution in inland freshwaters of China: A case study in urban surface waters of Wuhan, China. *Science of the Total Environment*, 575, 1369-1374.

Weiss, L., Ludwig, W., Heussner, S., Canals, M., Ghiglione, J. F., Estournel, C., ... & Kerhervé, P. (2021). The missing ocean plastic sink: Gone with the rivers. *Science*, 373(6550), 107-111.

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.

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.

Wilcox, C., Hardesty, B. D., & Law, K. L. (2020). Abundance of floating plastic particles is increasing in the western North Atlantic Ocean. *Environmental Science & Technology*, 54, 790-796.

Xu, Z., Sui, Q., Li, A., Sun, M., Zhang, L., Lyu, S., & Zhao, W. (2020). How to detect small microplastics (20–100 μm) in freshwater, municipal wastewaters and landfill leachates? A trial from sampling to identification. *Science of the Total Environment*, 733, 139218.

Zhang, K., Xiong, X., Hu, H., Wu, C., Bi, Y., Wu, Y., Zhou, B., Lam, P. K. S., & Liu, J. (2017). Occurrence and characteristics of microplastic pollution in Xiangxi Bay of Three Gorges Reservoir, China. *Environmental Science & Technology*, 51, 3794-3801.

Zhang, L., Liu, J., Xie, Y., Zhong, S., Yang, B., Lu, D., & Zhong, Q. (2020). Distribution of microplastics in surface water and sediments of Qin river in Beibu Gulf, China. *Science of the Total Environment*, 708, 135176.

Zhao, S., Zhu, L., Wang, T., & Li, D. (2014). Suspended microplastics in the surface water of the Yangtze Estuary System, China: First observations on occurrence and distribution. *Marine Pollution Bulletin*, 86(1-2), 562–568. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.06.032>