

Microplásticos en *Perna perna* (Bivalvia: Mytilidae): Evaluación preliminar comparativa de un banco natural y un cultivo suspendido en el Golfo de Cariaco, Venezuela

Microplastics in *Perna perna* (Bivalvia: Mytilidae): A preliminary comparative assessment of a natural bank and a suspended culture in the Gulf of Cariaco, Venezuela

Dialys Bastardo-Vera¹ , Juan López-Marcano¹ , Ivis Fermín² , Luis Freites¹ , Edgar García² 

¹Departamento de Biología Pesquera. Instituto Oceanográfico de Venezuela, Universidad de Oriente. Cumaná, Sucre, Venezuela.

²Departamento de Oceanografía. Instituto Oceanográfico de Venezuela, Universidad de Oriente. Cumaná, Sucre, Venezuela.

Correspondencia: Dialys Bastardo-Vera **E-mail:** dialysbastardo58@gmail.com

Original article | Artículo original

Palabras clave

Contaminación
índices de condición
mejillón
microplásticos
salud humana

RESUMEN | La presencia creciente de microplásticos en ambientes marinos representa una amenaza para los organismos filtradores, como los bivalvos, los cuales muestran una capacidad limitada para escapar de la exposición a estos agentes, filtrando fácilmente las partículas de polímeros mediante su alimentación. En este estudio, se analizaron 160 mejillones provenientes de un banco natural y de un cultivo suspendido. Se evaluó su condición fisiológica a partir del índice de condición (IC3) y el rendimiento (R). Los microplásticos se separaron en las muestras para inspección visual usando un microscopio estereoscópico, cuantificando su abundancia y caracterizándolos físicamente. Los mejillones de cultivo mostraron mayores masas totales pero menor condición fisiológica (IC3 = 32,1; R = 4,43) en comparación con los organismos de vida libre (IC3 = 43,9; R = 1,24). Se registró una marcada diferencia en la carga de microplásticos: 315 partículas en el sistema de cultivo, en comparación a 12 partículas en el banco natural. En los grupos predominaron las fibras, siendo significativamente más abundantes en los ejemplares de cultivo. Se observó diferencias significativas en los índices fisiológicos y en la bioacumulación de microplásticos entre ambos grupos (Mann-Whitney U, $P<0,05$), mientras que se evidenció una correlación negativa entre la abundancia de microplásticos y la condición de los organismos (Spearman Rho, $P<0,05$). Este hallazgo indica que los sistemas de cultivo pueden actuar como concentradores de microplásticos representando un riesgo potencial para la salud humana y los ecosistemas marinos.

Keywords

Pollution
condition indices
mussel
microplastics
human health

ABSTRACT | The growing presence of microplastics in marine environments represents a threat to filter-feeding organisms such as bivalves, which show a limited capacity to avoid exposure to these agents, readily ingesting polymer particles through their feeding. In this study, 160 mussels from a natural bed and a suspended culture were analyzed. Their physiological condition was evaluated through the condition index (CI3) and yield (R). Microplastics were separated from the samples for visual inspection using a stereoscopic microscope, quantifying their abundance and physically characterizing them. Cultured mussels exhibited higher total masses but lower physiological condition (CI3 = 32.1; R = 4.43) compared to wild organisms (CI3 = 43.9; R = 1.24). A marked difference in microplastic load was recorded: 315 particles in animals from the culture system compared with 12 particles in animals from the natural bed. Fibers predominated in both groups, with the cultured mussels showing significantly higher abundance. Significant differences were observed in physiological indices and in the bioaccumulation of microplastics between both groups (Mann-Whitney U, $P<0.05$), while a negative correlation was evident between the abundance of microplastics and the condition of the organisms (Spearman Rho, $P<0.05$). This finding indicates that culture systems may act as concentrators of microplastics, representing a potential risk to human health and marine ecosystems.

INTRODUCCIÓN

Desde la instauración del plástico en el año 1907, la producción y el consumo del mismo han crecido exponencialmente, generando una crisis ambiental sin precedentes, lo que ha dado origen a “la era del plástico” (Geyer *et al.* 2017; Choy *et al.* 2019; Prieto-Ortiz, 2023.). La acumulación de residuos plásticos en el ambiente y su exposición a factores como la luz solar, el viento y las olas, provocan su fragmentación en partículas cada vez más pequeñas conocidas como microplásticos (MPs) (Zhang *et al.* 2017; Liu *et al.* 2019; Nik Mut *et al.* 2024). La composición de estos polímeros, las condiciones ambientales y el tiempo de exposición influyen en la velocidad y el grado de fragmentación, generando micropartículas que a su vez pueden fragmentarse en nanopartículas, una clase emergente de contaminantes (Andrady *et al.* 2022).

Los MPs son partículas con un tamaño entre 1 y 5,000 micrómetros (μm) (Frias y Nash 2019). Provienen de diversas fuentes y se clasifican en dos categorías generales: los primarios, que se fabrican intencionalmente de un cierto tamaño, tales como los granulados, polvos y abrasivos domésticos e industriales, y los secundarios provenientes de la degradación de materiales más grandes, sea por su fragmentación (bolsas, embalaje de alimentos, cuerdas, entre otros), o las emisiones durante el transporte terrestre, siendo la fuente más importante la abrasión de los neumáticos de automóviles en uso (FAO 2017).

La contaminación por MPs ha emergido como una grave problemática ambiental a nivel mundial (Oliveira *et al.* 2020). Estos fragmentos plásticos afectan a una amplia gama de organismos acuáticos, desde invertebrados como *Daphnia magna* y *Lumbriculus variegatus* hasta vertebrados como peces, aves marinas y mamíferos marinos (Wagner *et al.* 2014; González *et al.* 2015; López-Marcano *et al.* 2023). La ingestión de microplásticos puede provocar daños internos, obstrucciones, lesiones intestinales y, en última instancia, la muerte de estos organismos, alterando así los ecosistemas acuáticos (Provencher *et al.* 2015; Jitrapat *et al.* 2024; Ruíz-Santoyo *et al.* 2025).

La presencia de MPs en los moluscos bivalvos, especialmente en el tracto digestivo, ha sido documentada convirtiendo a estos organismos en una de las vías de exposición humana a estos contaminantes, dado que, en alguna etapa, los crustáceos y moluscos se consumen enteros con frecuencia, sin la eliminación de los intestinos, aumentando significativamente el riesgo de ingerir MPs (FAO, 2017; Li *et al.* 2018; GESAMP, 2019).

En bivalvos se ha confirmado la presencia de MPs (Wagner *et al.* 2014; Purca y Henostroza, 2017). Li *et al.* (2015) analizaron nueve especies de bivalvos de interés comercial (*Scapharca subcrenata*, *Tegillarca granosa*, *Mytilus galloprovincialis*, *Patinopecten yessoensis*, *Alectryonella plicatula*, *Sinonovacula constricta*, *Ruditapes philippinarum*, *Meretrix lusoria* y *Cyclina sinensis*), resultando cada una de ellas positiva a la presencia de MPs. Mientras que Naji *et al.* (2018), realizaron un estudio en el golfo Pérsico donde encontraron distintos tipos de MPs en el tejido blando de los ejemplares analizados (*Thais mutabilis*, *Amiantis umbonella*, *Amiantis purpuratus* y *Pinctada radiata*), predominando las fibras.

Se ha demostrado que los MPs se adhieren al cuerpo, góndadas y branquias de los bivalvos (Kolandhasamy *et al.* 2018). Al respecto, Von Moos *et al.* (2012) confirmaron que, en bivalvos, las partículas plásticas de menor tamaño se pueden translocar desde el tubo digestivo a las células epiteliales que lo componen, induciendo una fuerte respuesta inflamatoria. Van Cauwenbergh y Janssen (2014) suponen que estas partículas representan un riesgo para los bivalvos en sí, al igual que presumen un riesgo para otros organismos marinos ubicados en una posición más alta en la cadena trófica, gracias al fenómeno de bioacumulación que se produce por su ingesta, amenazando la seguridad alimentaria y la salud humana. Zettler *et al.* (2013) concluyen que en estos materiales existe también un posible riesgo biológico, relacionado con microorganismos patógenos capaces de adherirse y sobrevivir en los plásticos.

En Venezuela, existen pocos estudios sobre la presencia y caracterización de MPs, pudiéndose mencionar a Grillo *et al.* (2020), quienes, en condiciones de laboratorio, evaluaron la incorporación de micropartículas de poliestireno (PSm) en el coral formador de arrecifes *Porites porites*. Por su parte, Gamboa *et al.* (2022), Balladares *et al.* (2023), García *et al.* (2023) y Gamboa *et al.* (2025), encontraron altas concentraciones de estas partículas en las costas de la región nororiental de Venezuela; mientras que Medina Faull *et al.* (2024) evaluaron la presencia de estos contaminantes en el golfo de Cariaco y la influencia del río Manzanares. López-Marcano *et al.* (2023) estudiaron la presencia de MPs en el contenido estomacal de la sardina (*Sardinella aurita*), especie de gran importancia pesquera para el país. Estos últimos concluyeron que es necesario llevar a cabo más estudios para conocer los posibles efectos de la ingesta de este tipo de contaminantes en los organismos marinos.

Este estudio tiene como objetivo evaluar la presencia de MPs en el mejillón *Perna perna* y determinar si estos contaminantes afectan su condición fisiológica, medida a través del índice de condición y el rendimiento. Se compararon individuos provenientes de un sistema de cultivo y un banco natural para evaluar posibles diferencias en la bioacumulación de MPs.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

Los ejemplares de *P. perna* fueron recolectados en dos localidades del estado Sucre, Venezuela: Estación Acuícola La Fragata ($10^{\circ}45'09''$ N - $63^{\circ}94'64''$ O), localizada en la ensenada homónima con dimensión de 308 x 151,88 m, en la costa sur del golfo de Cariaco, la cual es parte de una serie de poblaciones rurales y se dedica a la producción de diversas especies acuáticas (Frontado, et al. 2018); y de un banco natural en Guacarapo ($10^{\circ}29'52''$ N - $63^{\circ}44'12''$ O), localizado en la costa norte del Golfo. Hacia el oeste de esta población se encuentran una serie de pequeños poblados con costas arenofangosas y de aguas tranquilas de poca energía, siendo un área ecológica de gran relevancia, caracterizada por su rica biodiversidad (Díaz Díaz y Liñero-Arana, 2006; Fig. 1).

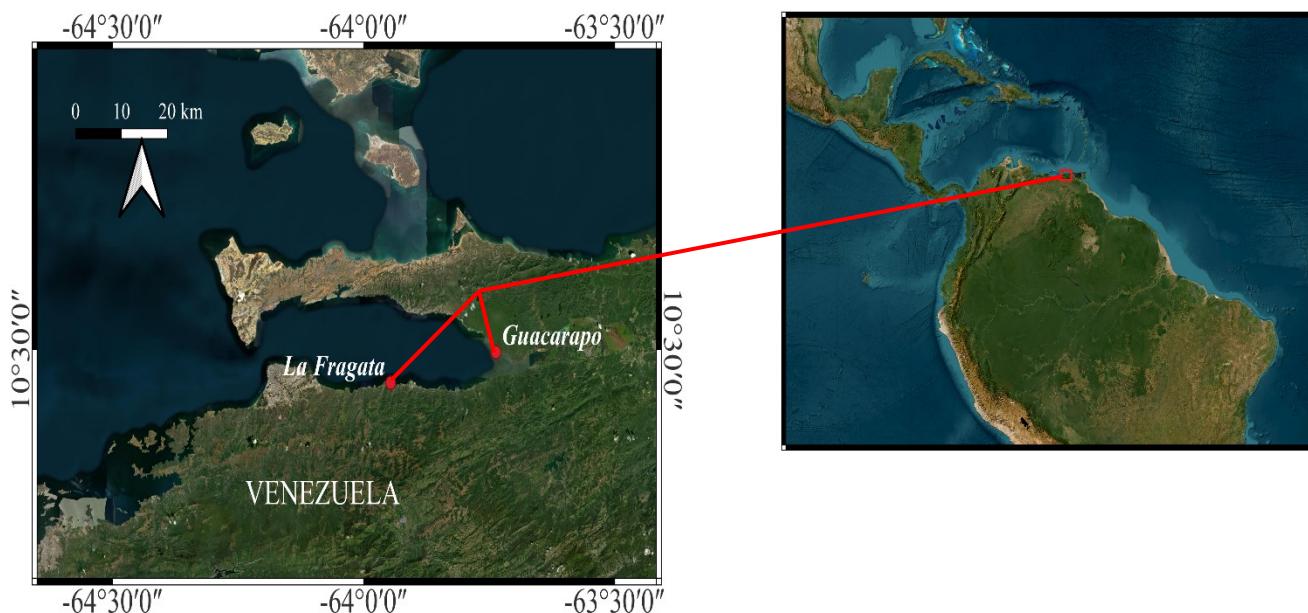


Figura 1. Posición geográfica de la estación La Fragata y la población de Guacarapo, ubicada en el Golfo de Cariaco, estado Sucre, Venezuela.

Figure 1. Geographical location of the La Fragata station and the Guacarapo population, located in the Cariaco Gulf, Sucre State, Venezuela.

Obtención de las muestras

Se analizaron un total de 160 ejemplares, 80 fueron suministrados por la Estación Acuícola La Fragata y 80 fueron extraídos del banco natural de la población de Guacarapo mediante buceo libre. Las muestras fueron almacenadas en bandejas de metal con tapa y conservadas a -20°C hasta su análisis en el Laboratorio para Estudios de MPs del Instituto Oceanográfico de Venezuela. Para minimizar la contaminación por MPs, se utilizaron exclusivamente materiales de vidrio o de metal durante todo el proceso.

Variables biométricas

En el laboratorio se obtuvo la masa total (Mt) mediante la suma de la masa de la concha (Mc) y la masa de los tejidos blandos frescos (Mh) ($\pm 0,001$ g); luego estos fueron deshidratados hasta masa seca (60°C / 48 h) obteniendo la masa de los tejidos (Mst) y la masa seca total (MsT).

Índices de condición fisiológica

Se calcularon dos métodos para determinar la condición fisiológica a partir de las variables biométricas; masa total (Mt), masa fresca de los tejidos blandos (Mh) y estos fueron: el rendimiento (R) $R = 100 \times (Mh/Mt)$, (Villarroel *et al.* 2016), y el índice de condición IC3= $(Mst/MsT) \times 100$ (Narváez *et al.* 2009).

Análisis de micropartículas

Se siguió el protocolo establecido por Lusher y Hernández-Milian (2018) con modificaciones de López-Marcano *et al.* (2023), en el proceso de filtración. Para la digestión de las muestras se utilizó una solución de KOH al 10 % p/v, en una proporción de 4:1 (KOH: muestra), incubando los preparados a 60 °C en una estufa durante 24 h y fueron agitadas cada 8 h utilizando agitadores de vidrio por 2 min. Destacamos, que la reacción producida por el KOH, permite confirmar que las partículas estudiadas luego de la digestión, no sean de origen natural calcáreo o de compuestos semisintéticos a base de celulosa. La solución utilizada para la digestión, fue preparada utilizando agua destilada previamente filtrada con membranas de borosilicato de 0,45 µm de porosidad y 4,7 mm de diámetro, un equipo de kitasato y una bomba de vacío de 25,5" Hg - 60 psi, para así evitar la contaminación exógena de MPs en las muestras.

Terminada la digestión, se filtró con membranas de borosilicato de 0,45 µm de porosidad y 4,7 mm de diámetro, utilizando un equipo de kitasato y una bomba de vacío de 25,5" Hg - 60 psi. Finalmente, los filtros fueron secados a temperatura ambiente por un mínimo de 48 h.

Con un microscopio estereoscópico y aumento de 2 y 4X, se inspeccionó visualmente cada papel de filtro. Se realizó el registro fotográfico de lo encontrado, empleando un sistema de video integrado que consistía en una cámara digital conectada a un microscopio estereoscópico y una computadora portátil con software de video. El análisis posterior de las fotografías fue realizado con el programa AmScope. Se tomaron registros numéricos de la abundancia de MPs. según la forma (fibra “plástico delgado o fibroso, y recto”, fragmento “partícula de plástico duro e irregular”, film “plástico endeble plano y delgado”, foam “plástico con forma de espumas y/o anime” o pellet “partícula de plástico duro y redondeado”) (Sruthy y Ramasamy 2017) y color (azul, fucsia, verde, negro y blanco), siguiendo los criterios de Lusher *et al.* (2013; 2016).

Para evitar una identificación errónea de los micropartículas, se siguieron criterios publicados anteriormente para distinguir estas partículas de otros materiales, como conchas, partes de animales, algas, vidrio, entre otros; los criterios incluyen: (1) sin estructura celular u orgánica adherida, (2) color homogéneo, y (3) homogeneidad en toda su longitud en el caso de las fibras (Hidalgo-Ruz *et al.* 2012; Bosker *et al.* 2018). Todo el material utilizado durante este procedimiento fue lavado utilizando agua destilada tras el procesamiento de cada una de las muestras, esto con la finalidad de evitar una posible contaminación cruzada o exógena de las muestras. En el área de trabajo se mantuvo una placa de Petri descubierta, con agua destilada, esta cumplió la función de blanco y fue revisada todos los días al terminar los análisis. De contener partículas de micropartículas, sus iguales se excluirán del conteo general basados en similitud (forma y color) (Lusher y Hernandez-Milian 2018; López-Marcano *et al.* 2023). Con esto se pretende evitar lo más posible la sobreestimación de la densidad de micropartículas, entendiendo que por la misma naturaleza y omnipresencia de estos contaminantes pudiera haber una contaminación cruzada de partículas provenientes del aire.

Análisis estadístico

Para comprobar la existencia de diferencias significativas de las variables medidas entre los organismos obtenidos del sistema de cultivos y del banco natural, se verificaron si los datos cumplen las condiciones subyacentes de normalidad (prueba Kolmogorov-Smirnov) y homogeneidad de varianzas (prueba de Levene). Al no cumplirse los supuestos, y por tener solo dos niveles en el factor, se realizó la prueba no paramétrica *U de Mann-Whitney* (Mann-Whitney, 1947).

Para determinar si existe una relación entre la contaminación por MPs y el estado fisiológico de los organismos se realizó una correlación de rangos de Spearman (Zar 1974) entre las variables rendimiento (R), índice de condición (IC3), abundancia de MPs, masa fresca de los tejidos blandos (Mh) y masa total (Mt.).

La construcción y manejo de las bases de datos, se hicieron mediante la utilización del programa Excel del paquete Microsoft Office Profesional Plus 2021 para Windows. Las pruebas estadísticas, modelos, gráficos exploratorios y demás rutinas se desarrollaron utilizando el Software Libre R v4.2.2, bajo la interfaz gráfica R Studio (R Core Team 2016).

RESULTADOS

Variables biométricas

Los 80 organismos cultivados examinados presentaron los siguientes promedios; masa total $24,64 \pm 4,73$ g y masa fresca de los tejidos blandos de $7,89 \pm 1,77$ g. Mientras que, los organismos de los bancos naturales presentaron promedios; masa total $14,76 \pm 2,61$ g y masa fresca de los tejidos blandos $6,50 \pm 1,33$ g.

Índice de condición fisiológica

Se calcularon los rendimientos (R) para ambos grupos de organismos, obteniendo un valor promedio de $32,1 \pm 3,96$ para el grupo de cultivo y de $43,9 \pm 3,47$ para el grupo natural. Respecto al IC3, el promedio en el grupo de cultivo fue de $4,43 \pm 1,76$, mientras que en el grupo natural fue de $1,24 \pm 0,47$. La prueba de *U de Mann-Whitney* reveló diferencias significativas entre ambos grupos tanto para el rendimiento ($W = 64$, $P < 2.2 \times 10^{-16}$) como para el índice de condición ($W = 63$, $P < 2.2 \times 10^{-16}$; Figs. 2 y 3).

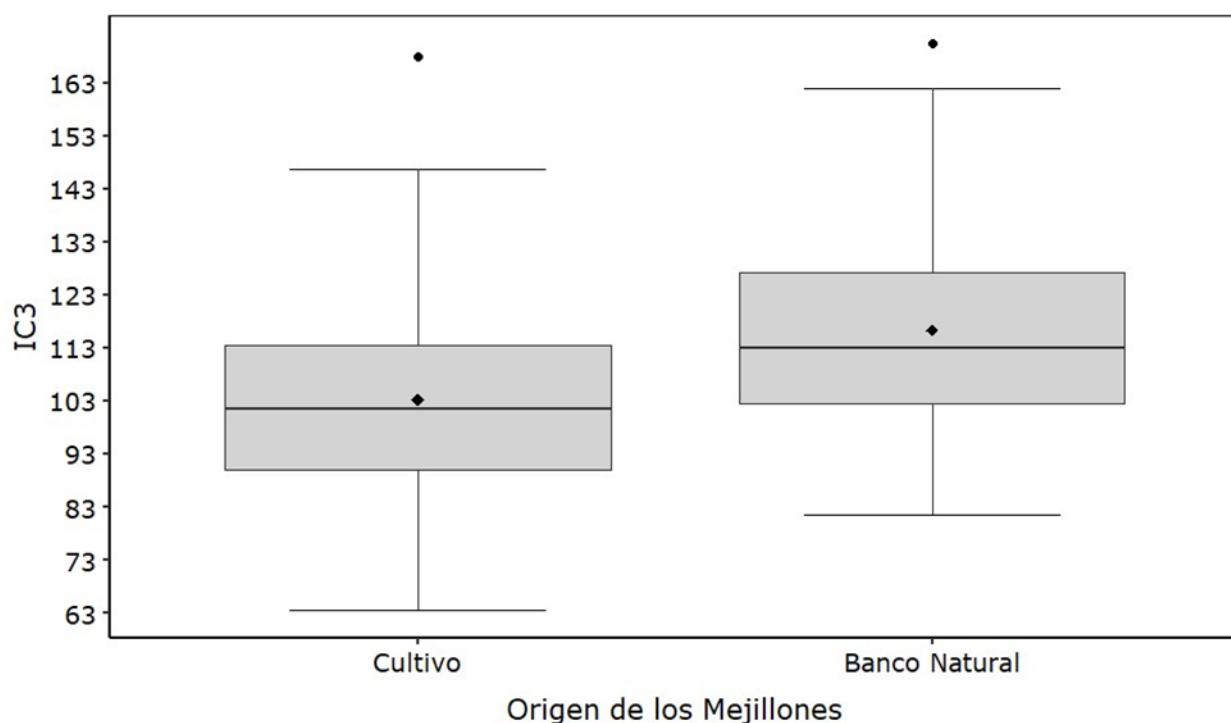


Figura 2. Índice de rendimiento en mejillones de cultivo (La Fragata) y banco natural (Guacarapo), Venezuela.

Figure 2. Productivity index in cultured mussels (La Fragata) and a natural bank (Guacarapo), Venezuela.

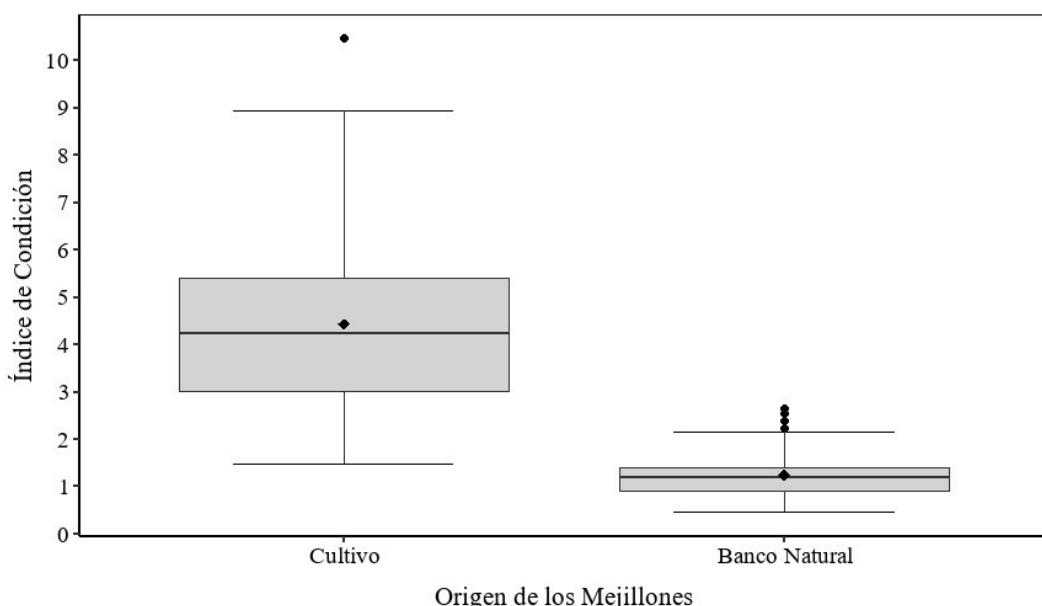


Figura 3. Índice de Condición en mejillones de cultivo (La Fragata) y banco natural (Guacarapo), Venezuela.

Figure 3. Condition Index in cultured mussels (La Fragata) and a natural bank (Guacarapo), Venezuela.

Abundancia de microplásticos y frecuencia de ocurrencia

En los organismos provenientes del sistema de cultivo, se identificaron un total de 315 MPs en 64 individuos, lo que representó un 80% de los organismos estudiados, la muestra con mayor presencia de estas partículas presentó 34 ítems. En esta fracción del estudio, los MPs se caracterizaron físicamente en 294 fibras, seguida de 16 espumas y 5 fragmentos (Fig. 6). En los ejemplares del banco natural se obtuvieron un total de 12 MPs, en 11 individuos, lo que representó un 13,75% de los organismos estudiados. En esta fracción del estudio los MPs fueron caracterizados físicamente como 10 fibras y 2 fragmentos (Fig. 7). El análisis de la *U de Mann-Whitney* demostró que existen diferencias significativas entre ambos factores ($W=5595,5$ $P=2,2 \times 10^{-16}$; Figs. 4 y 5).

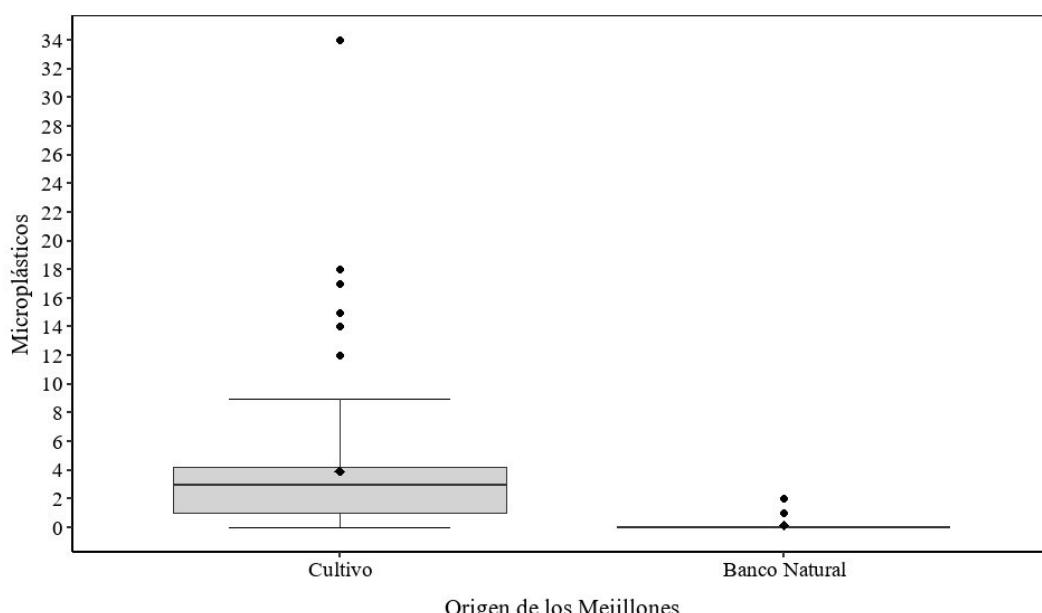


Figura 4. Abundancia de microplásticos en mejillones de cultivo (La Fragata) y banco natural (Guacarapo), Venezuela: un análisis comparativo.

Figure 4. Microplastic abundance in cultured mussels (La Fragata) and a natural bank (Guacarapo), Venezuela: a comparative analysis.

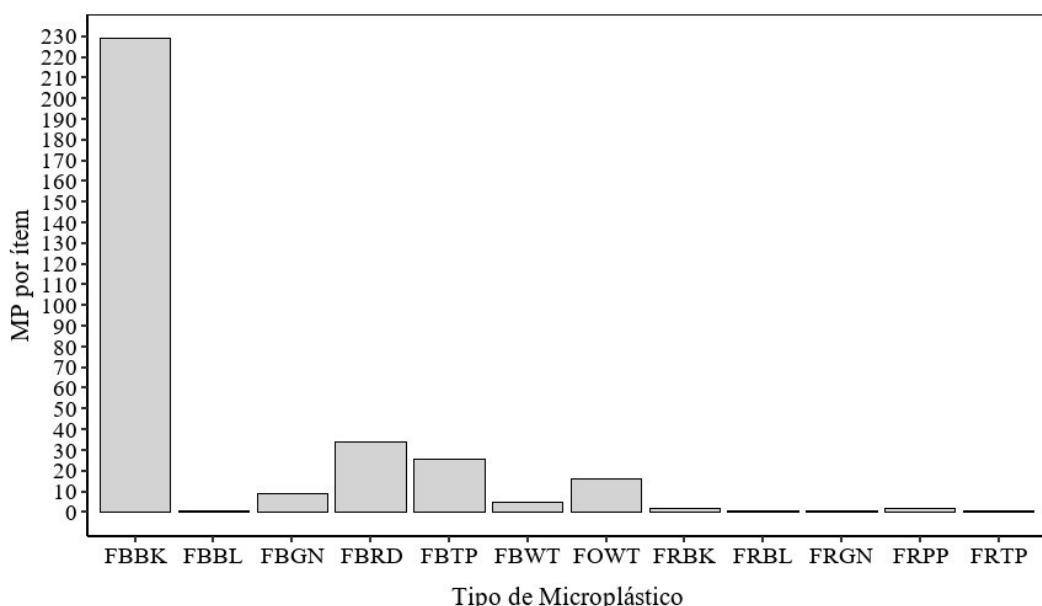


Figura 5. Valores de microplásticos (forma y color) en mejillones de cultivo y banco natural, Venezuela (FB=Fibra, FR=Fragmento, FO=Espuma, BK=Negro, BL=Azul, GN=Verde, RD=Rojo, TP=Transparente, WT=Blanco).

Figure 5. Microplastic values (shape and color) in cultured and natural-bank mussels, Venezuela (FB = Fiber, FR = Fragment, FO = Foam, BK = Black, BL = Blue, GN = Green, RD = Red, TP = Transparent, WT = White).



Figura 6. Fotografías de los microplásticos hallados en los mejillones de sistemas de cultivos (La Fragata).

Figure 6. Photographs of the microplastics found in mussels from culture systems (La Fragata).

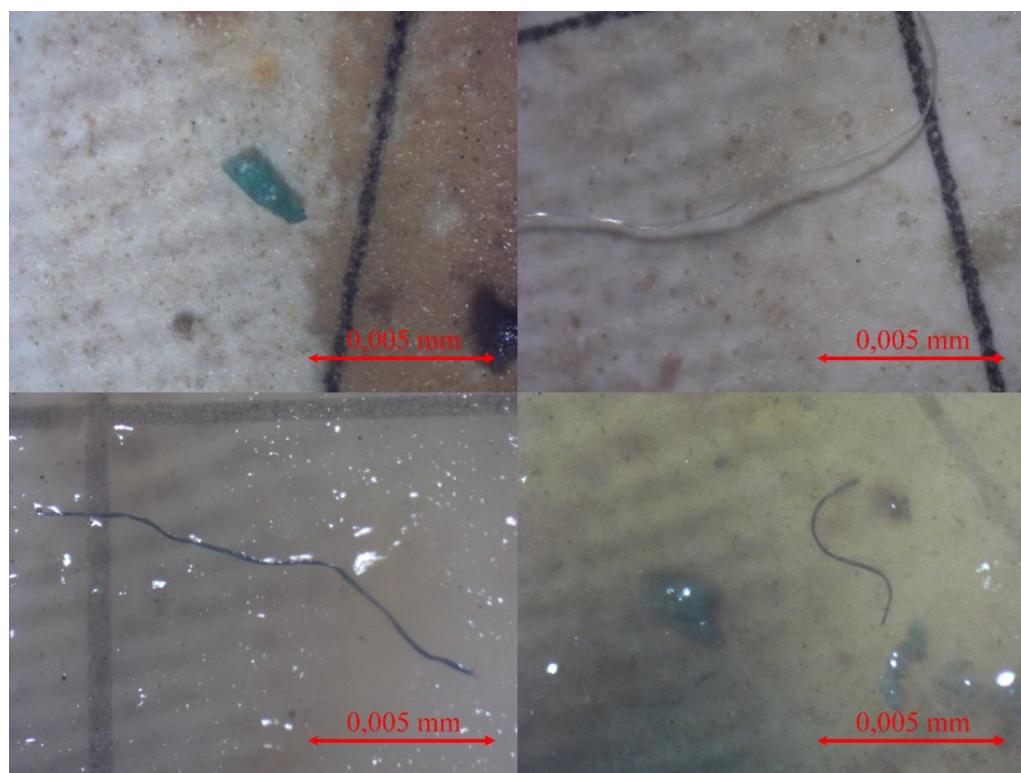


Figura 7. Fotografías de los microplásticos hallados en mejillones pertenecientes al banco natural (Guacarapo).
Figure 7. Photographs of the microplastics found in mussels from the natural bank (Guacarapo).

Correlaciones

El análisis de correlación reflejó, que existe una baja y negativa relación entre el índice de rendimiento y el IC3, con respecto a la abundancia de MPs, lo que podría indicar el efecto negativo de estas partículas en la condición fisiológica de los organismos (Fig. 8).

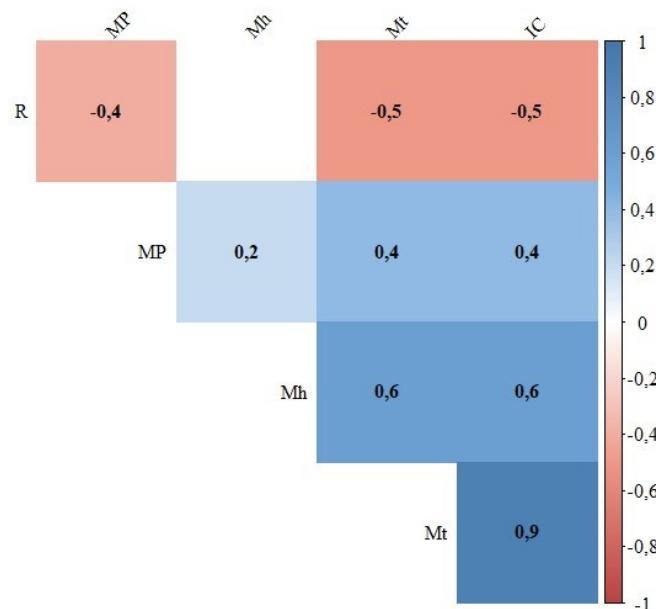


Figura 8. Correlaciones entre las variables rendimiento (R), índice de condición (CI3), masa fresca de los tejidos blandos (Mh) masa total (Mt.) y abundancia de microplásticos (MPs) en los mejillones *Perna perna* proveniente de un sistema de cultivo (La Fragata) y un banco natural (Guacarapo).

Figure 8. Correlations among the variables yield (R), condition index (CI3), fresh mass of soft tissues (Mh), total mass (Mt), and microplastic abundance (MPs) in the mussels *Perna perna* from a culture system (La Fragata) and a natural bank (Guacarapo).

DISCUSIÓN

Los resultados muestran que las fibras son el tipo más común de MPs encontrados, lo cual concuerda con los resultados mostrados en otras especies de bivalvos comerciales por Naji *et al.* (2018), Abidli *et al.* (2019), Li *et al.* (2019), Teng *et al.* (2019), Ding *et al.* (2020) y Villao y Piguave (2022). Las fibras son materiales unidimensionales y se degradan fácilmente en pedazos más pequeños, que fácilmente pueden ser filtrados por los moluscos, lo que conduce a una presencia generalizadas en estos organismos (Koongolla *et al.* 2020).

Por su parte, Browne *et al.* (2011) y Witte *et al.* (2014) y Alves *et al.* (2019) concluyen que las fibras podrían estar asociadas con las actividades pesqueras y acuícolas debido a las diferentes reparaciones y reciclados de los materiales usados en estas actividades. Específicamente, en la zona de estudio, para los cultivos de estos organismos se reutilizan redes de pesca de la industria atunera, mayormente color negro y que ya han cumplido su vida útil. Sumado a esto, cabe destacar que las fibras están correlacionadas con la escorrentía de aguas pluviales, así como con la alta descarga de aguas residuales no tratadas o parcialmente tratadas. Los resultados obtenidos en este estudio concuerdan con investigaciones previas (Mathalon y Hill, 2014; Li *et al.* 2015) que han reportado una mayor incidencia de MPs en mejillones de sistemas de cultivos en comparación con aquellos de bancos naturales. Esta diferencia podría atribuirse al uso de materiales plásticos en los sistemas de cultivo, como las cuerdas de polipropileno, que al fragmentarse por la acción de los factores ambientales facilitan la ingestión de MPs por parte de los bivalvos.

Según Ding *et al.* (2021), la abundancia de MPs flotantes es mayor en los sistemas de cultivo debido al uso generalizado de plásticos en esta actividad. Esta mayor disponibilidad de MPs en el entorno de cultivo incrementa la probabilidad de ingestión por parte de los mejillones. Estudios realizados en otros organismos, como peces (Feng *et al.* 2019; Su *et al.* 2019), también han evidenciado que el hábitat es un factor determinante en la acumulación de MPs, con mayores concentraciones en ambientes donde predomina la acuicultura.

Dawson *et al.* (2018) demostraron que los MPs pueden experimentar una mayor fragmentación durante la digestión, lo que podría explicar la mayor abundancia de partículas más pequeñas en los moluscos. Este proceso de fragmentación aumenta la superficie de contacto entre los MPs y los tejidos del organismo, potencialmente agravando los efectos. Dada la importancia de este fenómeno, resulta fundamental investigar los factores que inciden en la acumulación de MPs en los organismos marinos.

Con respecto al rendimiento (R) y al índice de condición (IC3), este trabajo concuerda con Narváez *et al.* (2008; 2009) y Acosta *et al.* (2011), autores que atribuyeron un menor R e IC3 debido a una menor disponibilidad de alimento de origen fitoplanctónico. En cuanto al análisis de correlación, estudios previos también reportaron una relación negativa entre la abundancia de MPs con el peso húmedo de los organismos, sugiriendo que a medida que incrementa el número de MPs disminuye la talla y peso de los organismos de una manera moderada (Catarino *et al.* 2018; Villao y Piguave, 2022). Debido a las variaciones estacionales en los ciclos de desove y las etapas de crecimiento, la misma especie de molusco puede interactuar de manera distinta con los MPs en diferentes etapas de la vida (Naji *et al.* 2018). Por lo tanto, también se deben considerar parámetros fisiológicos como el desarrollo gonadal. Su *et al.* (2019) y Staichak *et al.* (2021) indicaron que los mejillones son organismos filtradores muy eficientes, lo que los hace organismos acumuladores de microplásticos por excelencia.

Durante la maduración gonadal los mejillones incrementan su actividad metabólica y filtran mayor volumen de agua, lo que permite obtener los nutrientes necesarios para la formación de gametos. Esta mayor tasa de filtración podría favorecer la ingestión incidental de MPs, aumentando su bioacumulación (Stamatiki *et al.* 2020). Es importante destacar que ninguno de los mejillones analizados, ya sea de cultivo o del banco natural, presentó desarrollo gonadal, lo que pudo deberse a que ya habían pasado por el periodo de desove. Además, los mejillones de cultivo mostraron una menor masa muscular en comparación con los de vida libre. Cabe destacar que los microplásticos actúan como perturbadores endocrinos en ambientes marinos al liberar sustancias químicas tóxicas que interfieren con las hormonas de los organismos, lo que provoca problemas reproductivos y de desarrollo. Estos compuestos, que incluyen plastificantes y otros aditivos, pueden acumularse en los tejidos de los mismos y alterar importantes ejes hormonales (Tyc *et al.* 2025).

Estos hallazgos, junto con los resultados de Browne *et al.* (2008) y Castaño-Ortiz *et al.* (2023), sugieren que la ingestión de MPs podría estar afectando el crecimiento, la reproducción y el metabolismo energético de los mejillones.

Estos resultados preliminares invitan a seguir desarrollando esta línea de investigación, abordando la identificación química de los MPs, con la finalidad de generar modelos y bioensayos de toxicidad que permitan comprender la influencia de estos contaminantes sobre los organismos. Al igual que para futuros trabajos, se deberían evaluar las aguas circundantes para comparar los MPs encontrados con las posibles partículas biodisponibles en el entorno. No obstante, también se deslumbra la necesidad de desarrollar nuevas tecnologías y/o materiales para contrarrestar la contaminación por MPs generada por la acuicultura, apuntalando a un beneficio ambiental importante para el sector.

Declaración de conflicto de interés de los autores

Los autores declaran que no tienen ningún interés financiero, competitivo, ni relaciones personales que pudieran haber influido en los resultados presentados en este artículo o general algún conflicto de intereses.

Declaración de buenas prácticas en el uso de seres vivos

Los autores declaran haber seguido todas las pautas internacionales, nacionales o institucionales aplicables para el cuidado y uso de animales en la realización del presente trabajo.

Declaración de contribución de autoría (CrediT)

Dialys Bastardo-Vera: realizó el planteamiento de la hipótesis y objetivos de la investigación, trabajo de laboratorio, análisis de resultados y redacción del manuscrito. *Juan López-Marcano*: realizó el planteamiento de la hipótesis y objetivos de la investigación, trabajo de laboratorio, análisis de resultados y modelos estadísticos. *Ivis Fermín*: realizó trabajos de asesorías y verificó los resultados experimentales y contribuyó en sus análisis. *Luis Freites*: realizó trabajos de asesorías y verificó los resultados experimentales y contribuyó en sus análisis. *Edgar García*: proporcionó materiales de laboratorio, equipos, realizó labores de campo (colección de las muestras) y de laboratorio.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos al grupo de investigación sobre Plásticos y Microplásticos en Ambientes y Organismos Marinos del Instituto Oceanográfico de Venezuela de la Universidad de Oriente, por su valiosa colaboración y asesoría para que se lleve a cabo este trabajo.

REFERENCIAS

- Abidli S., Y. Lahbib y T. Menif. 2019. Microplastics in commercial molluscs from the lagoon of Bizerte (Northern Tunisia). *Marine Pollution Bulletin* 142: 243-252. <<https://doi:10.1016/j.marpolbul.2019.03.048>>
- Andrade, A., P. Barnes, J. Bornman, T. Gouin, S. Madronich, C. White, R. Zepp y M. Jansen. 2022. Oxidation and fragmentation of plastics in a changing environment; from UV-radiation to biological degradation. *Science of the Total Environment* 851, Part 2. <<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.158022>>
- Acosta, V., A. Prieto, B. Licett, Y. Longart y M. Montes. 2011. Rendimiento, índice de condición y esfuerzo reproductivo del mejillón verde Perna viridis en cultivo de fondo en el Golfo de Cariaco, estado Sucre, Venezuela. *Zootecnia Tropical* 29 (4): 399-410.
- Alves, V., G. Figueiredo y G. Bay. 2019. Microplastic in the sediments of a highly eutrophic tropical estuary. *Marine Pollution Bulletin* 146: 326-335.

- Balladares, C., I. Fermín, E. García, C. Amibilia y D. Rodríguez. 2023. Preliminary analysis of microplastics from the main continental nesting beach of the hawksbill sea turtle (*Eretmochelys imbricata*) in Venezuela. Latin American Journal of Aquatic Research 51 (1): 79-87.
- Beyer, J., N. Green, W. Brooks, S. Allan, J. Ruus, A. Gomes y T. Schøyen. 2017. Blue mussels (*Mytilus edulis* spp.) as sentinel organisms in coastal pollution monitoring: A review. Marine Environmental Research 130: 338-365. <https://doi:10.1016/j.marenvres.2017.07.024>
- Bosker, T., L. Guaita y P. Behrens. 2018. Microplastic pollution on Caribbean beaches in the Lesser Antilles. Marine Pollution Bulletin 133: 442-447.
- Browne, M., A. Dissanayake, S. Galloway, M. Lowes y R. Thompson. 2008. Ingested Microscopic Plastic Translocates to the Circulatory System of the Mussel, *Mytilus edulis* (L.). Environmental Science & Technology 42 (13): 5026-5031.
- Browne, M., P. Crump, S. Niven, E. Teuten, A. Tonkin, T. Galloway y R. Thompson. 2011. Accumulations of microplastic on shorelines worldwide: sources and sinks. Environmental Science & Technology 45 (21): 9175-9179.
- Castaño-Ortiz, J., F. Courant, E. Gomez, M. García-Pimentel, V. León, J. Campillo, M. Santos, D. Barceló y S. Rodríguez-Mozaz. 2023. Combined exposure of the bivalve *Mytilus galloprovincialis* to polyethylene microplastics and two pharmaceuticals (citalopram and bezafibrate): Bioaccumulation and metabolomic studies. Journal of Hazardous Materials 458: 131904. <<https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2023.131904>>
- Catarino, A., V. Macchia, W. Sanderson, R. Thompson y T. Henry. 2018. Low levels of microplastics (MP) in wild mussels indicate that human ingestion of PM is minimal compared to exposure via rain from household fibers during a meal. Environmental Pollution 237: 675-684.
- Choy, C., A. Robison, B. Gagne, T. Erwin, B. Firl, E. Halden, R. Hamilton, J. Katija, K. Lisin, S. Rolsky y C. Van Houtan. 2019. The vertical distribution and biological transport of marine microplastic across the epipelagic and mesopelagic water column. Scientific Reports 9: 7843.
- Dawson, A., S. Kawaguchi y C. King. 2018. Turning microplastics en nanoplásticos a través de la fragmentación digestiva por el krill antártico. Nature Communications 9:1-8.
- Deng, Y., Zhang, Y., Lemos, B. y Ren, H. (2017). Tissue accumulation of microplastics in mice and biomarker responses suggest widespread health risks of exposure. Scientific Reports 7:46687. <https://doi.org/10.1038/srep46687>
- Díaz Díaz, O. y I. Liñero-Arana. 2006. Poliquetos (Annelida: Polychaeta) asociados a substratos artificiales en tres localidades del Golfo de Cariaco, Venezuela. SABER, 18 (3-10)
- Ding, J., J. Li, C. Sun, F. Jiang, C. He, M. Zhang, P. Ju y N. Ding. 2020. Examination of the occurrence and potential risks of microplastics in various shellfish. Science of the Total Environment 739: 139887.
- Ding, J., C. Sun, C. He, J. Li, P. Ju y F. Li. 2021. Microplastics in four bivalve species and basis for using bivalves as bioindicators of microplastic pollution. Science of the Total Environment 782: 146830. <https://doi:10.1016/j.scitotenv.2021.146830>
- Engler, R. 2012. The complex interaction between marine debris and toxic chemicals in the ocean. Environmental Science & Technology 46 (22): 12302-12315. <<https://doi:10.1021/es3027105>>
- Feng, Z., T. Zhang, Y. Li, X. He, R. Wang, J. Xu y G. Gao. 2019. Accumulation of microplastics in fish from a major fish farm and mariculture area, Haizhou Bay, China. Environmental Science & Technology 696: 133948.
- Frias, J. y R. Nash. 2019. Microplastics: finding a consensus on the definition. Marine Pollution Bulletin 138: 145-147.

- Frontado, J., B. Licet. y V. Acosta. 2018. Uso de índices de condición para la determinación de la época de cosecha del mejillón en el golfo de Cariaco, Venezuela. *Zootecnia Tropical* 36 (1-2): 51-60.
- Gamboa, A., C. Pinto, G. Gutiérrez y J. Ramírez. 2022. Basura plástica y microplásticos: contaminantes emergentes presentes en sedimentos de una playa Urbana del oriente venezolano. *Ciencias de la Ingeniería* 9 (1): 14-26.
- Gamboa, A., C. Pinto, G., Gutiérrez, A., Casalins, M., Carvajal, R., Rojas, N., Oliveros, I., Villarroel y G., da Rosa. 2025. Assessing plastic contamination on a Caribbean Beach: evidence from eastern Venezuela. *Regional Studies in Marine Science* 104360. <https://doi.org/10.1016/j.rsm.2025.104360>
- García, E., J. López-Marcano y I. Fermín. 2023. Variación espacial y temporal de microplásticos en una playa turística al sur del mar caribe, estado Sucre, Venezuela. *Boletín Instituto Oceanográfico Venezuela* 62(2): 24-40.
- GESAMP (Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environment al Protection). 2019. Guidelines or the monitoring and assessment of plastic litter and microplastics in the ocean (Kershaw, P.J.; Turra, A. & Galgani, F. eds.), (IMO/FAO/UNESCO IOC/UNIDO/WMO/IAEA/UN/UNEP/UNDP/ISA). Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection). Rep. Stud. GESAMP No. 99, 130p.
- Geyer, R., J. Jambeck y K. Law. 2017. Production, use and fate of all plastics ever made. *Science Advances* 3(7):1-15.
- González, C., N. Machain y C. Campagna. 2015. Legal and institutional tools to mitigate plastic pollution affecting marine species, Argentina as a case study. *Marine Pollution Bulletin* 92(1-2): 125-133.
- Grillo, J., M. Sabino y R. Ramos. 2021. Short-term ingestion and tissue incorporation of Polystyrene microplastic in the scleractinian coral *Porites porites*. *Regional Studies in Marine Science* 43: 101697.
- Hidalgo-Ruz, V., L. Gutow, R. C. Thompson y M. Thiel. 2012. Microplastics in the marine environment: a review of the methods used for identification and quantification. *Environmental Science & Technology* 46 (6): 3060-3075.
- Jitrapat, H., I. Sivaipram, A. Piumsomboon, S. Suttiruengwong, J Xu, T. Vo y D. Li. 2024. Ingestion and adherence of microplastics by estuarine mysid shrimp. *Marine Environmental Research* 197. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2024.106455>
- Koongolla, J., L. Lin y Y. Pan. 2020. Occurrence of microplastics in gastrointestinal tracts and gills of fish from the Beibu Gulf, China Sea. *Southern Environmental Pollution* 258: 113-734.
- Kolandhasamy, P.; Su, L.; Li, J.; Qu, X.; Jabeen, K. y Shi, H. 2018. Adherence of microplastics to soft tissue of mussels: A novel way to uptake microplastics beyond ingestion. *Science of the Total Environment* 610-611: 635-640.
- Li, J., D. Yang, L. Li, K. Jabeen y H. Shi. 2015. Microplastics in commercial bivalves from China. *Environmental Pollution* 207: 190-195. <<http://doi.org/10.1016/j.envpol.2015.09.018>>
- Li, J., K. Zhang y H. Zhang. 2018. Adsorption of antibiotics on microplastics. *Environmental Pollution* 237: 460-467.
- Li, Q., C. Sun, Y. Wang, H. Cai, L. Li, J. Li y H. Shi. 2019. Fusion of microplastics into the mussel byssus. *Environmental Pollution* 252: 420-426. <<http://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.05.09359>>
- Liu, Y., Z. Wang, S. Wang, H. Fang, N. Ye y D. Wang. 2019. Ecotoxicological effects on *Scenedesmus obliquus* and *Danio rerio* Co-exposed to polystyrene nano-plastic particles and natural acidic organic polymer. *Environmental Toxicology and Pharmacology* 67: 21-28. <<http://doi.org/10.1016/j.etap.2019.01.007>>
- López-Marcano, J., E. García y I. Fermín. 2023. Microplásticos en la sardina *Sardinella aurita* (Teleostei: Clupeidae) en Sucre, Venezuela. *Revista de Biología Tropical* 71: 2215-2075. <<https://doi.org/10.15517/rev.biol.trop.v71i1.55101>>

- Lusher, A., C. O'donnell, R. Officer y I. O'connor. 2016. Microplastic interactions with North Atlantic mesopelagic fish. *ICES J. Marine Science* 73: 1214-1225.
- Lusher, A. y G. Hernandez-Milian. 2018. Microplastic extraction from marine vertebrate digestive tracts, regurgitates and scats: A protocol for researchers from all experience levels. *Bio-protocol*, 8: 1-12.
- Mann, H. y D. Whitney. 1947. On a test of whether one of two random variables is stochastically larger than the other. *The Annals of Mathematical Statistics* 18(1): 50-60. <<https://doi.org/10.1214/aoms/1177730491>>
- Mathalon, A. y L. Hill. 2014. Microplastic fibers in the intertidal ecosystem surrounding Halifax Harbor, Nova Scotia. *Marine Pollution Bulletin* 81(1): 69-79. <<https://doi:10.1016/j.marpolbul.2014.02.018>>
- Medina Faull, L., T. Zaliznyak y G.Taylor. 2024. From the Caribbean to the Arctic, the most abundant microplastic particles in the ocean have escaped detection. *Marine Pollution Bulletin* 202: 116338 <<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2024.116338>>
- Naji, A., M. Nuri y A. Vethaak. 2018. Contamination by microplastics in shellfish in the northern part of the Persian Gulf. *Environmental Pollution* 235: 113-120.
- Narváez, M., L. Freites, J. Mendoza y M. Guevara. 2009. Influence of spat origin and environmental parameters on biochemical composition and biometry of the brown mussel *Perna perna* (Linné, 1758), under culture conditions. *Revista de Biología Marina y Oceanografía* 44(2): 343-355.
- Narváez, M., L. Freites, M. Guevara, J. Mendoza, H. Guderley, C. Lodeiros y G. Salazar. 2008. Food availability and reproduction affects lipid and fatty acid composition of the brown mussel, *Perna perna*, raised in suspension culture. *Comparative Biochemistry and Physiology Part B: Biochemistry and Molecular Biology* 149(2): 293-302.
- Nik Mut, N., J. Na, G. Nam y J. Jung. 2025. The biodegradation of polylactic acid microplastic and their toxic effect after biofouling in activate sludge. *Environmental Pollution* 362. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2024.125038>
- Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO). 2017. Microplastics In Fisheries And Aquaculture. *Fisheries and Aquaculture Technical Paper* 615. <<http://www.fao.org>>
- Oliveira, C., C. Corrêa y W. Smith. 2020. Food ecology and presence of microplastic in the stomach content of neotropical fish in an urban river of the upper Paraná River Basin. *Revista Ambiente & Água*, 15(4): 2551.
- Plastics Europe. 2020. Plastics - the Facts 2020. <<http://www.plasticseurope.org>>
- R Core Team. 2016. R: a language and environment for statiscal computing. R Foundation for Statistical Computing. Vienna. Austria. <<https://www.R-project.org/>>
- Prieto-Ortiz, R. 2023. Contaminación ambiental por plásticos durante la pandemia y sus efectos en la salud humana. *Revista Colombiana de Cirugía* 38 (1) <https://doi.org/10.30944/20117582.2203>
- Provencher, J., A. Bond y M. Mallory. 2015. Marine birds and plastic debris in Canada: a national synthesis and a way for forward. *Environmental Research* 23(1): 1-13
- Purca, S. y Henostroza, A. 2017. Presencia de microplásticos en cuatro playas arenosas de Perú. *Revista peruana de biología* 24: 101-106.
- Ruiz-Santoyo, V., J. Cruz-Merida, S. García Carvajal y M. Arenas Arrocena. 2025. Microplásticos y nanoplasticos: una amenaza para la salud humana y el medio ambiente: Microplastics and nanoplastics: a threat to human health and the environment. *Mundo Nano* 18(34). <https://doi.org/10.22201/ceiich.24485691e.2025.34.69832>

- Seltenrich, N. 2015. New link in the food chain. Marine plastic pollution and safety of seafood. *Environmental Health Perspectives* 123(2): A34-A41. <<https://doi.org/10.1289/ehp.123-A34>>
- Skariyachan, S., A. Setlur, S. Naik, A. Naik, M. Usharani y K. Vasist. 2016. Enhanced biodegradation of low and high-density polyethylene by novel bacterial consortia formulated from plastic-contaminated cow dung under thermophilic conditions. *Environmental Science and Pollution Research* 24(9): 8443-8457.
- Sruthy, S. y E. Ramasamy. 2017. Microplastic pollution in Vembanad Lake, Kerala, India: the first report of microplastics in lake and estuarine sediments in India. *Environmental Pollution* 222: 315-322.
- Staichak, G., A. Ferreira, L. Moreschi, G. Pierre, C. Callil y s. Christo. 2021. Bivalves with potential for monitoring microplastics in South America. *Case Studies in Chemical and Environmental Engineering* (4) 100119. <https://doi.org/10.1016/j.cscee.2021.100119>
- Stamatakis, N., Y., Hatzonikolakis, K. Tsiaras, C. Tsangaridis, G. Petihakis, S. Sofianos y G., Triantafyllou. 2020. Modelling mussel (*Mytilus* spp.) microplastic accumulation. *Ocean Science* 16:927–949. <https://doi.org/10.5194/os-16-927-2020>
- Su, L., H. Deng, B. Li, Q. Chen, V. Pettigrove, C. Wu y H. Shi. 2019. Occurrence of microplastics in specific organs in commercially caught fish off the coast and estuary of eastern China. *Journal of Hazardous Materials* 365: 716-724.
- Suhrhoff, T. y B. Scholz-Böttcher. 2016. Qualitative impact of salinity, UV radiation and turbulence on leaching of organic plastic additives from four common plastics the lab experiment. *Marine Pollution Bulletin* 102: 84-94.
- Teng, J., Q. Wang, W. Ran, D. Wu, Y. Liu, S. Sun, H. Liu, R. Cao y J. Zhao. 2019. Microplastic in farmed oysters from different coastal areas of China. *Science of the Total Environment* 653: 1282-1292.
- Tyc, H. J., K. Kłodnicka, B. Teresińska, R. Karpiński, J. Flieger y J. Baj. 2025 Micro- and Nanoplastics as Disruptors of the Endocrine System-A Review of the Threats and Consequences Associated with Plastic Exposure. *International Journal of Molecular Sciences* 26 (13):6156. <<https://doi: 10.3390/ijms26136156>>
- Van Cauwenbergh L., Janssen C. 2014. Microplastics in bivalves farmed for human consumption. *Environmental Pollution* 193: 65-70. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2014.06.010>
- Villao, J. y X. Piguare. 2022. Microplásticos en mejillones (*Mytella guyanensis*), capturados en Puerto El Morro, provincia del guayas-Ecuador. *Brazilian Journal of Development* 8(8): 60110-60125 <https://doi.org/10.34117/bjdv8n8-340>
- Villarroel, J., V. Acosta y D. Arrieche. 2016. Condición fisiológica de una población de *Arca zebra* (Bivalvia: Arcidae) del banco de Chacopata, Sucre, Venezuela. *Revista de Biología Tropical* 64(3): 1345-1352. <https://doi.org/10.15517/rbt.v64i3.18424>
- Von Moos, N., P. Burkhardt-Holm y A. Kohler. 2012. Uptake and effects of microplastics in cells and tissue of the blue mussel *Mytilus edulis* L. after an experimental exposure. *Environmental Science & Technology* 46(20): 11327 11335. <<https://doi.org/10.1021/es302332w>>
- Wagner, M., C. Scherer, D. Alvarez-Muñoz, N. Brennholt, X. Bourrain, S. Buchinger, E. Fries, C. Grosbois, J. Klasmeier, T. Marti, S. Rodriguez-Mozaz, R. Urbatzka, A. Vethaak, M. Winther-Nielsen y G. Reifferscheid. 2014. Microplastics in freshwater ecosystems: what we know and what we need to know. *Environmental Sciences Europe* 26: 12.
- Witte, B., L. Devriese y K. Bekaert. 2014. Quality evaluation of the blue mussel (*Mytilus edulis*): Comparison between commercial and wild types. *Marine Pollution Bulletin* 85: 146-155.
- Zar, H. 1974. Bioestatistical analysis. Illinois, EEUU: Prentice Hall. Biological Sciences Series.
- Zettler, E., T Mincer y L. Amaral-Zettler. 2013. Life in the “Plasti-sphere”: microbial communities in plastic marine debris. *Environmental Science & Technology* 47: 7137-7146.

Zhang, C., X. Chen, J. Wang y L. Tan. 2017. Toxic effects of microplastic on marine microalgae *Skeletonema costatum*: Interactions between microplastic and algae. Environmental Pollution 220: 1282-1288. <<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.11.005>

