

**MICROPLÁSTICOS EN *Caranx crysos* Y *Mugil incilis* DOS ESPECIES DE  
IMPORTANCIA COMERCIAL Y LOCAL EN EL CARIBE COLOMBIANO**

**MARÍA CAMILA CASTELLANOS JIMÉNEZ**

**Tesis para optar al título de  
Magíster en Gestión Ambiental de Sistemas Marino-Costeros**

**Directora  
DIANA BUSTOS MONTES  
Bióloga Marina  
Magíster en Ciencias-Biología  
Doctora en Ciencias-Biología**

**Codirector  
ADOLFO SANJUAN MUÑOZ  
Biólogo Marino  
Máster en Biodiversidad  
Magíster en Gestión Ambiental de Zonas Costeras  
Doctor en Biodiversidad**

**Asesor  
CARLOS JULIO POLO SILVA  
Biólogo Marino  
Doctor en Ciencias del Mar y Limnología**

**UNIVERSIDAD DE BOGOTÁ JORGE TADEO LOZANO  
FACULTAD DE CIENCIAS NATURALES E INGENIERÍA  
MAESTRÍA EN GESTIÓN AMBIENTAL DE SISTEMAS MARINO-COSTEROS  
SANTA MARTA  
2023**

## **AGRADECIMIENTOS**

Primeramente, le doy gracias a mi familia que me ha apoyado en todos mis proyectos personales.

Agradezco a MINCIENCIAS por el financiamiento y a la Universidad Jorge Tadeo Lozano por su ejecución que permitieron el desarrollo de este programa.

Quiero darle las gracias a mi directora Diana Bustos por su tiempo y dedicación en este proyecto.

Al profesor Adolfo Sanjuan por confiar en mí y tenerme en cuenta para este programa.

Al profesor Carlos Polo que siempre me ha brindado su tiempo y sus conocimientos.

A mis compañeras de Trofodinámica Diana Rubio y Ana Hernández por su apoyo incondicional.

A Javi por su apoyo y ánimo durante este proceso.

A Luis Garzón y Valentina Ospina, mis amigos incondicionales.

Agradezco a los coordinadores y los demás jóvenes investigadores.

A los semilleristas que colaboraron durante los procesos de fase de campo y de laboratorio.

## CONTENIDO

<b>1. INTRODUCCIÓN.....</b>	<b>2</b>
<b>2. METODOLOGÍA .....</b>	<b>4</b>
2.1. Área de estudio .....	4
2.2. Obtención de muestras .....	5
2.3. Procesamiento de muestras y extracción de tejidos .....	6
2.4. Procesamiento de muestras de microplásticos .....	6
2.5. Procesamiento de isótopos estables.....	8
2.6. Análisis estadísticos .....	8
<b>3. RESULTADOS.....</b>	<b>10</b>
3.1. Ecología trófica de <i>C. caryos</i> y <i>M. incilis</i> .....	10
3.2. Nivel trófico.....	11
3.3. Amplitud y traslape de nicho isotópico .....	12
3.4. Cuantificación de microplásticos .....	13
3.5. Relación entre la abundancia de microplásticos y las señales isotópicas .....	15
<b>4. DISCUSIÓN.....</b>	<b>16</b>
4.1. Ecología trófica de <i>C. caryos</i> y <i>M. incilis</i> .....	16
4.2. Nivel trófico.....	18
4.3. Amplitud y traslape de nicho isotópico .....	19
4.4. Cuantificación de microplásticos .....	19
4.5. Relación entre la abundancia de microplásticos y las señales isotópicas .....	25
<b>5. CONCLUSIONES.....</b>	<b>26</b>
<b>6. BIBLIOGRAFÍA.....</b>	<b>27</b>
<b>7. ANEXOS .....</b>	<b>41</b>

## FIGURAS

Figura 1. Área de estudio y sectores influenciados por el río Magdalena y Sinú. ....	4
Figura 2. Formas de microplásticos encontrados en los tractos digestivos de las especies analizadas. a) y d) fibras, b) láminas, c) fragmentos encontrados en <i>M. incilis</i> , e) gránulos y espumas observados en <i>C. crysos</i> .....	7
Figura 3. Relación entre los promedios de las señales isotópica ( $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ ) y las abundancias promedio de MP (círculos) de <i>C. crysos</i> y <i>M. incilis</i> en el sector de Magdalena (MAG) y Sinú (SIN) durante la época climática lluviosa (LL) y seca (SC).....	10
Figura 4. Nivel trófico estimado para <i>C. crysos</i> y <i>M. incilis</i> en el sector de Magdalena (MAG) y Sinú (SIN) durante la época climática lluviosa (LL) y seca (SC). ....	12
Figura 5. Áreas de la elipse corregida (SEAc) de <i>C. crysos</i> y <i>M. incilis</i> por el sector de Magdalena (MAG) y Sinú (SIN) durante la a) época climática lluviosa y b) seca. ....	12
Figura 6. Promedio (error estándar) de la abundancia de microplásticos (MP) en <i>C. crysos</i> (n = 57) y <i>M. incilis</i> (n = 76) en el sector de Magdalena (MAG) y Sinú (SIN) durante la época climática lluviosa (LL) y seca (SC).....	13
Figura 7. Frecuencia relativa de los tipos de forma de microplásticos extraídos de la cojinúa y la lisa en las dos épocas climáticas y sectores evaluados. ....	14

## TABLAS

Tabla 1. Resultados del análisis de PERMANOVA realizado con las señales isotópicas $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ de 238 individuos de <i>C. crysos</i> y <i>M. incilis</i> por época (Ép), sector (Se) y especie (sp.). gl: grados de libertad, *diferencias significativas ( $p < 0.05$ ).....	11
Tabla 2. Resultados del análisis de PERMANOVA realizado a 133 individuos con presencia de microplásticos por época (Ép), sector (Se) y especie (sp.). gl: grados de libertad, *diferencias significativas ( $p < 0.05$ ).....	15

## ANEXOS

Anexo 1. Estudios relacionados con la determinación de microplásticos (MP) en individuos pertenecientes al género <i>Mugil incilis</i> y <i>Caranx crysos</i> . CGSM: Ciénaga Grande de Santa Marta, n: número de individuos analizados. ....	41
Anexo 2. Información de la talla y masa total promedio de los individuos de cada especie por época y sector, relacionado con su tipo de alimentación, hábitat y talla de madurez. LT: longitud total, cm: centímetros. ....	41
Anexo 3. Resumen estadístico (promedio $\pm$ error estándar y (máximo y mínimo)) de las señales isotópicas $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ de <i>C. crysos</i> y <i>M. incilis</i> junto con el área calculada de la elipse corregida (SEAc) por época y sector. n: número de individuos analizados. ....	42
Anexo 4. Resultados del análisis de PERMANOVA por pares realizado con las señales isotópicas de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ de <i>C. crysos</i> (n = 119) en el sector de Magdalena (MAG) y Sinú (SIN) durante la época climática lluviosa (LL) y seca (SC). N/A: no aplica, *diferencias significativas ( $p < 0.05$ ).....	42
Anexo 5. Resultados del análisis de PERMANOVA por pares realizado con las señales isotópicas de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ de <i>M. incilis</i> (n = 119) en el sector de Magdalena (MAG) y Sinú (SIN) durante la época climática lluviosa (LL) y seca (SC). N/A: no aplica, *diferencias significativas ( $p < 0.05$ ).....	43
Anexo 6. Resumen de la cantidad de individuos con microplásticos (MP), frecuencia de ingestión, número total de MP y estadísticos (promedio $\pm$ error estándar, (máximo y mínimo) y coeficiente de variación) de la abundancia de microplásticos por especie, época y sector. ind: individuo. ....	43
Anexo 7. Resultados del análisis de PERMANOVA por pares realizado a 57 individuos de la especie <i>C. crysos</i> con presencia de microplásticos en el sector de Magdalena (MAG) y Sinú (SIN) durante la época climática lluviosa (LL) y seca (SC). N/A: no aplica, *diferencias significativas ( $p < 0.05$ ).....	44
Anexo 8. Resultados del análisis de PERMANOVA por pares realizado a 76 individuos de la especie <i>M. incilis</i> con presencia de microplásticos en el sector de Magdalena (MAG) y Sinú (SIN) durante la época climática lluviosa (LL) y seca (SC). N/A: no aplica, *diferencias significativas ( $p < 0.05$ ).....	44

# MICROPLÁSTICOS EN *Caranx crysos* Y *Mugil incilis* DOS ESPECIES DE IMPORTANCIA COMERCIAL Y LOCAL EN EL CARIBE COLOMBIANO

## RESUMEN

Se caracterizaron los microplásticos (MP) encontrados en los tractos digestivos de *Caranx crysos* y *Mugil incilis*, especies de gran importancia económica y alimentaria en las comunidades locales, con el fin de profundizar en el estado actual de los recursos pesqueros frente a este contaminante. Adicionalmente se relacionaron las concentraciones de MP con los isótopos estables de carbono ( $\delta^{13}\text{C}$ ) y nitrógeno ( $\delta^{15}\text{N}$ ) para entender mejor su comportamiento de ingestión. Se adquirieron un total de 240 ejemplares (120 *C. crysos* y 120 *M. incilis*) en los puntos de desembarco de Tasajera, bahía de Taganga (sector Magdalena) y la bahía de Cispatá del municipio de San Antero (sector Sinú) en las épocas lluviosa de 2021 y seca de 2022. Se encontró mayor concentración y frecuencia de consumo de MP en *M. incilis* que en *C. crysos*, posiblemente por su exposición al sedimento de las ciénagas. Las fibras y las láminas fueron las formas predominantes en los tractos digestivos, pero se evidenció que *C. crysos* puede ingerir accidentalmente otro tipo de microplásticos como gránulos, relacionado con su estrategia de depredación. Se evidenció que la época climática y el sector parecen no influir directamente en la ingestión de MP de las especies, sino sus características tróficas como el tipo de hábitat donde se alimenta, su estrategia de alimentación, dieta y la disponibilidad de MP en el medio.

**Palabras clave:** contaminación marina, isótopos estables, cojinúa, lisa

## ABSTRACT

Microplastics (MP) found in the digestive tracts of *Caranx crysos* and *Mugil incilis*, considered species of great economic and food importance in local communities, were characterized in order to deepen the current status of these fishery resources in relation to this contaminant. Additionally, MP concentrations were related to their trophic ecology aided by stable isotope analysis to better understand their ingestion behavior. A total of 240 specimens (120 *C. crysos* and 120 *M. incilis*) were acquired at the Tasajera fish market, Taganga Bay (Magdalena sector) and Cispatá Bay in San Antero (Sinú sector) landing sites, in the rainy season of 2021 and the dry season of 2022. A higher concentration and frequency of MP consumption was found in *M. incilis* than in *C. crysos*, possibly due to its exposure to the sediment of the marshes. Filaments and films were the predominant forms in the digestive tracts, but it was evidenced that *C. crysos* may accidentally ingest other types of microplastics such as granules, related to their active predation. It was evidenced that the climatic season and the sector do not seem to directly influence the ingestion of MP of the species, but their trophic characteristics such as the type of habitat where they feed, their feeding strategy, diet and the availability of MP in the environment.

**Keywords:** marine litter, stable isotopes, blue runner, grey mullet

## 1. Introducción

El plástico es considerado uno de los principales contaminantes que afecta diferentes ecosistemas alrededor del mundo (McIntyre y He, 2018; Williams y Rangel-Buitrago, 2022). Se estimó que la producción acumulada entre 1950 y 2017 llegó a 9 200 millones de toneladas (t) y para el 2050 se espera que ascienda a 34 000 millones de toneladas (Geyer, 2020). El problema radica en la falta de control en la producción, el uso excesivo y la mala gestión de los residuos que favorecen su presencia en los ambientes marinos (Cole *et al.*, 2011).

La mayor parte de los residuos plásticos que se encuentran en los océanos corresponden a microplásticos -MP- (Ajith *et al.*, 2020). Este término hace referencia a las partículas que presentan un rango de tamaño de 1 a 5000  $\mu\text{m}$  (Zhang *et al.*, 2021; Gonçalves y Bebianno, 2021) que a su vez se pueden fragmentar en partículas más pequeñas denominadas nanoplásticos (0.001 a 1  $\mu\text{m}$ ; Gigault *et al.*, 2018). Algunos MP son manufacturados por las industrias en forma de microesferas (origen primario) para el uso de productos de cuidado personal, pero la mayoría se deriva de la fragmentación por deterioro de los macroplásticos (origen secundario) por ejemplo, botellas de agua, vasos de icopor, bolsas, ropa, entre otros residuos (Andrady, 2017), que están expuestos a agentes físicos (oleaje, vientos y abrasión), procesos de fotooxidación, degradación biológica y deposición química (Guzzetti *et al.*, 2018; Gola *et al.*, 2021).

Los microplásticos provienen principalmente de fuentes terrestres como descargas de aguas residuales, efluentes de plantas de tratamiento, ríos, corrientes, entre otros (Dris *et al.*, 2017; Ugwu *et al.*, 2021). Se han registrado MP en organismos marinos como el zooplancton, peces, tortugas, aves y mamíferos marinos (Lusher *et al.*, 2017). La vía principal de acumulación de microplásticos es a través de la dieta (Borges-Ramírez *et al.*, 2020); factores como el tipo de alimentación (carnívoro, omnívoro, filtrador o detritívoro) y el hábitat, influyen en la abundancia de MP en las especies (Garcés-Ordóñez *et al.*, 2020).

La importancia de la presencia de microplásticos en los tractos digestivos radica en que pueden permear la pared intestinal e incluso afectar los procesos metabólicos en los organismos, ya que liberan sustancias químicas tóxicas (organoclorados, metales pesados, etc.) añadidas en la manufactura o absorbidas durante su permanencia en el ambiente. La

entrada de estos compuestos a las redes tróficas aumenta el riesgo de efectos tóxicos (Anbumani y Kakkar, 2018; Borges-Ramírez *et al.*, 2020). En el ser humano causan toxicidad aguda, toxicidad crónica, carcinogenicidad, genotoxicidad y toxicidad para el desarrollo (Yuan *et al.*, 2022).

El análisis de isótopos estables (AIE) es una herramienta ampliamente utilizada principalmente para estudiar la estructura de las redes tróficas (Layman *et al.*, 2011; Le Croizier *et al.*, 2016). La variación en las señales de los isótopos de  $\delta^{13}\text{C}$  y  $\delta^{15}\text{N}$  reflejan las relaciones tróficas entre los organismos, sus hábitats y sus dietas (Bode *et al.*, 2004). Esta técnica puede ser útil para entender si las características tróficas de las especies tienen alguna relación con los niveles de contaminación por microplásticos.

Se ha documentado ampliamente la presencia de microplásticos en peces a nivel mundial (Ugwu *et al.*, 2021). Sin embargo, en el Caribe colombiano el número de estudios enfocados en esta temática es reducido, especialmente con especies como la cojinúa negra (*Caranx crysos*) y la lisa rayada (*Mugil incilis*) (Anexo 1), que se destacan por ser recursos pesqueros de alto consumo e importancia en las comunidades locales. Dentro de las estadísticas de desembarco de pesca artesanal, de estas especies se reportan notables cantidades de biomasa y un aumento en las capturas a través de los años, en 2015 se registró para las dos especies un volumen desembarcado de 612.4 t que aumentó a 2120.2 t en el año 2020 (Bustos-Montes *et al.*, 2012; De la Hoz *et al.*, 2015; Duarte *et al.*, 2020).

La presencia de este contaminante en los recursos ícticos puede reducir su potencial económico, debido a que en diferentes estudios se ha comprobado que pueden actuar como vectores de otros tipos de contaminantes (metales pesados o contaminantes orgánicos persistentes) que se pueden acumular en los tejidos de los organismos (Anbumani y Kakkar, 2018), lo cual puede poner en riesgo la salud y la seguridad alimentaria de las comunidades, ya que en la zona costera el pescado es la fuente principal de proteína (MADR y FAO, 2015). Por esta razón, es pertinente profundizar en el estado actual de los recursos pesqueros como *C. crysos* y *M. incilis* frente a la contaminación por microplásticos. Los objetivos de esta investigación fueron (1) describir la ecología trófica de la cojinúa y la lisa comercializada en las comunidades del Caribe colombiano, a partir de la determinación de isótopos estables de  $\delta^{15}\text{N}$  y  $\delta^{13}\text{C}$ , (2) caracterizar y cuantificar los microplásticos hallados en los tractos digestivos de las dos especies, según su forma, (3)

determinar las variaciones espaciales y temporales en la abundancia de MP de cada especie y, (4) relacionar la abundancia de microplásticos con las características tróficas de las especies mediante el análisis de isótopos estables.

## 2. Metodología

### 2.1. Área de estudio

El área de estudio se dividió en dos sectores (Figura 1). El criterio de selección se basó en la influencia de los ríos más importantes que desembocan en el Caribe colombiano, el Magdalena y el Sinú (Restrepo y López, 2008). El sistema climático de la región se encuentra influenciado principalmente por el desplazamiento norte-sur de la zona de convergencia intertropical (ZCIT) y la dinámica de los vientos alisios (Pujos *et al.*, 1986; Restrepo y López, 2008; Bastidas Salamanca y Ordóñez Zúñiga, 2017).

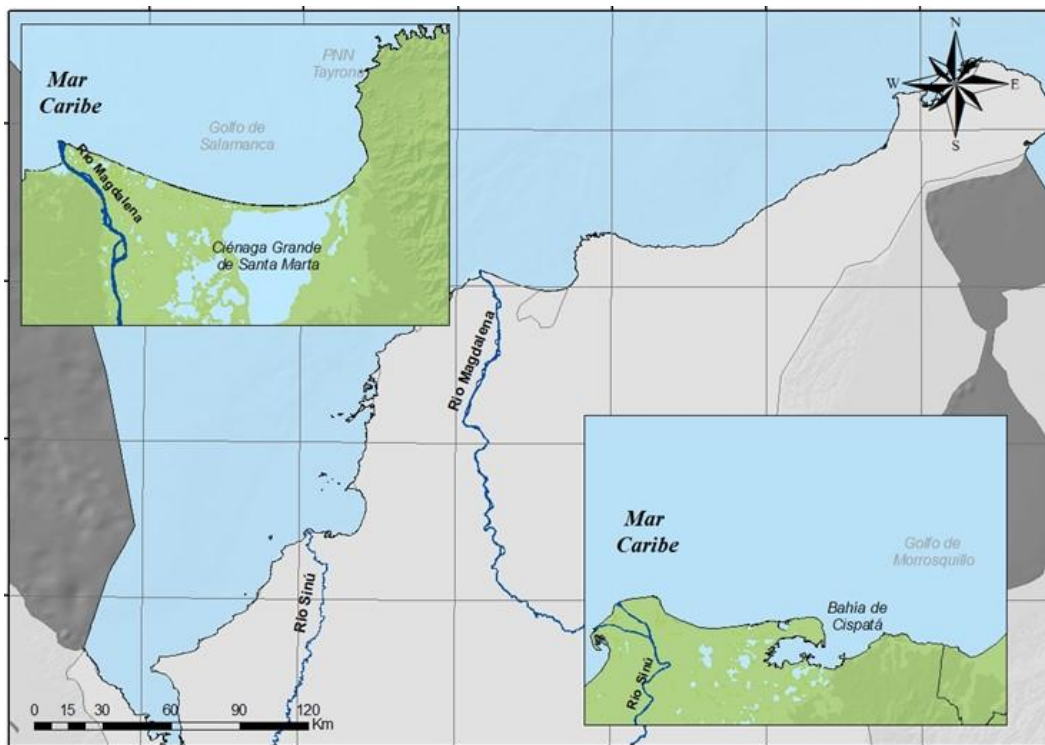


Figura 1. Área de estudio y sectores influenciados por el río Magdalena y Sinú.

El sector Magdalena presenta un régimen climático bimodal, con dos épocas climáticas bien diferenciadas. La seca (diciembre a marzo) se caracteriza por vientos de gran magnitud provenientes del noreste, baja precipitación y aguas frías por el evento de surgencia. La lluviosa (abril a noviembre) presenta vientos con dirección sur-suroeste que disminuyen

notablemente su velocidad (Andrade, 1993; Bastidas Salamanca y Ordóñez Zúñiga, 2017). Por el contrario, el sector Sinú que se localiza hacia el sur del Caribe colombiano, presenta un régimen de precipitación monomodal (CVS-INVEMAR, 2010) durante la época seca la precipitación acumulada representa menos del 10 % (126 mm) pero en el periodo de lluvias aumenta al 90 % (1229 mm; Bastidas Salamanca y Ordóñez Zúñiga, 2017). En este sector no se da el evento de surgencia.

El sistema fluvial más grande de Colombia es el río Magdalena, a sus alrededores se encuentra asentado el 77 % de la población (Restrepo *et al.*, 2020) y se caracteriza por ser un factor importante en la variabilidad oceanográfica del Caribe colombiano (Romero-Rodríguez *et al.*, 2017). Presenta una longitud de 1 612 km, drena un área de 257 438 km<sup>2</sup> (Restrepo y Kjerfve, 2004), su caudal puede alcanzar un promedio de 9 287 m<sup>3</sup>/s, descarga al mar Caribe 142.6×10<sup>6</sup> t de sedimentos anualmente (Restrepo-López *et al.*, 2015) e influye en zonas de gran importancia pesquera como la Ciénaga Grande de Santa Marta (Rodríguez-Rodríguez *et al.*, 2016; Carrasquilla-Henao, *et al.*, 2019) y el golfo de Salamanca (García y Duarte, 2013).

En cuanto al río Sinú, es considerado el principal sistema de agua del departamento de Córdoba (Feria *et al.*, 2010), tiene una longitud de 415 km (Torres-Bejarano *et al.*, 2022), drena un área de 10 180 km<sup>2</sup> (Restrepo y Kjerfve, 2004), descarga en promedio 383 m<sup>3</sup>/s (Serrano, 2004) y en época lluviosa aumenta su caudal hasta 687.7 m<sup>3</sup>/s (Sierra-Correa y Gónima, 2010). A lo largo de su curso interacciona con arroyos, ciénagas y pantanos que desembocan en él (Feria *et al.*, 2010). Los cambios anuales e interanuales en los caudales del río, modulan directamente el funcionamiento del sistema lagunar de la bahía de Cispatá (Ruiz-Ochoa *et al.*, 2008), un área de gran importancia para los pescadores artesanales de la zona (CVS-INVEMAR, 2010).

## **2.2. Obtención de muestras**

Los ejemplares de *C. crysos* y *M. incilis* fueron adquiridos a los pescadores locales únicamente en tres puntos de desembarco de pesca artesanal, que correspondieron a el mercado de Tasajera, la bahía de Taganga (sector Magdalena) y la bahía de Cispatá en el municipio de San Antero (sector Sinú), abarcando dos épocas climáticas (seca y lluviosa). Durante la época seca se optó por adquirir los individuos de *C. crysos* en la bahía de

Taganga debido a la falta de disponibilidad en el mercado de Tasajera. En diferentes días entre el año 2021 y 2022 se recolectaron 30 individuos de cada especie (entre las tallas de 18 y 37 cm de longitud total), en cada punto de desembarco de su respectivo sector y época climática, obteniendo un total de 240 muestras. Según la información proporcionada por los pescadores los ejemplares de la cojinúa fueron pescados, por fuera de la CGSM (Magdalena) y de la bahía de Cispatá (Sinú), y la lisa en el interior de estas. Los individuos se identificaron utilizando las guías de Carpenter (2002a), (2000b) y los catálogos de la FAO de Cervigón *et al.* (1992), posteriormente se transportaron en neveras a la Universidad Jorge Tadeo Lozano para ser preservados a -20 °C hasta su procesamiento.

### **2.3. Procesamiento de muestras y extracción de tejidos**

Se registró para cada individuo la longitud total -LT- (cm) con una cinta métrica y la masa total (g) en una balanza  $\pm 0.01$  g. Posteriormente se realizó una disección desde la apertura anal hasta la boca. Se extrajeron las gónadas para determinar el sexo (por observación directa según sus características) y el tracto digestivo completo (estómago e intestino) para el análisis de microplásticos, el cual se almacenó en frascos plásticos para su preservación a -20 °C y luego se determinó la masa eviscerada. Para el análisis de isótopos estables se retiró de la parte dorsal del cuerpo una porción de tejido muscular de aproximadamente 5 g.

### **2.4. Procesamiento de muestras de microplásticos**

Para reducir la contaminación de las muestras durante el procesamiento de los estómagos, se procuró limitar el flujo de personas en el laboratorio, restringir el uso de aire acondicionado, utilizar ropa de algodón, así como material de metal y de vidrio (Ferreira *et al.*, 2019; Hung *et al.*, 2021), previamente lavado con agua desionizada microfiltrada a través de un tamiz de 25  $\mu\text{m}$  y alcohol al 70 % (Expósito *et al.*, 2021). Adicionalmente, se colocó un blanco control junto con la muestra de estómago durante todo el procesamiento (digestión, observación y clasificación), los microplásticos encontrados que tuvieran características parecidas con los observados en las muestras fueron excluidos y restados de la cuantificación total (Expósito *et al.*, 2021; Justino *et al.*, 2021).

Los microplásticos fueron extraídos siguiendo la metodología de digestión modificada de Karami *et al.* (2016) y Garcés-Ordóñez *et al.* (2020). Dependiendo del tamaño de cada

estómago determinado previamente se agregó tres veces su volumen (Rochman *et al.*, 2015) de una solución de hidróxido de potasio (KOH) al 10 %, preparada previamente con agua desionizada microfiltrada a través de un filtro de nitrocelulosa (0.45  $\mu\text{m}$  de poro) para evitar las impurezas. Cada muestra se incubó a 50 °C por 20 min y luego se dejó a temperatura ambiente entre 1 y 2 días dependiendo del tamaño y el contenido estomacal de cada especie.

Una vez digerido el contenido se pasó por un tamiz metálico de 63  $\mu\text{m}$  lavando con agua microfiltrada. El material retenido en el tamiz se traspasó a una caja de Petri y se llevó al horno a 50 °C por aproximadamente 48 h. Las muestras secas y los blancos se observaron bajo un estereomicroscopio, se clasificaron de acuerdo con su forma en fibras, gránulos, pélets, fragmentos, láminas y espumas (Figura 2) (Lusher *et al.*, 2017; Rochman *et al.*, 2019). Se realizó la prueba de la aguja caliente para discriminar los microplásticos de aquellas partículas sospechosas, ya que el calor provoca que el plástico se recoja y deje una marca pegajosa (Devriese *et al.*, 2015; Kor *et al.*, 2020) y por último, se tomó una fotografía de cada partícula con escala para luego determinar el tamaño con el programa de acceso libre ImageJ 1.8.0. Se midió el contorno para fibras y láminas filamentosas, el lado más largo en láminas, fragmentos y espumas de acuerdo con su forma, ya que muchos de estos tipos de partículas no tienen una forma definida y en gránulos y pélets se midió el diámetro (Rosal, 2021).

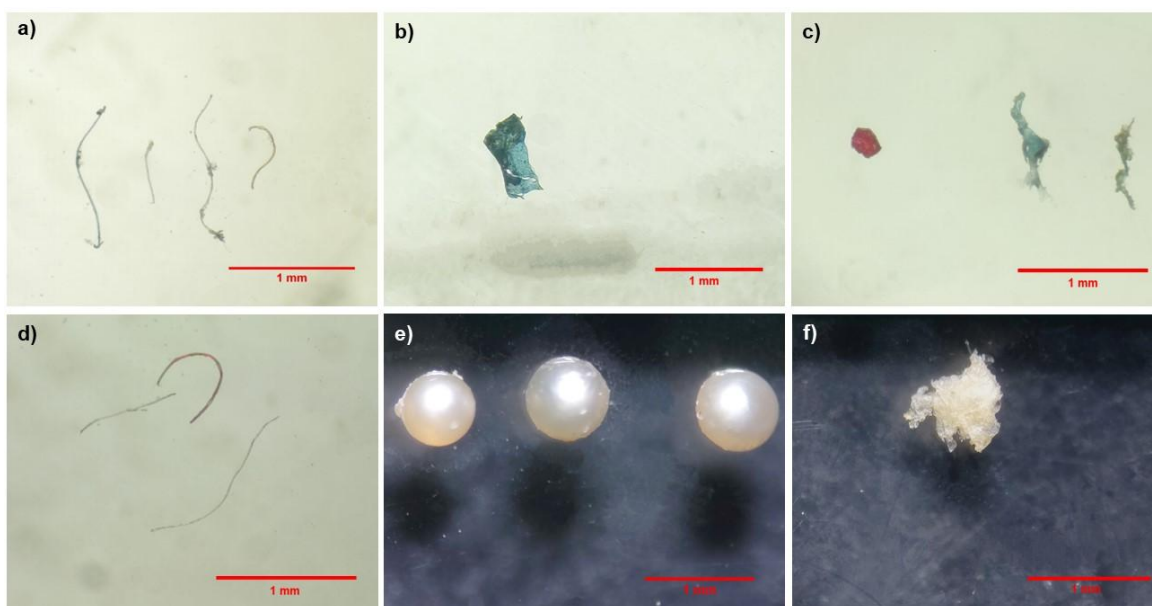


Figura 2. Formas de microplásticos encontrados en los tractos digestivos de las especies analizadas. a) y d) fibras, b) láminas, c) fragmentos encontrados en *M. incilis*, e) gránulos y espumas observados en *C. crysos*.

## 2.5. Procesamiento de isótopos estables

Para determinar si había alguna relación entre la ecología trófica de las especies y la ingestión de microplásticos, las muestras de músculo (5 g) de cada individuo se secaron al horno a 60 °C por 24 h para facilitar su macerado en un mortero de vidrio hasta pulverizar el tejido. Posteriormente se extrajo una submuestra entre 0.6 y 1.1 mg que se almacenó en una cápsula de estaño de 8 × 5 mm. Los valores isotópicos se determinaron en el laboratorio de isótopos estables de la Estación Experimental del Zaidin (CSIC, Granada, España). Los resultados se expresaron en notación delta estándar ( $\delta$ ), definida como partes por mil de la siguiente manera: ( $\text{‰}$ ) =  $[(R_{\text{sample}}/R_{\text{standar}}) - 1] \times 1000$ . Dónde la  $R$  es la proporción de  $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$  o  $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$  (Hobson y Welch, 1992). Los estándares utilizados para  $\delta^{13}\text{C}$  y  $\delta^{15}\text{N}$  fueron Pee Dee Belemnite (PDB) y nitrógeno atmosférico (Post, 2002). Debido a que no se realizó la extracción de lípidos en las muestras se aplicó la normalización matemática propuesta por Post *et al.* (2007) para aquellas muestras con la razón carbono-nitrógeno (C:N) por encima de 3.8, utilizando la siguiente ecuación:  $\delta^{13}\text{C}_{\text{normalizado}} = \delta^{13}\text{C}_{\text{no tratado}} - 3.32 + 0.99 \times \text{C:N}$ .

## 2.6. Análisis estadísticos

La abundancia de microplásticos se expresó en términos de microplásticos totales por individuo (MP/ind) y se calculó la frecuencia relativa de ingestión siguiendo la siguiente formula:  $\text{FRI \%} = (\text{Ni}/\text{N}) \times 100$ , donde Ni es el número de individuos con MP y N el número total de individuos analizados (Pegado *et al.*, 2018; Calderón *et al.*, 2019).

Para establecer diferencias espaciales, temporales y por especie tanto en la abundancia de microplásticos (de acuerdo con la forma) como en las señales isotópicas de  $\delta^{13}\text{C}$  y  $\delta^{15}\text{N}$ , se realizó un análisis multivariado permutado de la varianza (PERMANOVA) a una vía en el programa estadístico PRIMER v7, teniendo en cuenta los factores sector (Se,  $k = 2$ ), época climática (Ép,  $k = 2$ ) y especie (Sp,  $k = 2$ ). De forma general se utilizó el método de permutaciones residuales bajo un modelo reducido con 999 permutaciones y suma de cuadrados tipo III (Anderson *et al.*, 2008). Posteriormente, se realizaron comparaciones por pares entre época × sector para cada especie. Los análisis de microplásticos e isótopos estables se basaron en la matriz de similitud de Bray-Curtis y de distancia Euclidiana, respectivamente, calculadas a partir de los datos sin transformar.

En cuanto a los isótopos estables, el nivel trófico (NT) de las especies se estimó empleando el paquete de R *tRophicPosition* (versión 0.8.0; Quezada-Romegialli *et al.*, 2018). La información ingresada fue la siguiente; para *C. crysos* se tomaron los valores promedio de  $\delta^{15}\text{N}$  de muestras de zooplancton recolectadas por fuera de la CGSM ( $5.6 \pm 1.1 \text{ ‰}$ ) y bahía de Cispatá ( $5.2 \pm 1.0 \text{ ‰}$ ) y para *M. incilis* las señales de adentró de estos dos sitios (CGSM:  $6.7 \pm 0.1 \text{ ‰}$  y Bahía de Cispatá:  $5.3 \pm 0.2 \text{ ‰}$ ), la posición trófica estimada que se manejó para el zooplancton fue 2 (Witteveen *et al.*, 2011) y  $3.4 \text{ ‰}$  como el factor de discriminación trófica por cada nivel trófico (Post, 2002).

La amplitud de nicho isotópico de *C. crysos* y *M. incilis* se calculó por época y sector, utilizando el paquete SIBER (versión 2.1.6; Jackson *et al.*, 2011). Este método de inferencia bayesiana calcula el área de la elipse estándar corregida (SEAc) que contiene el 40 % de los valores de  $\delta^{13}\text{C}$  y  $\delta^{15}\text{N}$  de cada grupo. Esta corrección permite realizar comparaciones directas de nichos isotópicos independientemente del tamaño de la muestra. Se consideró que las variaciones en el área de las elipses se relacionan con cambios en la dieta de los individuos. El traslapeo de nicho se estimó con el paquete *NicheROVER*, este método permite cuantificar la región del nicho y la probabilidad de sobreponerse dentro de la misma especie o entre especies (Swanson *et al.*, 2015).

Para determinar si existe una relación entre el sitio donde se alimenta y el aumento de señales  $\delta^{15}\text{N}$  relacionado con el consumo de presas de mayor o menor nivel trófico y la abundancia de microplásticos, se llevó a cabo una regresión lineal entre los valores isotópicos de  $\delta^{13}\text{C}$  y  $\delta^{15}\text{N}$  con la cantidad de microplásticos de cada individuo. Se consideró que sí existía una relación significativa entre las variables, cuando el valor p era menor al nivel de significancia de 0.05 y también se observó el coeficiente de determinación ajustado ( $R^2$ ) en cada caso para evaluar la fuerza de asociación entre las dos variables (Zar, 2010).

### 3. Resultados

Se analizaron 120 individuos de *Caranx crysos* y 120 de *Mugil incilis*, tallas y masas por sector y época climática, así como su tipo de hábitat y alimentación se resumen en el Anexo 2.

#### 3.1. Ecología trófica de *C. crysos* y *M. incilis*

Del total de individuos analizados se obtuvo la lectura correcta de 238 muestras de músculo de ambas especies (Anexo 3). De forma general los valores de  $\delta^{13}\text{C}$  y  $\delta^{15}\text{N}$  fueron mayores en la cojinúa que en la lisa, a excepción del enriquecimiento de  $\delta^{13}\text{C}$  registrado por *M. incilis* en el sector del Sinú durante la época seca (Figura 3). Se evidencia claramente una segregación entre las especies en el espacio isotópico y el análisis PERMANOVA (Tabla 1), y simultáneamente se encontraron diferencias entre los sectores y las épocas, menos en las combinaciones EP  $\times$  SE y EP  $\times$  SE  $\times$  sp para las señales de  $\delta^{15}\text{N}$  (Tabla 1).

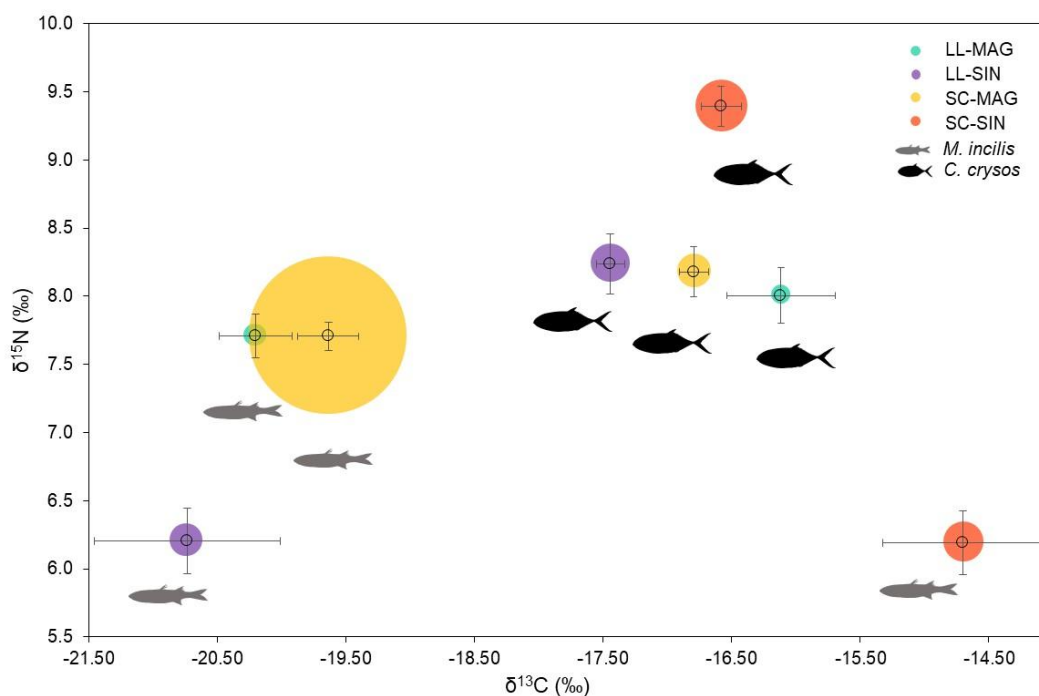


Figura 3. Relación entre los promedios de las señales isotópica ( $\delta^{13}\text{C}$  y  $\delta^{15}\text{N}$ ) y las abundancias promedio de MP (círculos) de *C. crysos* y *M. incilis* en el sector de Magdalena (MAG) y Sinú (SIN) durante la época climática lluviosa (LL) y seca (SC).

En el análisis por pares *C. crysos* muestra diferencias temporales en las señales de  $\delta^{13}\text{C}$  y  $\delta^{15}\text{N}$  en el sector Sinú, sin embargo, las variaciones en  $\delta^{13}\text{C}$  entre Magdalena y Sinú se

evidencian en época lluviosa y para el  $\delta^{15}\text{N}$  en seca (Anexo 4). En los resultados de *M. incilis* se pudo observar variaciones entre épocas en el Sinú y espaciales en la época seca en los valores de  $\delta^{13}\text{C}$  y entre sectores en cada época en las señales de  $\delta^{15}\text{N}$  (Anexo 5).

Tabla 1. Resultados del análisis de PERMANOVA realizado con las señales isotópicas  $\delta^{13}\text{C}$  y  $\delta^{15}\text{N}$  de 238 individuos de *C. crysos* y *M. incilis* por época (Ép), sector (Se) y especie (sp.). gl: grados de libertad, \*diferencias significativas ( $p < 0.05$ ).

Variable	Factor	gl	Cuadrado medio	Pseudo-F	Valor p
$\delta^{13}\text{C}$	Ép	1	170.9	36.3	0.001*
	Se	1	40.3	8.6	0.002*
	sp.	1	258.2	54.8	0.001*
	Ép × Se	1	182.5	38.8	0.001*
	Ép × sp.	1	152.8	32.4	0.001*
	Se × sp.	1	113.3	24.0	0.001*
	Ép × Se × sp.	1	57.3	12.2	0.002*
	Residual		230		
$\delta^{15}\text{N}$	Ép	1	6.4	5.8	0.020*
	Se	1	9.2	8.4	0.006*
	sp.	1	134.0	122.0	0.001*
	Ép × Se	1	3.6	3.2	0.079
	Ép × sp.	1	6.7	6.1	0.009*
	Se × sp.	1	74.1	67.5	0.001*
	Ép × Se × sp.	1	3.6	3.6	0.065
	Residual		230	1.1	
Total		237			

### 3.2. Nivel trófico

Se estimó el nivel trófico (NT) utilizando las señales isotópicas de  $\delta^{15}\text{N}$  de cada especie por sector y época climática. El NT estimado (moda, intervalos de credibilidad al 95%) de *C. crysos* (2.9, 2.7-3.1) fue mayor al de *M. incilis* (2.3, 2.2-2.5). De manera general los valores variaron ligeramente entre sectores y épocas. Para *C. crysos*, se observó que la posición trófica en el sector Sinú estuvo por encima de la de Magdalena, en cambio en la lisa se mantuvieron similares. Se registró la posición trófica más alta para *C. crysos* en el sector de Sinú durante la época seca y la menor correspondió a *M. incilis* en el mismo sector, pero en lluvias (Figura 4).

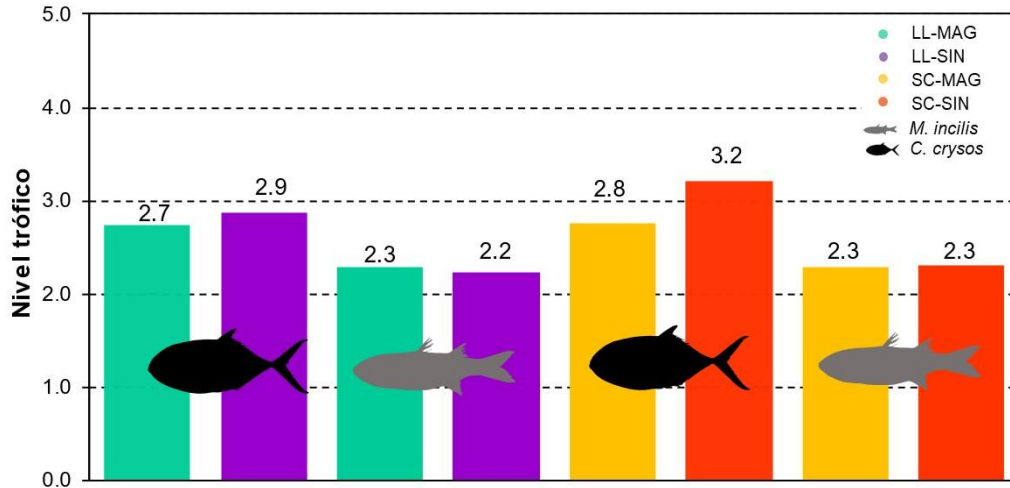


Figura 4. Nivel trófico estimado para *C. crysos* y *M. incilis* en el sector de Magdalena (MAG) y Sinú (SIN) durante la época climática lluviosa (LL) y seca (SC).

### 3.3. Amplitud y traslapo de nicho isotópico

Durante la época lluviosa *C. crysos* mostró una amplitud de nicho isotópico mayor en Magdalena que en Sinú mientras que en la época seca sucede lo opuesto. Por el contrario, *M. incilis* evidencia que, sin importar la época el sector Sinú presenta los valores más altos de SEAc (área de la elipse estándar corregida) con respecto a Magdalena. Los grupos con mayor amplitud en las elipses corregidas exhiben variaciones tanto en el eje del  $\delta^{13}\text{C}$  como en el de  $\delta^{15}\text{N}$  (Figura 5; Anexo 3).

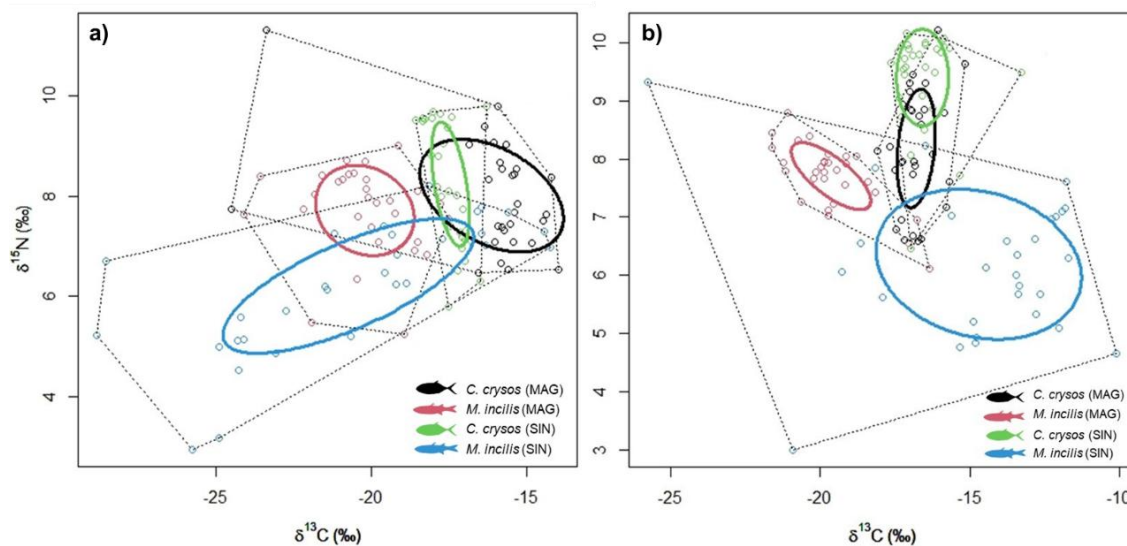


Figura 5. Áreas de la elipse corregida (SEAc) de *C. crysos* y *M. incilis* por el sector de Magdalena (MAG) y Sinú (SIN) durante la a) época climática lluviosa y b) seca.

Por otro lado, se evidencia que el traslapo de nicho isotópico no fue significativo entre especies y dentro de la misma. En época lluviosa las elipses de *C. crysos* presentaron una mayor probabilidad de traslapo entre sectores (94 %) en comparación con *M. incilis* (76 %). Sin embargo, se observó que en ambas épocas hay un traslapo mínimo entre *M. incilis* del sector Sinú y *C. crysos* de Magdalena (LL: 31 %; SC: 14 %) y Sinú (LL: 13 %). También se puede observar que la sobreposición de nichos de *C. crysos* durante la época seca disminuyó a 73 % y que las elipses de *M. incilis* de Magdalena se segregan con las demás.

### 3.4. Cuantificación de microplásticos

Se extrajeron en total 944 microplásticos encontrados en el 55.4 % (n = 133) de los individuos procesados (sin importar la especie), con tamaños entre 0.1 y 4.9 mm. El 47.5 % (n = 57) de los tractos digestivos de *C. crysos* contenían microplásticos (MP) con un promedio de  $1.3 \pm 0.02$  por individuo. Esta especie presentó mayor frecuencia y abundancia de microplásticos en el sector del Sinú en ambas épocas climáticas, incrementando ligeramente la cantidad de MP en la época seca (Figura 6).

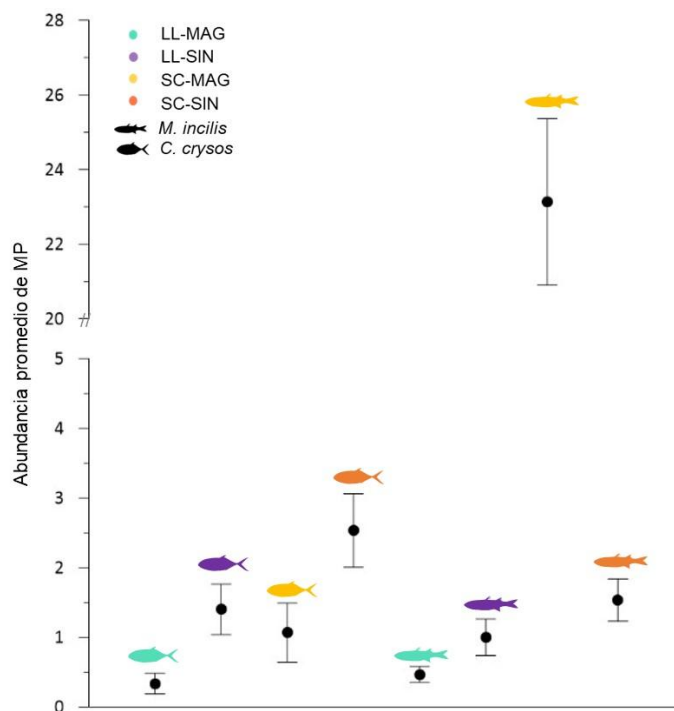


Figura 6. Promedio (error estándar) de la abundancia de microplásticos (MP) en *C. crysos* (n = 57) y *M. incilis* (n = 76) en el sector de Magdalena (MAG) y Sinú (SIN) durante la época climática lluviosa (LL) y seca (SC).

A diferencia de *C. crysos*, *M. incilis* (n = 76) evidenció mayor frecuencia de individuos con MP (63.3 %) y abundancia promedio ( $6.5 \pm 0.1$ ). Se pudo observar que en la época lluviosa en el sector Sinú se presentó mayor cantidad de MP, pero durante la época seca aumentó notoriamente en el Magdalena diferenciándose de todos los demás (Figura 6). En este sector se cuantificaron 694 partículas en total y se encontraron microplásticos en todos los ejemplares analizados con un promedio de  $23.1 \pm 2.2$  por individuo (Anexo 6). Curiosamente, la menor concentración de MP de ambas especies se registró en el sector de Magdalena en época lluviosa (Figura 6).

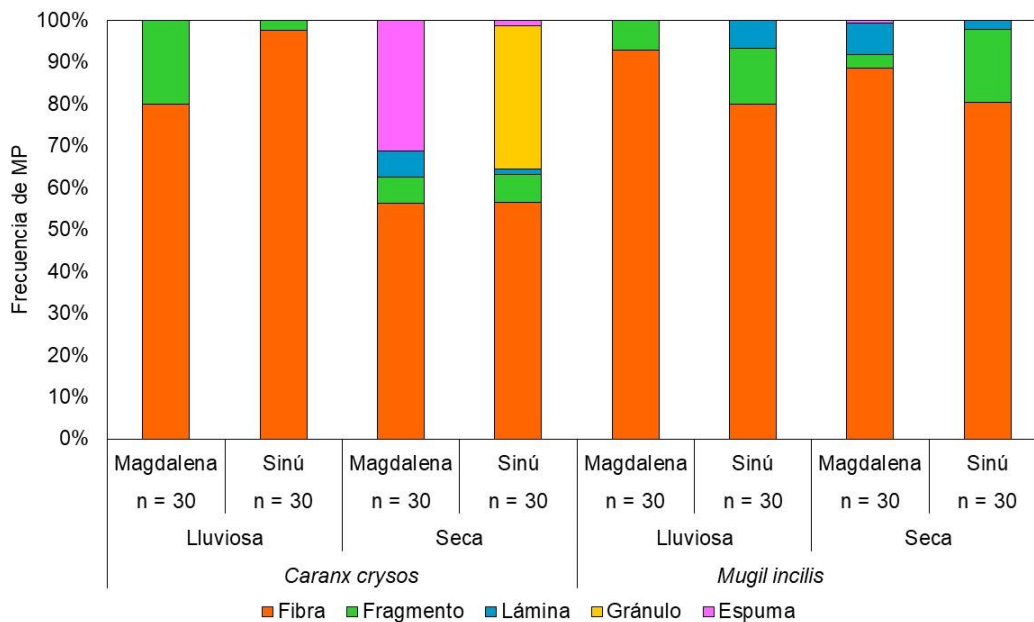


Figura 7. Frecuencia relativa de los tipos de forma de microplásticos extraídos de la cojinúa y la lisa en las dos épocas climáticas y sectores evaluados.

Del total de microplásticos extraídos, la forma dominante fueron las fibras (84.6 %), seguido de las láminas (6.1 %), fragmentos (4.8 %), gránulos (2.8 %) y espumas (1.7 %). En *C. crysos* las fibras correspondieron al 68.8 % y en *M. incilis* al 87.9 %. Durante la época lluviosa se encontraron en su gran mayoría fibras, fragmentos y en la lisa una pequeña proporción de láminas, en cambio en la época seca se encontraron otros tipos de formas. En la cojinúa se identificaron espumas (31.3 %) en el Magdalena y gránulos (34.2 %) en el Sinú mientras que en la lisa fueron láminas (7.5 %) y espumas (0.7 %) en el sector del Magdalena (Figura 7).

El análisis del PERMANOVA realizado únicamente con los individuos con presencia de MP (n = 133), arrojó diferencias significativas entre las épocas climáticas, sectores y especies (Tabla 2). En las pruebas *a posteriori* no se determinaron variaciones en la abundancia de MP para *C. crysos* ni entre épocas ni en los sectores (Anexo 7). En cambio, en el análisis con *M. incilis* se encontraron diferencias entre épocas en el sector de Magdalena y entre sectores durante la época seca (Anexo 8), lo cual ratifica lo observado en la Figura 6.

Tabla 2. Resultados del análisis de PERMANOVA realizado a 133 individuos con presencia de microplásticos por época (Ép), sector (Se) y especie (sp.). gl: grados de libertad, \*diferencias significativas ( $p < 0.05$ ).

Factor	gl	Cuadrado medio	Pseudo-F	Valor p
Ép	1	17072.0	10.5	0.001*
Se	1	6109.5	3.7	0.017*
sp.	1	7346.1	4.5	0.006*
Ép × Se	1	9030.2	5.5	0.002*
Ép × sp.	1	9709.6	5.9	0.001*
Se × sp.	1	11080.0	6.8	0.001*
Ép × Se × sp.	125	13005.0	8.0	0.001*
Residual	132			

### 3.5. Relación entre la abundancia de microplásticos y las señales isotópicas

La Figura 3 muestra la comparación entre las señales isotópicas ( $\delta^{13}\text{C}$  y  $\delta^{15}\text{N}$ ) y la abundancia promedio de microplásticos representada por el tamaño del círculo por especie, época y sector. En *C. crysos* se puede observar que individuos con mayor abundancia de MP son aquellos que tienen mayor enriquecimiento de  $\delta^{15}\text{N}$ , como se evidencia en el sector Sinú. Por el contrario, *M. incilis* muestra un ligero aumento en la cantidad de MP con el enriquecimiento de  $\delta^{13}\text{C}$ , siendo más evidente en el sector de Magdalena. Sin embargo, al realizar las regresiones lineales no se encontró una relación significativa entre la abundancia de microplásticos y el aumento o disminución en las señales de  $\delta^{15}\text{N}$  (*C. crysos*:  $R^2 = 0.03$ ,  $p = 0.21$ ; *M. incilis*:  $R^2 = 0.18$ ,  $p < 0.01$ ) en ninguna de las especies, pero sí con el  $\delta^{13}\text{C}$  (*C. crysos*:  $R^2 = 9 \times 10^{-4}$ ,  $p = 0.81$ ; *M. incilis*:  $R^2 = 0.06$ ,  $p = 0.04$ ) aunque el porcentaje de explicación es muy bajo.

## 4. Discusión

### 4.1. Ecología trófica de *C. crysos* y *M. incilis*

*C. crysos* y *M. incilis* son especies características del Caribe colombiano (Posada-Peláez *et al.*, 2012; Osorio, 1988). La primera es un carángido de ambiente marino que en su etapa juvenil exhibe afinidad por las lagunas costeras por su protección y en su estado adulto habita la zona pelágica principalmente (Smith-Vaniz, 2002; Sley *et al.*, 2009; Oliveira *et al.*, 2017); la otra es un mugílido eurihalino, demersal que habita estuarios y lagunas costeras (Blanco, 1983; Harrison, 2002; Bustos-Montes *et al.*, 2012). Las diferencias en sus señales isotópicas demuestran variaciones en su dieta y áreas de alimentación. Las señales de  $\delta^{13}\text{C}$  y  $\delta^{15}\text{N}$  de *C. crysos* por encima de *M. incilis* demuestran que esta especie se alimenta en áreas donde los productores primarios presentan un mayor enriquecimiento de  $^{13}\text{C}$  y consumen presas de mayor nivel trófico (Hobson, 2009; Cherel *et al.*, 2011; Jackson *et al.*, 2011), excepto *M. incilis* del Sinú en época seca que se alimenta en zonas donde incrementa el  $^{13}\text{C}$ .

Rooker *et al.* (2006) en el Golfo de México, reportaron para los juveniles de *C. crysos* un valor isotópico de  $\delta^{15}\text{N}$  de  $9.5 \pm 0.9$  ‰, debido a que se alimentan principalmente de zooplancton y en el Caribe colombiano Sierra-Sabalza (2019) reportó para juveniles y subadultos un valor promedio de  $10.7 \pm 1.0$  ‰ de  $\delta^{15}\text{N}$ , asociado al consumo de presas del género *Mugil* sp., *Anchoa* sp. y algunos crustáceos. Los valores de  $\delta^{15}\text{N}$  de ambos estudios están por encima de lo reportado en este trabajo. Aunque existe esta variación en la señal de  $\delta^{15}\text{N}$ , la mayoría de los individuos analizados en los sectores Magdalena y Sinú corresponden a juveniles y subadultos, ya que presentaron una talla promedio ( $27.2 \pm 2.8$  cm LT) inferior a la talla de madurez reportada para la especie en el Caribe colombiano (33 cm LT según Posada-Peláez *et al.*, 2012 y 28 cm LH de acuerdo con Duarte *et al.*, 2021). Es importante resaltar que en este estudio no se recolectaron individuos de todas las tallas de cada especie, por lo que no es representativa de toda la población debido a la metodología de obtención de muestras.

De acuerdo con lo anterior y lo observado en los estómagos, las señales más bajas de  $\delta^{15}\text{N}$  pueden estar relacionadas con una dieta basada en presas de menor nivel trófico como crustáceos (camarones) y las más altas con el consumo de peces y moluscos, por la presencia de otolitos y picos de cefalópodos que se observaron durante la extracción de

microplásticos, lo cual concuerda con lo reportado en otros estudios (Gómez-Canchong *et al.*, 2004; Sley *et al.*, 2009; Pavicic *et al.*, 2014). Los cambios temporales en las señales de  $\delta^{13}\text{C}$  y  $\delta^{15}\text{N}$ , siendo más evidentes en el sector Sinú, podrían estar reflejando un cambio en las preferencias alimentarias de los individuos de *C. crysos*. Según Sley *et al.* (2009), esta especie puede cambiar su alimentación dependiendo de la disponibilidad y abundancia de las presas en el área.

Los valores reducidos de  $\delta^{13}\text{C}$  de *M. incilis* en los dos sectores pueden estar mostrando dos escenarios posibles, (1) las migraciones reproductivas hacia el mar que realiza esta especie durante la época lluviosa (Blanco, 1980; Sánchez-Ramírez *et al.*, 1998), periodo en el que se puede alimentar de detritos, diatomeas, ostrácodos, entre otros grupos que presentan menor enriquecimiento de  $^{13}\text{C}$  en el área marina en comparación con la parte interna de estuarios o ciénagas (Vollrath *et al.*, 2021) y que son una parte significativa de su dieta (Osorio, 1988; Bustos-Montes y Pérez, 2003) y (2) los aportes terrígenos a la dieta que aumentan en esta época por escorrentía y descarga de los ríos (Yu *et al.*, 2010), la materia orgánica particulada que ingresa a las ciénagas puede provenir de ambientes donde dominan las plantas tipo  $\text{C}_3$  que presentan valores más bajos de  $\delta^{13}\text{C}$  (O'Leary, 1981), eso explica también el incremento de la señal isotópica en el Sinú en la época seca cuando hay menor influencia de aportes fluviales. Adicionalmente, se han documentado cambios en la composición de dietas de las lisas, modulados por la disponibilidad y abundancia de las presas de acuerdo con la dinámica hídrica de los estuarios (Bustos-Montes y Pérez, 2003).

*M. incilis* no presentó cambios entre épocas en las señales promedio de  $\delta^{15}\text{N}$ , concordando en lo encontrado por Osorio (1988), que indicó que esta especie puede presentar un patrón alimenticio que relativamente no varía. Sin embargo, las señales más bajas en el Sinú evidencian las diferencias entre las ofertas alimentarias de cada sector, lo cual influencia su dieta ya que va a consumir el alimento que esté disponible (Vergara-Flórez y Consuegra, 2021). El enriquecimiento de  $\delta^{15}\text{N}$  incorporado en los tejidos de la lisa puede provenir de la producción regenerada en cada época y la acción bacteriana que deja alta disponibilidad de este isótopo cada vez que se remineraliza la materia orgánica (Barrera, 2015).

## 4.2. Nivel trófico

Diferentes trabajos realizados en el Caribe colombiano utilizando el análisis de contenido estomacal han categorizado a *C. crysos* como un carnívoro, con un nivel trófico (NT) entre 4.3 (Melo, 1998) y 4.5 (Pinilla, 1986) y para *M. incilis* un NT de 2.2 (Velasco y Villegas, 1985) lo define como un detritívoro de primer orden. Comparando con las posiciones tróficas estimadas a partir de los valores de  $\delta^{15}\text{N}$ , *C. crysos* tiene un nivel trófico más bajo (2.9), al contrario de *M. incilis* (2.3), cuya posición fue similar a lo reportado anteriormente. Estas diferencias se deben a que las proporciones de isótopos estables medidos en los tejidos de los organismos están estrechamente relacionadas con su dieta (Jackson *et al.*, 2011).

Comparando las tallas promedio de *C. crysos* ( $27.2 \pm 0.3$  cm) y *M. incilis* ( $24.7 \pm 0.2$  cm) con su longitud asintótica (64.1 LT cm para *C. crysos* y 43.4 LT cm para *M. incilis*) reportada por Puentes *et al.* (2014), se evidencia que han alcanzado el 42 % y 57 % de su longitud máxima respectivamente. Es decir que existe mayor posibilidad de que la cojinúa cambie su dieta cuando alcance su adultez en comparación con la lisa, puesto que esta proporcionalidad entre la talla/edad y la dieta ha sido reportada anteriormente (Sánchez-Hernández *et al.*, 2019) en otras especies de peces pelágicos pequeños (Costalago *et al.*, 2012) y en el mismo estudio de Sley (2009) que reporta cambios en la alimentación de acuerdo incremento en la talla de *C. crysos*.

En cuanto a *C. crysos*, otros estudios que han utilizado la técnica de isótopos estables como Rooker *et al.* (2006) estimaron para juveniles un NT de 2.1 asociado al consumo principalmente de zooplancton; Sierra-Sabalza (2019) y Barragán-Barrera *et al.* (2019) estimaron un nivel trófico de 3.1 y 3.3, los cuales están ligeramente por encima, pero más cercanos a la posición trófica reportada, que podría estar reflejando la dieta de un carnívoro secundario. Los estudios tróficos que utilizan el análisis de contenido estomacal tienden a tener un sesgo hacia analizar individuos de tallas mayores. Por ejemplo, Pinilla (1986) recolectó un mayor número de individuos con tallas de 30.6 a 45.9 cm. También hay que tener en cuenta que esta metodología puede subestimar la importancia de algunas presas que son importantes en la dieta ya que se degradan más rápido por ejemplo el zooplancton (Jackson *et al.*, 1987; Carassou *et al.*, 2017).

### 4.3. Amplitud y traslapo de nicho isotópico

La amplitud de nicho isotópico corrobora lo anteriormente mencionado, *C. crysos* y *M. incilis* son especies generalistas oportunistas que cambian su dieta acorde a la disponibilidad de presas en el área y la época. La mayor amplitud de *C. crysos* en el eje de  $\delta^{15}\text{N}$  que en el  $\delta^{13}\text{C}$  indica que la especie aparentemente se establece en un sitio y consume una amplia variedad de especies con diferentes señales de  $\delta^{15}\text{N}$ , lo cual coincide con los registros de su dieta basada principalmente en peces, crustáceos (camarones penéidos, misidáceos, estomatópodos) y algunos cefalópodos en menor proporción (Mckenney *et al.*, 1958; Sley, 2009, Iveša *et al.*, 2021).

*M. incilis* evidencia mayor amplitud en el rango de  $\delta^{13}\text{C}$  y  $\delta^{15}\text{N}$ , evidenciando un aumento en las áreas de alimentación en comparación de la cojinúa, y consumo de diferentes presas características de su dieta, posiblemente detritus, diatomeas pennadas y céntricas, copépodos, entre otros (Blanco, 1980; Bustos-Montes y Pérez, 2003; Cogua *et al.*, 2013). No se presentó traslapo entre las especies y la sobreposición que se evidencia entre las elipses de la misma especie se relaciona probablemente con la similitud de los grupos alimentarios que se encuentra al alcance de su consumo entre los sectores.

### 4.4. Cuantificación de microplásticos

En este estudio el promedio y la frecuencia de ingestión de microplásticos registrados para *C. crysos* son más altos que los reportados en la costa mediterránea de Turquía (Güven *et al.*, 2017), al norte de Brasil (Pegado *et al.*, 2018) y en la bahía de Campeche en México (Borges-Ramírez *et al.*, 2020), pero son inferiores al promedio (0.2 MP/ind) y frecuencia (97.2 %) reportado en el sector de Magdalena (Caribe colombiano) por Otero (2022). Las diferencias pueden estar relacionadas con las fuentes de contaminación como las descargas del río Amazonas en el estudio de Pegado *et al.* (2018), el mal manejo de residuos sólidos urbanos, diferencias en la hidrología local o residuos de la actividad pesquera registrados por Güven *et al.* (2017) y Borges-Ramírez *et al.* (2020).

Las abundancias y la frecuencia reportada para la lisa fueron mayores a los de los estudios realizados previamente en el Caribe colombiano, en la CGSM en las épocas seca (Calderón *et al.*, 2019) y lluviosa (Garcés-Ordóñez *et al.*, 2022a), y en la bahía de Cispatá (Garcés-

Ordóñez *et al.*, 2020). Estas diferencias en las abundancias de las dos especies con respecto a los trabajos realizados en los mismos sectores pueden ser explicadas por los procesos oceanográficos de cada época que influyen las descargas de los ríos (Talley *et al.*, 2002; Stabholz *et al.*, 2013). Posiblemente el incremento en las fuentes de contaminación y densidad poblacional de las comunidades costeras año tras año, también pueden influir las diferencias metodológicas en la extracción de MP o el aumento en el número de ejemplares observados (n = 240) y épocas climáticas evaluadas en el trabajo actual, que podrían proporcionar mayor representatividad.

Los estudios disponibles que cuantifican los microplásticos en organismos, generalmente no consideran factores como el hábitat y las preferencias alimentarias, características tróficas que pueden relacionarse con la ingestión de microplásticos (Roch *et al.*, 2020). De acuerdo con la zona que habita, cada especie puede presentar una vía de exposición diferente (Roch *et al.*, 2020; Borges-Ramírez *et al.*, 2020). En *C. caryos* puede ser la zona pelágica marina y en *M. incilis* los sedimentos dentro de las ciénagas, ya que la información que proporcionaron los pescadores sobre la captura corresponde a que los ejemplares de la cojinúa fueron pescados por fuera de la CGSM (Magdalena) y de la bahía de Cispatá (Sinú), y la lisa en el interior de estas.

El incremento en la abundancia de MP en la cojinúa en el Sinú durante la época seca, no concuerda con lo encontrado en las muestras de agua superficial tomadas en los mismos sectores y épocas, donde las mayores concentraciones de MP flotantes se presentaron en el Magdalena y en la época de lluvias (Tigreros-Benavides *et al.*, en prep.) y en comparación con lo observado en otros estudios (Ory *et al.*, 2020; Bermúdez *et al.*, 2021; Garcés-Ordóñez *et al.*, 2022a) en los que hubo un aumento en la cantidad de microplásticos en época de lluvias o después de eventos de precipitación.

La bioacumulación de MP en la cojinúa podría estar relacionada con la ruta de ingestión, dos formas pasivas podrían presentarse cuando (1) el pez se está alimentando de sus presas e ingiere partículas no deseadas o bien (2) por transferencia trófica de presa a depredador y de forma activa (3) cuando se confunden las partículas plásticas con sus presas, ya que visualmente se pueden parecer a éstas (Cole *et al.*, 2013; Roch *et al.*, 2020; Borges-Ramírez *et al.*, 2020). Previamente estudios como el de Romeo *et al.* (2015) sugirieron que la acumulación de MP en la especie pelágica y carnívora *Thunnus thynnus*

se debe a que no logra discriminar el alimento real de las partículas plásticas ya que tiende a alimentarse cuando las presas se encuentran agregadas, similar al comportamiento de depredación tipo “emboscada” de las especies del género *Caranx* sp. (Silvano, 2001).

La transferencia trófica de MP ha sido confirmada anteriormente en condiciones de laboratorio en organismos plantónicos, de mesozooplankton a macrozooplankton (Setälä *et al.* (2014) y en especies de peces carnívoros capturados en ambientes marinos. Por ejemplo, en el estudio de Justino *et al.* (2023) a lo largo de las costas de Brasil, encontraron MP en las presas que habían sido consumidas por *Thunnus albacares*, *T. obesus* y *Sphyraena barracuda*, siendo los cefalópodos las presas más contaminadas ( $27.3 \pm 31.0$  MP/ind). *C. crysos* es un carnívoro con una amplitud trófica mayor en el eje de  $\delta^{15}\text{N}$ , relacionado con el consumo de diferentes organismos, por lo que el reporte de MP en algunos de los grupos que hacen parte de su dieta como los cefalópodos, respalda la hipótesis de que haya acumulado MP por alimentarse con presas contaminadas (Romeo *et al.*, 2015). Sin embargo, es importante que en futuros estudios se evalúe la presencia de microplásticos en las presas que hayan sido consumidas por los individuos.

Por otro lado, el consumo accidental de MP por similitud a las presas ha sido reportado por Ory *et al.* (2017) al sur del Océano Pacífico, en este estudio observaron que el 80 % de los individuos de *Decapterus muroadsi* otra especie de carángido, mostraban selectividad por los fragmentos de color azul que tenían similitud en color y tamaño a las especies de copépodos azules que hacen parte de su dieta y que se encuentran a menudo en la superficie del mar. De acuerdo con lo anterior, aunque en este estudio no se analizó el color de los MP, se puede creer que la cojinúa al seleccionar su alimento de manera visual puede consumir otro tipo de formas de microplásticos como gránulos y espumas a través de la tercera ruta mencionada.

En los análisis de MP en sedimentos de Tigreros-Benavides *et al.* (en prep.), la época climática no fue un factor que condicionara la concentración de MP, ya que en época lluviosa el sector Sinú presentó los valores más altos y en seca fue Magdalena, similar a lo encontrado en las abundancias promedio de *M. incilis*. Además, las diferencias en las concentraciones de MP en la lisa están dadas principalmente por el aumento significativo en el sector de Magdalena en la época seca.

En vista de que la lisa es una especie demersal, es importante considerar el rol que juegan los sedimentos en la distribución y transferencia de contaminantes en el ambiente, ya que los sedimentos en los estuarios o lagunas costeras pueden constituir un importante sumidero de MP (Borges-Ramírez *et al.*, 2019; Simon-Sánchez *et al.*, 2019), su incorporación y distribución depende de la descarga de ríos, flujos de marea, precipitaciones, entre otros factores hidrológicos (Zhang, 2017).

También hay que tener en cuenta el tiempo de residencia del agua dentro de los estuarios, que varía desde unos pocos días a más de un año (Kennish, 2016; Pérez-Ruzafa *et al.*, 2019; Garcés-Ordóñez *et al.*, 2022b), la retención de MP flotantes por parte de la vegetación (Sutton *et al.*, 2016), que puede variar de acuerdo con las propiedades de las partículas plásticas como la densidad, dependiente del tipo de polímero y el proceso de fabricación (Chubarenko *et al.*, 2016; DiBenedetto *et al.*, 2023) y, por otra parte las altas concentraciones de materia orgánica y sedimentos en la columna de agua, que aceleran los procesos de agregación y bioincrustación de MP provocando su deposición y aumento en la abundancia de éstos en el sedimento (Zhang, 2017).

A diferencia de la cojinúa, *M. incilis* posiblemente puede ingerir MP pasivamente cuando mantiene la homeostasis o accidentalmente cuando ejerce su estrategia de alimentación (filtrador) como se mencionó anteriormente en *C. crysos*, siendo en este caso filtradora (Zhang, 2017; Roch *et al.*, 2020; Fan *et al.*, 2023). En el estudio de Jabeen *et al.* (2017) reportaron que el porcentaje de aparición de MP en especies las de peces bentopelágicos marinos (100 %) de la China eran mayores que los de agua dulce (95 %) asociándolo a la gran variedad de partículas presentes en el ambiente marino. Sin embargo, Roch *et al.* (2020) plantearon que otra ruta de ingestión es por medio de la absorción pasiva, ya que se ha demostrado que los peces marinos deben ingerir mayores cantidades de agua para mantener sus procesos fisiológicos (Fuentes y Eddy, 1997). En este estudio ellos reportaron que los peces de ambientes marinos pueden beber 10 veces más que los dulceacuícolas y de acuerdo con los resultados de su modelo, tienen mayor probabilidad de ingerir partículas plásticas, dependiendo también de la concentración en el medio.

Existe evidencia de que la abundancia de microplásticos en los tractos digestivos y la estrategia de alimentación de las especies están altamente relacionadas entre sí. Algunas especies como *Mugil cephalus* (Kılıç y Yücel, 2022) y *Sardina pilchardus* (Digka *et al.*, 2018)

que se alimentan por suspensión y filtración registraron las mayores concentraciones de MP en sus respectivos estudios, por esta razón, algunos autores piensan que los filtradores corren mayor riesgo de ingerir microplásticos ya que concentran pequeñas partículas que provienen de grandes volúmenes de agua y no logran discriminar las partículas (Zhang, 2017).

Otra posible hipótesis, planteada por Roch *et al.* (2021) es la variación morfológica del tracto digestivo que dependiendo de los hábitos de alimentación pueden influir en el tiempo de retención de MP. En este estudio, bajo condiciones controladas de laboratorio determinaron que la especie carnívora (*Oncorhynchus mykiss*) con un estómago verdadero retuvo MP por mayor tiempo que la herbívora (*Cyprinus carpio*) que posee un intestino alargado sin subdivisiones. Por el contrario, Jabeen *et al.* (2017) registraron mayor abundancia de partículas plásticas en peces marinos con estómagos e intestinos más complejos. Entre estas resaltó *Mugil cephalus*, ya que consideraron que posiblemente pudo acumular MP en las estructuras enrolladas de los intestinos. En el caso particular de *M. incilis* al ser una especie detritívora posee un intestino más alargado y la duración del tránsito del alimento puede variar dependiendo de la dificultad de digestión (Martínez-Rodríguez, 2006) por lo que puede condicionar el periodo de retención de MP. Se sugiere que en próximos estudios se tenga en cuenta la complejidad del tracto digestivo y que se evalúe por separado la cantidad de partículas que retienen en el estómago e intestinos.

La presencia y acumulación de MP en los tejidos de los organismos según Fan *et al.* (2023) ha dado lugar a que los investigadores los consideren como reservorios de tipo biológico en el océano ya que pueden excretar los microplásticos por medio de las heces, además su tipo de movilidad también influenciará la migración vertical y horizontal de los microplásticos. En el caso de los peces, Roch *et al.* (2021) comprobaron que tienen la capacidad de excretar los microplásticos ingeridos después de cierto tiempo, dependiendo de la morfología gastrointestinal y el tamaño de la partícula. Por esta razón al encontrar MP en la cojinúa y en la lisa es probable que en su proceso de ingestión y digestión liberen nuevamente al ambiente partículas en sus heces contribuyendo a la deposición de MP (Fan *et al.*, 2023) y a la migración horizontal, especialmente en áreas locales, por ejemplo la lisa que presenta un amplio nicho isotópico en el eje de  $\delta^{13}\text{C}$  que evidencia diferentes áreas de alimentación asociadas posiblemente a las migraciones reproductivas anuales, puede

liberar MP al medio y a su vez hacerse más propensa a la exposición a este tipo de contaminante en diferentes ambientes.

Al igual que otros estudios se encontró en su gran mayoría microplásticos de origen secundario como fibras, láminas, fragmentos y espumas (Andrady, 2017) y en menor proporción gránulos de origen primario (Lusher *et al.*, 2013) exclusivamente en la cojinúa. Las fibras y las láminas fueron la forma dominante en los tractos digestivos, semejante a lo encontrado por Tigreros-Benavides *et al.* (en prep) en las muestras de agua y sedimento de los dos sectores y lo reportado previamente por otros estudios (Wright *et al.*, 2013; Güven *et al.*, 2017; Garcés-Ordóñez *et al.*, 2020; da Silva *et al.*, 2022; Valente *et al.*, 2023).

Adicionalmente, se evidenció que la cojinúa presentó mayor variedad de formas de MP frente a la lisa, que registró principalmente fibras. Según el estudio de Valente *et al.* (2019) este tipo de forma es más fácil de consumir accidentalmente durante la alimentación, además de ser el tipo de forma más abundante en el ambiente (Kılıç y Yücel, 2022). En cambio, las espumas, gránulos y fragmentos posiblemente tienen mayor similitud con las presas naturales de los peces depredadores visuales que en este caso sería *C. crysos*, además de que es común encontrar estas formas en la superficie del agua (Browne *et al.*, 2010; Ory *et al.*, 2017). La fuente principal de MP en este caso son las descargas de los ríos Magdalena y Sinú que influyen dentro y fuera de la CGSM y la bahía de Cispatá respectivamente, ya que los ríos transportan consigo gran parte de los residuos sólidos del país en el caso del Magdalena (Restrepo *et al.*, 2020) y del departamento de Córdoba por parte del río Sinú (Marrugo-Negrete *et al.*, 2017). Simultáneamente los asentamientos que se encuentran alrededor de estos dos cuerpos de agua aportan a la contaminación debido a falencias en la recolección de basuras y disposición adecuada de residuos sólidos (Aguilera, 2011; Garcés-Ordóñez *et al.*, 2020; 2022a).

Las fibras pueden provenir principalmente de la industria textil, del desprendimiento de la ropa en el lavado, revestimiento de buques con fibras (Zhang, 2017) o la fragmentación de los cabos usados en las actividades marítimas, así como de las redes de pesca (Hale *et al.*, 2020), esta última puede ser un aporte importante ya que en las dos zonas se desarrollan actividades de pesca artesanal con mayor intensidad en la CGSM que en la bahía de Cispatá (Rueda *et al.*, 2011; Bustos-Montes *et al.*, 2012). Según Garcés-Ordóñez *et al.* (2019; 2020) la presencia de residuos de redes de pesca en los manglares, el desgaste de

las redes, las líneas de mano y los palangres pueden contribuir con el aumento de este tipo de MP. Los demás, según Rochman *et al.* (2019) pueden ser producto del desgaste de bolsas (láminas), botellas de agua (fragmentos), envases de alimento de icopor (espumas), entre otros múltiples residuos. Junto con los aportes de agua del río Magdalena, que pueden arrastrar residuos sólidos del gran parte del país, en la CGSM estas formas de MP también pueden ser generadas secundariamente por la degradación de la basura que no se dispone correctamente (INVEMAR, 2008) o por los residuos que utilizan las personas para rellenar el suelo inundado de los patios que limitan con la parte interna de la laguna (Garcés-Ordóñez *et al.*, 2022a).

Teniendo en cuenta que la contaminación por MP en Colombia ha ido en aumento, la socialización de estos resultados ayudará a la sensibilización de las comunidades costeras sobre la evidente amenaza ambiental y ecológica en la que se encuentran los ecosistemas marino-costeros, debido a la presencia de este contaminante, ya que la gran mayoría de la población se ubica cerca de los cuerpos de agua como ríos, humedales y el mar, aportando en gran parte a este tipo de contaminación (Galindo Montero *et al.*, 2023), además de secundar la generación de conciencia y cultura ambiental sobre el uso y la disposición de los residuos plásticos. Secundariamente, estos resultados junto con las recopilaciones previas de información de otros estudios se pueden utilizar como base para promover las mejoras en las estrategias ambientales y en el sistema de saneamiento básico, al igual que el fortalecimiento en las políticas de regulación del uso del plástico.

#### **4.5. Relación entre la abundancia de microplásticos y las señales isotópicas**

En esta investigación no se encontró una relación directa y que explique la cantidad de MP ingeridos con el incremento de los valores isotópicos ( $\delta^{13}\text{C}$  y  $\delta^{15}\text{N}$ ), relacionado al tejido que se utilizó ya que el músculo tiene una tasa de recambio más lenta que la sangre, el plasma o el hígado (Vollrath *et al.*, 2021) y puede que sus señales no coincidan con el momento y área donde se ingirieron los microplásticos. Sin embargo, hay que tener en cuenta en el caso de  $\delta^{15}\text{N}$  (ligado fuertemente al nivel trófico de las especies) que la posición trófica no incide en la ingestión de MP a diferencia de otras características tróficas y de los mismos microplásticos como lo han reportado da Silva *et al.* (2022) y Valente *et al.* (2023).

Hasta el momento hay discrepancias entre los estudios con respecto a qué tipo de hábitat (demersal y pelágico) hábito de alimentación (carnívoro, detritívoro, omnívoro, etc.), y estrategia de alimentación es el factor determinante en la ingestión de MP. En este estudio *M. incilis* (demersal, detritívora y filtradora) presentó mayor concentración que *C. crysos* (pelágica y carnívora). Similar a lo encontrado en estudios que determinaron que los peces demersales (Bellas *et al.*, 2016; Calderón *et al.*, 2019; Borges-Ramírez *et al.*, 2020), detritívoros (Calderón *et al.*, 2019; Garcés-Ordóñez *et al.*, 2020) y filtradores (Kiliç y Yücel, 2022; Digka *et al.*, 2018) consumen mayor cantidad de MP.

No obstante, hay que tener cuidado con esta información ya que las diferencias se dieron principalmente por la alta concentración en el sector de Magdalena (época seca) que podría llevar a conclusiones erróneas. Lo que sí es evidente en esta y otras investigaciones es que los niveles de contaminación plástica local, el hábitat (Lusher *et al.*, 2013) y la estrategia de alimentación influyen en la ingestión de MP en los peces (Romeo *et al.*, 2015).

## 5. Conclusiones

En este estudio las señales isotópicas de  $\delta^{13}\text{C}$  y  $\delta^{15}\text{N}$  exhibieron mayores valores en la cojinúa que en la lisa, al igual que su posición trófica, lo cual demuestra que es un carnívoro que puede consumir presas de diferentes niveles tróficos, en cambio en la lisa los valores reducidos de  $\delta^{13}\text{C}$  se están relacionando posiblemente con los aportes terrígenos que contienen materia orgánica particulada con valores más bajos de este isótopo, adicionalmente la señales de  $\delta^{15}\text{N}$  y su posición trófica lo clasifican como un detritívoro de primer orden. La contaminación por microplásticos fue evidente en *C. crysos* y *M. incilis*, especies importantes en la economía y la seguridad alimentaria de las comunidades locales del Caribe colombiano. La especie que presentó mayores concentraciones fue la lisa por encima de la cojinúa, posiblemente al estar más expuesta a los microplásticos de los sedimentos de las ciénagas, considerados importantes sumideros y, a que en el momento de alimentarse su estrategia filtradora no le permite discriminar las partículas de plástico de sus presas. Aunque *C. crysos* también podría acumular MP de forma accidental como *M. incilis* durante la búsqueda de alimento, también existe la posibilidad de que bioacumulara por el consumo de presas contaminadas. *M. incilis* y *C. crysos* al ser depredadores oportunistas (mayor amplitud de nicho trófico) con diferentes estrategias de alimentación, pueden acumular MP en sus tractos digestivos a través de diferentes rutas de ingestión

(pasivas y activas). Sin embargo, estas rutas de ingestión deben ser mejor estudiadas en estas especies en particular. Las abundancias encontradas de MP parecen no estar influenciadas por la época climática y el sector, aunque la combinación de los factores como tipo de hábitat, la estrategia de alimentación, la dieta, junto con la disponibilidad de MP en el área logran explicar más las concentraciones de este contaminante en cada especie. Las formas de MP dominantes fueron las fibras y láminas, aunque se observaron en menor proporción otros tipos como las espumas y los gránulos, estos últimos se encontraron únicamente en *C. crysos*, probablemente porque es un depredador que captura su alimento visualmente y estas formas puede que tengan similitud física con sus presas. Por otro lado, no se encontró una relación directa entre la abundancia de microplásticos y el incremento en señales isotópicas de  $\delta^{15}\text{N}$  y  $\delta^{13}\text{C}$ , es decir que, posiblemente la posición trófica no incide en la ingestión y las señales del tejido utilizado no coinciden con el momento y área donde se ingirieron. Finalmente, esta información es base para mejorar las políticas de regulación del uso del plástico, además de promover la creación de estrategias de concientización y sensibilización para la población colombiana sobre el uso y la correcta disposición del plástico, para disminuir la generación y la llegada de este contaminante a los ecosistemas marinos.

## 6. Bibliografía

- Aguilera Diaz, M.M. 2011. Habitantes del agua: el complejo lagunar de la Ciénaga Grande de Santa Marta. 12-52. En: Aguilera Diaz, M.M. (Ed.). Documentos de trabajo sobre economía regional. Banco de la República, Cartagena. 55 p
- Ajith, N., S. Arumugam, S. Parthasarathy, S. Manupoori y S. Janakiraman. 2020. Global distribution of microplastics and its impact on marine environment—a review. *Environ. Sci. Pollut. Res.*, 27: 25970-25986.
- Anbumani, S. y P. Kakkar. 2018. Ecotoxicological effects of microplastics on biota: a review. *Environ. Sci. Pollut. Res.*, 25(15): 14373-14396.
- Anderson, M.J., R.N. Gorley y K.R. Clarke. 2008. PERMANOVA+ for PRIMER: Guide to Software and Statistical Methods. Plymouth, United Kingdom. 214p.
- Andrade, C.A. 1993. Análisis de la velocidad del viento en el mar Caribe. *Bol. Cient. CIOH*, 13: 33-43.
- Andrady, A.L. 2017. The plastic in microplastics: A review. *Mar. Pollut. Bull.*, 119: 12-22.
- Barragán-Barrera, D.C., A. Luna-Acosta, L.J. May-Collado, C.J. Polo-Silva, F.G.

- RietSapriza, P. Bustamante, M.P. Hernández-Ávila, N. Vélez, N. Farías-Curtidor y S. Caballero. 2019. Foraging habits and levels of mercury in a resident population of 37 bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in Bocas del Toro Archipiélago, Caribbean Sea, Panama. *Mar. Pollut. Bull.*, 145: 343-356.
- Barrera, F.M. 2015. Biogeoquímica de la materia orgánica en zonas productivas del Atlántico sudoccidental. Tesis de doctor de Biología, Argentina. 180 p.
- Bastidas Salamanca, M. y A. Ordóñez Zúñiga. 2017. Región 7: golfo de Morrosquillo. 126-137. En: Ricaurte-Villota, C. y M. Bastidas-Salamanca. (Eds.). Regionalización oceanográfica una visión dinámica del Caribe. Una visión dinámica del Caribe. Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras José Benito Vives De Andrés (INVEMAR). Serie de Publicaciones Especiales de INVEMAR # 14, Santa Marta, Colombia. 180 p.
- Bellas, J., J. Martínez-Armental, A. Martínez-Camara, V. Besada y C. Martínez-Gómez. 2016. Ingestion of microplastics by demersal fish from the Spanish Atlantic and Mediterranean coasts. *Mar. Pollut. Bull.*, 109: 55-60.
- Bermúdez, M., C. Vilas, R. Quintana, D. González-Fernández, A. Cózar y M. Díez-Minguito. 2021. Unravelling spatio-temporal patterns of suspended microplastic concentration in the Natura 2000 Guadalquivir estuary (SW Spain): observations and model simulations. *Mar. Pollut. Bull.* 170: 112622.
- Blanco, J. 1980. Algunos aspectos ecológicos y biológico-pesqueros de la lisa, *Mugil incilis* Hancock 1830, en la Ciénaga Grande de Santa Marta (Colombia) (Pisces: Mugilidae). Trabajo de grado para optar al título de Biólogo, Univ. Nacional de Colombia, Bogotá. 50p
- Blanco, J. 1983. The condition factor of *Mugil incilis* Hancock (Pices: Mugilidae) and its seasonal changes in the Ciénaga Grande de Santa Marta (Colombia). *An. Inst. Inv. Mar. Punta de Betín*, 13: 113-142.
- Bode, A., M.T. Álvarez-Ossorio, P. Carrera y J. Lorenzo. 2004. Reconstruction of trophic pathways between plankton and the North Iberian sardine (*Sardina pilchardus*) using stable isotopes. *Sci. Mar.*, 68: 165–178.
- Borges-Ramírez, M.M., E.F. Mendoza-Franco, G. Escalona-Segura y J. Rendón-von Osten. 2020. Plastic density as a key factor in the presence of microplastic in the gastrointestinal tract of commercial fishes from Campeche Bay, Mexico. *Environ. Pollut.*, 267: 115659.
- Borges-Ramírez, M.M., R.D. Caamal, y J. Rendon-von Osten. 2019. Occurrence and seasonal distribution of microplastics and phthalates in sediments from the urban channel of the Ria and coast of Campeche, Mexico. *Sci. Total Environ.*, 672: 97-105.
- Browne, M.A., T.S. Galloway, y R.C. Thompson. 2010. Spatial patterns of plastic debris

along estuarine shorelines. Environ. Sci. Technol., 44: 3404-3409.

Bustos-Montes, D. y D.G. Pérez-Ferro. 2003. Ecología trófica y algunos aspectos biológicos de las especies pertenecientes a la familia Mugilidae y Centropomidae en la laguna de Navío Quebrado, Guajira, Caribe colombiano. Tesis Biol. Mar., Univ. Jorge Tadeo Lozano, Bogotá. 122 p.

Bustos-Montes, D., A. Santafe-Muñoz, M. Grijalba-Bendeck, A. Jáuregui, A. Franco-Herrera y A. Sanjuan-Muñoz. 2012. Bioecología de la lisa (*Mugil incilis* Hancock) en la bahía de Cispatá, Caribe colombiano. Bol. Invest. Mar. Cost, 41(2): 447-461.

Calderón, E.A., P. Hansen, A. Rodríguez, M.C.M. Blettler, K. Syberg y F.R. Khan. 2019. Microplastics in the Digestive Tracts of Four Fish Species from the Ciénaga Grande de Santa Marta Estuary in Colombia. Water, Air, and Soil Poll., 230: 1-9.

Carassou, L., A.S. Al-Kindi y S. Dobrestsov. 2017. Preliminary assessment of the trophic structure of demersal fish community in the Sea of Oman. Reg. Stud. Mar. Sci., 16: 145-151.

Carpenter, K. E. 2002a. The living marine resources of the Western Central Atlantic. Vol 2: Bony fishes part 1 (Acipenseridae to Grammatidae). FAO Species Identification Guide for Fishery Purposes and American Society of Ichthyologists and Herpetologists Special Publication No. 5. FAO, Rome. 601-1374 p.

Carpenter, K. E. 2002b. The living marine resources of the Western Central Atlantic. Vol. 3: Bony fishes part 2 (Opistognathidae to Molidae), sea turtles and marine mammals. FAO Species Identification Guide for Fishery Purposes and American Society of Ichthyologists and Herpetologists Special Publication No. 5. FAO, Rome. 1375-2127 p.

Carrasquilla-Henao, M., N. Ban, M. Rueda y F. Juanes. 2019. The mangrove-fishery relationship: A local ecological knowledge perspective. Mar. Policy, 108: 103656.

Cervigón, F., R. Cipriano, W. Fischer, L. Garibaldi, M. Hendrickx, A.J. Lemus, R. Márquez, J.M. Poutiers, G. Robaina y B. Rodriguez. 1992. Fichas FAO de identificación de especies para los fines de la pesca. Guía de campo de las especies comerciales marinas y de aguas salobres de la costa septentrional de Sur América. FAO, Roma. 513 p.

Cherel, Y., P. Koubbi, C. Giraldo, F. Penot, E. Tavernier, M. Moteki y G. Hosie. 2011. Isotopic niches of fishes in coastal, neritic and oceanic waters off Adélie land, Antarctica. Pol. Sci., 5: 286- 297.

Cogua, P., M.F. Jiménez-Reyes y G. Duque. 2013. Relaciones tróficas de cinco especies de peces de interés comercial en la bahía de Cartagena, Caribe colombiano. Bol. Invest. Mar. Cost., 42(1): 185-192.

Cole, M., P. Lindeque, C. Halsband y T.S. Galloway. 2011. Microplastics as contaminants in the marine environment: A review. *Mar. Pollut. Bull.*, 62: 2588-2597.

Cole, M., P. Lindeque, E. Fileman, C. Halsband, R. Goodhead, J. Moger y T.S. Galloway. 2013. Microplastic Ingestion by Zooplankton. *Environ. Sci. Technol.*, 47: 6646–6655.

Costalago, D., J. Navarro, I. Álvarez-Calleja y I. Palomera. 2012. Ontogenetic and seasonal changes in the feeding habits and trophic levels of two small pelagic fish species. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 460: 169-181.

Chubarenko, I., A. Bagaev, M. Zobkov, y E. Esiukova. 2016. On some physical and dynamical properties of microplastic particles in marine environment. *Mar. Pollut. Bull.*, 108(1-2): 105–112.

CVS-INVEMAR. 2010. Plan integral de manejo del Distrito de Manejo Integrado (DMI) bahía de Cispatá - La Balsa - Tinajones y sectores aledaños del delta estuarino del río Sinú, departamento de Córdoba. Serie de Publicaciones Especiales No. 18 de INVEMAR, Santa Marta. 141p.

De la Hoz, M.J., L. Manjarrés-Martínez, F. Cuello y L. Nieto. 2015. Estadísticas de captura y esfuerzo de las pesquerías artesanales e industriales de Colombia en los sitios y puertos monitoreados por el SEPEC durante el año 2015. Autoridad Nacional de Acuicultura y Pesca (AUNAP), Bogotá. 62p.

Devriese, L.I., M.D. van der Meulen, T. Maes, K. Bekaert, I. Paul-Pont, L. Frère, J. Robbens y A.D. Vethaak. 2015. Microplastic contamination in brown shrimp (*Crangon crangon*, Linnaeus 1758) from coastal waters of the Southern North Sea and Channel area. *Mar. Pollut. Bull.*, 98: 179-187.

DiBenedetto, M.H., J. Donohue, K. Tremblay, E. Edson y K. Lavender Law. 2023. Microplastics segregation by rise velocity at the ocean surface. *Environ. Res. Lett.*, 18: 024036.

Digka, N., C. Tsangaris, M. Torre, A. Anastasopoulou y C. Zeri. 2018. Microplastics in mussels and fish from the Northern Ionian Sea. *Mar. Pollut. Bull.*, 135: 30-40.

Dris, R., J. Gasperi, C. Mirande, C. Mandin, M. Guerrouache, V. Langlois y B. Tassin. 2017. A first overview of textile fibers, including microplastics, in indoor and outdoor environments. *Environ. Pollut.*, 221: 453-458.

Duarte L.O., A. Martínez, J. Rodríguez, D. Tarazona, B. Gil-Manrique, K. Tejada, E. Isaza, J. De la Hoz y L. Manjarrés-Martínez. 2021. Aspectos biológico-pesqueros de especies capturadas por las pesquerías artesanales en aguas marinas y continentales de Colombia durante el año 2021. Relaciones biométricas e indicadores basados en longitudes. Informe

técnico. Autoridad Nacional de Acuicultura y Pesca (AUNAP), Universidad del Magdalena, Santa Marta, 87 p.

Duarte, L.O., C. Cuervo, O. Vargas, B. Gil-Manrique, F. Cuello, G. De León, E. Isaza, K. Tejada, L. Manjarrés-Martínez y H. Reyes-Ardila. 2020. Estadísticas de desembarco y esfuerzo de las pesquerías artesanales de Colombia 2020. Informe técnico. Autoridad Nacional de Acuicultura y Pesca (AUNAP), Santa Marta. 154p.

Expósito, N., J. Rovira, J. Sierra, J. Folch y M. Schuhmacher. 2021. Microplastics levels, size, morphology and composition in marine water, sediments and sand beaches. Case study of Tarragona coast (western Mediterranean). *Sci. Total Environ.*, 786: 147453.

Fan, S., Z. Yan, L. Qiao, F. Gui, T. Li, Q. Yang, X. Zhang y C. Ren. 2023. Biological effects on the migration and transformation of microplastics in the marine environment. *Mar. Environ. Res.*, 185: 105875.

Feria, J.J., J.L. Marrugo y H. González. 2010. Heavy metals in Sinú river, department of Córdoba, Colombia, South America. *Rev. Fac. Ing. Univ. Antioquia*, 55: 35-44.

Ferreira, G.V.B., M. Barletta y A.R.A. Lima. 2019. Use of estuarine resources by top predator fishes. How do ecological patterns affect rates of contamination by microplastics?. *Sci. Total Environ.*, 655: 292-304.

Fuentes, J. y F.B. Eddy. 1997. Drinking in marine, euryhaline and freshwater teleost fish. 135-149. En: Hazon, N., F.B. Eddy y G. Flik. (Eds.). *Ionic Regulation in Animals: A Tribute to Professor W.T.W.Potts*. Springer, Berlin. 204 p.

Galindo Montero, A.A., L.C. Costa-Redondo, O. Vasco-Echeverri y V.A. Arana. 2023. Microplastic pollution in coastal areas of Colombia: Review. *Mar. Environ. Res.*, 190: 106027.

Garcés-Ordóñez, O., J.F. Saldarriaga-Vélez, L.F. Espinosa-Díaz, A.D. Patiño, J. Cusba, M. Canals, K. Mejía-Esquivia, L. Fragozo-Velásquez, S. Sáenz-Arias, T. Córdoba-Meza y M. Thiel. 2022a. Microplastic pollution in water, sediments and commercial fish species from Ciénaga Grande de Santa Marta lagoon complex, Colombian Caribbean. *Sci. Total Environ.*, 829: 154643.

Garcés-Ordóñez, O., J. F. Saldarriaga-Vélez, L. F. Espinosa-Díaz, M. Canals, A. Sánchez-Vidal y M. Thiel. 2022b. A systematic review on microplastic pollution in water, sediments, and organisms from 50 coastal lagoons across the globe. *Environ. Pollut.*, 315: 120366.

Garcés-Ordóñez, O., K.A. Mejía-Esquivia, T. Sierra-Labastidas, A. Patiño, L.M. Blandón y L.F. Espinosa Díaz. 2020. Prevalence of microplastic contamination in the digestive tract of fishes from mangrove ecosystem in Cispatá, Colombian Caribbean. *Mar. Pollut. Bull.*, 154:

111085.

Garcés-Ordóñez, O., V.A. Castillo-Olaya, A.F. Granados-Briceño, L.M. Blandón García y L.F. Espinosa Díaz. 2019. Marine litter and microplastic pollution on mangrove soils of the Ciénaga Grande de Santa Marta, colombian Caribbean, Mar. Pollut. Bull., 145: 455-462.

García, C.B. y L.O. Duarte. 2013. Fisiografía y oceanografía del golfo de Salamanca (mar Caribe, Colombia). 111-140. En: Melgarejo, L. M. y C. B. García Ramírez. (Eds.). Investigación en Ciencias del Mar: aportes de la Universidad Nacional de Colombia. Facultad de Ciencias, Departamento de Biología, Universidad Nacional de Colombia, Bogotá. 202 p.

Geyer, R. 2020. Production, use and fate of synthetic polymers in plastic waste and recycling. 13-12. En: Letcher, T.M. (Ed). Plastic Waste and Recycling: Environmental Impact, Societal Issues, Prevention, and Solutions. Academic Press, Cambridge. 868 p.

Gigault, J., A. ter Halle, M. Baudrimont, P.Y. Pascal, F. Gauffre, T.L. Phi, H.E. Hadri, B. Grassl y S. Reynaud. 2018. Current opinion: What is a nanoplastic?. Environ Pollut., 235: 1-5.

Gola, D., P. Kumar Tyagi, A. Arya, N. Chauhan, M. Agarwal, S.K. Singh y S. Gola. 2021. The impact of microplastics on marine environment: A review. Environ. Nanotechnol. Monit. Manag., 16: 100552.

Gómez-Canchong, P.G., L.M. Manjarrés, L.O. Duarte y J.E. Altamar. 2004. Atlas pesquero del área norte del Mar Caribe de Colombia. Universidad del Magdalena, Santa Marta, 230 p

Gonçalves, J.M. y M.J. Bebianno. 2021. Nanoplastics impact on marine biota: A review. Environ. Pollut., 273: 116426.

Güven, O., K. Gökdağ, B. Jovanović y A.E. Kıdeyş. 2017. Microplastic litter composition of the Turkish territorial waters of the Mediterranean Sea, and its occurrence in the gastrointestinal tract of fish. Environ. Pollut., 223: 286-294.

Guzzetti, E., A. Sureda, S. Tejada y C. Faggio. 2018. Microplastic in marine organism: Environmental and toxicological effects. Environ. Toxicol. Pharmacol., 64: 164-171.

Hale, R.C., M.E. Seeley, M.J. La Guardia, L. Mai y E.Y. Zeng. 2020. A global perspective on microplastics. J. Geophys. Res. Oceans, 125: 1-40.

Harrison, I.J. 2002. Mugilidae. 1071-1085. En: Carpenter, K. E. (Ed.). The living marine resources of the Western Central Atlantic. Volume 2: Bony fishes part 1 (Acipenseridae to Grammatidae). FAO Species Identification Guide for Fishery Purposes and American

Society of Ichthyologists and Herpetologists Special Publication No. 5. FAO, Rome. 601-1374 p.

Hobson, K.A. y H.E. Welch. 1992. Determination of trophic relationships within a high Arctic marine food web using  $\delta^{13}\text{C}$  and  $\delta^{15}\text{N}$  analysis. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 84: 9-18.

Hobson, K.A. 2009. Trophic interactions between cormorants and fisheries: towards a more quantitative approach using stable isotopes. *Waterbirds*, 32: 481-616.

Hung, C., N. Klasios, X. Zhu, M. Sedlak, R. Sutton y C.M. Rochman. 2021. Methods matter: methods for sampling microplastic and other anthropogenic particles and their implications for monitoring and ecological risk assessment. *Integr. Environ. Assess. Manag.*, 17: 282-291.

INVEMAR, 2008. Monitoreo de las condiciones ambientales y los cambios estructurales y funcionales de las comunidades vegetales y de los recursos pesqueros durante la rehabilitación de la Ciénaga Grande de Santa Marta. Informe técnico 2008 volumen 7, Santa Marta. 102 p.

Iveša, N., M. Piria, M. Gelli, T. Trnski, I. Špelić, T. Radočaj, K. Kljak, J. Jug-Dujakovic y A. Gavrilović. 2021. Feeding habits of predatory thermophilic fish species and species with subtropical affinity from recently extended distributional range in northeast Adriatic Sea, Croatia. *Diversity*, 13(8): 357.

Jabeen, K., L. Su, J. Li, D. Yang, C. Tong, J. Mu y H. Shi. 2017. Microplastics and mesoplastics in fish from coastal and fresh waters of China. *Environ. Pollut.*, 221: 141-149.

Jackson S., D.C. Duffy y G. Jenkins. 1987. Gastric digestion in marine vertebrate predators: in vitro standards. *Funct Ecol.*, 1: 287–291.

Jackson, A.L., R. Inger, A.C. Parnell y S. Bearhop. 2011. Comparing isotopic niche widths among and within communities: SIBER-stable isotope Bayesian ellipses in R. *J. Anim. Ecol.*, 80: 595–602.

Justino, A.K.S., G.V.B. Ferreira, V. Fauvelle, N. Schmidt, V. Lenoble, L. Pelage, K. Martins, P. Travassos y F. Lucena-Frédou. 2023. From prey to predators: Evidence of microplastic trophic transfer in tuna and large pelagic species in the southwestern Tropical Atlantic. *Environ. Pollut.*, 327: 121532.

Justino, A.K.S., V. Lenoble, L. Pelage, G.V.B. Ferreira, R. Passarone, T. Frédou y F.L. Frédou. 2021. Microplastic contamination in tropical fishes: An assessment of different feeding habits. *Reg. Stud. Mar. Sci.*, 45: 101857.

Karami, A., A. Golieskardi, C.K. Choo, N. Romano, Y.B. Ho y B. Salamatina. 2016. A high-performance protocol for extraction of microplastics in fish. *Sci. Total Environ.*, 578: 485-

494.

Kennish, M.J. 2016. Coastal Lagoons. 140-143. En: Kennish, M.J. (Ed.). Encyclopedia of Estuaries. Encyclopedia of Earth Sciences Series, Springer, Dordrecht. 760 p.

Kılıç, E. y N. Yücel. 2022. Microplastic occurrence in the gastrointestinal tract and gill of bioindicator fish species in the northeastern Mediterranean. Mar. Pollut. Bull., 177: 113556.

Kor, K., A. Ghazilou y H. Ershadifar. 2020. Microplastic pollution in the littoral sediments of the northern part of the Oman sea. Mar. Pollut. Bull., 155: 111166.

Layman, C.A., M.S. Araujo, R. Boucek, C.M. Hammerschlag-Peyer, E. Harrison, Z.R. Jud, P. Matich, A.E. Rosenblatt, J.J. Vaudo, L.A. Yeager, D.M. Post y S. Bearhop. 2011. Applying stable isotopes to examine food-web structure: An overview of analytical tools. Biol. Rev., 87: 545-562.

Le Croizier, G., G. Schaal, R. Gallon, M. Fall, F. Le Grand, J.M. Munaron, M.L. Rouget, E. Machu, F. Le Loc'h, R. Laë y L.T. De Morais. 2016. Trophic ecology influence on metal bioaccumulation in marine fish: Inference from stable isotope and fatty acid analyses. Sci. Total Environ., 573: 83-95.

Lusher, A.L., M. McHugh y R.C. Thompson. 2013. Occurrence of microplastics in the gastrointestinal tract of pelagic and demersal fish from the English Channel. Mar. Pollut. Bull., 67: 94-99

Lusher, A.L., N.A. Welden, P. Sobral y M. Cole. 2017. Sampling, isolating and identifying microplastics ingested by fish and invertebrates. Anal. Methods, 9: 1346-1360.

MADR y FAO. 2015. Política Integral para el desarrollo de la pesca sostenible en Colombia. Ver. [http://www.aunap.gov.co/wp-content/uploads/2017/06/Politica\\_Integral\\_de\\_Pesca\\_MADR\\_FAO\\_julio\\_de\\_2015.pdf](http://www.aunap.gov.co/wp-content/uploads/2017/06/Politica_Integral_de_Pesca_MADR_FAO_julio_de_2015.pdf) 25/10/2022.

Marrugo-Negrete, J., J. Pinedo-Hernández y S. Díez. 2017. Assessment of heavy metal pollution, spatial distribution and origin in agricultural soils along the Sinú river basin, Colombia. Environ. Res., 154: 380-388.

Martínez, M.A. 2006. Estudio histológico del sistema digestivo de *Mugil liza* (Valenciennes, 1836) y *Lutjanus synagris* (Linnaeus, 1758) (Pisces: Mugilidae y Lutjanidae). Tesis Biol. Mar., Univ. Bogotá Jorge Tadeo Lozano, Bogotá. 101 p

McKenney T.W., E.C. Alexander y G.L. Voss. 1958. Early development and larval distribution of the carangid fish, *Caranx crysos* (Mitchill). Bulletin of Marine Science of the Gulf and Caribbean 8: 167–200.

McIntyre, A. y X. He. 2018. Global marine pollution-A brief history. 231-235. En: Cochran, J. K., H. J. Bokuniewicz y P. L. Yager. (Eds.). Encyclopedia of Ocean Sciences. Elsevier Inc.

4306 p.

Melo, G. 1998. Caracterización trófica de los peces capturados con red de arrastre demersal en el Golfo de Salamanca, Caribe colombiano parte I. Trabajo de grado Biología, Pontificia Univ. Javeriana, Bogotá. 168 p.

O'Leary, M.H. 1981. Carbon isotope fractionation in plants. *Phytochemistry*, 20: 553–567.

Oliveira, M.R., M.F. Nóbrega, J.E.L. Lins-Oliveira y S. Chellappa. 2017. Reproductive biology of blue runner, *Caranx crysos* (Mitchell, 1815) from the coastal waters of Rio Grande do Norte, Brazil (Southwest Atlantic ocean), *J. Aquac. Mar. Biol.*, 5(5): 1-7.

Ory, N.C., P. Sobral, J.L. Ferreira y M. Thiel. 2017. Amberstripe scad *Decapterus muroadsi* (Carangidae) fish ingest blue microplastics resembling their copepod prey along the coast of Rapa Nui (Easter Island) in the South Pacific subtropical gyre. *Sci. Total Environ.*, 586: 430-437.

Ory, N.C., A. Lehmann, J. Javidpour, R. Stöhr, G.L. Walls y C. Clemmesen. 2020. Factors influencing the spatial and temporal distribution of microplastics at the sea surface – A year-long monitoring case study from the urban Kiel Fjord, southwest Baltic Sea. *Sci. Total Environ.*, 736: 139493.

Osorio Dualiby, D. 1988. Ecología trófica de *Mugil curema*, *M. incilis* y *M. liza* (PISCES: Mugilidae) en la Ciénaga Grande de Santa Marta, Caribe colombiano. I. Análisis cualitativo y cuantitativo. *An. Inst. Inv. Mar. Punta de Betín*, 18: 113-126.

Otero Tobo, D.M. 2022. Microplásticos en el sistema digestivo de los peces *Opisthonema oglinum*, *Mugil* spp. y *Caranx crysos*, capturados en la zona costera del Magdalena, Caribe colombiano. Tesis Biol. Mar., Univ. Bogotá Jorge Tadeo Lozano, Santa Marta. 59 p.

Pavicic, M., J. Siljic, P. Dugandzic y B. Skaramuca. 2014. New record of blue runner, *Caranx crysos* (Mitchill, 1815), In the Adriatic Sea. *Ribarstvo, Croatian Journal of Fisheries*, 72: 125-127.

Pegado, T.S.S., K. Schmid, K.O. Winemiller, D. Chelazzi, A. Cincinelli, L. Dei y T. Giarrizzo. 2018. First evidence of microplastic ingestion by fishes from the Amazon River estuary. *Mar. Pollut. Bull.*, 133: 814-821.

Pérez-Ruzafa, A. I.M. Pérez-Ruzafa, A. Newton y C. Marcos. 2019. Chapter 15 - Coastal Lagoons: environmental variability, ecosystem complexity, and goods and services uniformity. 253-276. En: Wolanski, E. J.W. Day, M. Elliot y R. Ramachandran. (Eds.). *Coasts and estuaries*. Elsevier. 701 p.

Pinilla, G.A. 1986. Ecología trófica del jurel (*Caranx hippos* Linnaeus, 1766) la cojinoa (*Caranx crysos* Mitchill, 1815) y el ojo gordo (*Selar crumenophthalmus* Bloch, 1793) (pisces:

Carangidae) en aguas costeras del departamento del Magdalena, Caribe colombiano. Tesis Biol., Univ. Nacional de Colombia, Bogotá. 90 p

Posada-Peláez, C., A. Santafé-Muñoz, M. Grijalba-Bendeck, D. Bustos-Montes, E. González-Sarmiento, C. Gómez-Cubillos, P. Guerrero-Bernal, C. Olaya-Reyes, C.M. Palacios-Barros y D. Restrepo-Gómez. 2012. Aspectos biológicos de las principales especies comerciales de la zona costera del departamento del Magdalena, Caribe colombiano. 115-415. En: Grijalba-Bendeck, M., D. Bustos-Montes, C. Posada Peláez y A. Santafé-Muñoz. (Eds.). La pesca artesanal marítima del departamento del Magdalena (Colombia): una visión desde cuatro componentes. Fundación Universidad Jorge Tadeo Lozano, Ministerio de Agricultura y Desarrollo Rural, Proyecto Transición de la Agricultura, Bogotá. 458 p.

Post, D.M. 2002. Using stable isotope to estimate trophic position: models, methods and assumptions. *Ecology*, 83(3): 703-718.

Post, D.M., C.A. Layman, D.A. Arrington, G. Takimoto, J. Quattrochi y C.G. Montaña. 2007. Getting to the fat of the matter: Models, methods and assumptions for dealing with lipids in stable isotope analyses. *Oecologia*, 152: 179-189.

Puentes, V., F.D. Escobar, C.J. Polo and J.C. Alonso. 2014. Estado de los principales recursos pesqueros de Colombia - 2014. Serie Recursos Pesqueros de Colombia AUNAP. Oficina de Generación del conocimiento y la Información, Autoridad Nacional de Acuicultura y Pesca AUNAP. 244 p.

Pujos, M., J.L. Pagliardini, R. Steer, G. Vernet y O. Weber. 1986. Influencia de la contracorriente norte colombiana para la circulación de las aguas en la plataforma continental: su acción sobre la dispersión de los efluentes en suspensión del río Magdalena. *Bol. Cient - CIOH*, 6: 3-15.

Quezada-Romegialli, C., A.L. Jackson, B. Hayden, K.K. Kahilainen, C. Lopes y C. Harrod. 2018. TRophic position, an R package for the Bayesian estimation of trophic position from consumer stable isotope ratios. *Methods Ecol. Evol.*, 9: 1292–1299.

Restrepo, J.D. y B. Kjerfve. 2004. The Pacific and Caribbean rivers of Colombia: water discharge, sediment transport and dissolved loads. 169-185. En: Allan, R., U. Förstner, y W. Salomons. (Eds.). *Environmental geochemistry in tropical and subtropical environments*. Springer, Berlin. 384 p.

Restrepo, J.D. y S.A. López. 2008. Morphodynamics of the Pacific and Caribbean deltas of Colombia, South America. *J. S. Am. Earth Sci.*, 25: 1-21.

Restrepo, J.D., A. Cárdenas-Rozo, J.F. Paniagua-Arroyave y L. Jimenéz-Segura. 2020.

Aspectos físicos de la cuenca del río Magdalena, Colombia: geología, hidrología, sedimentos, conectividad, ecosistemas acuáticos e implicaciones para la biota. 41-84. En: Jimenez-Segura, L. y C.A. Lasso (Eds.). 2020. Peces de la cuenca del río Magdalena, Colombia: diversidad, conservación y uso sostenible. Serie Editorial Recursos Hidrobiológicos y Pesqueros Continentales de Colombia. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, Bogotá. 434 p.

Restrepo-López, J.C., J.C. Ortiz-Royero, L. Otero-Díaz y S.R. Ospino-Ortiz. 2015. Transporte de sedimentos en suspensión en los principales ríos del Caribe colombiano: magnitud, tendencias y variabilidad. *Rev. Acad. Colomb. Cienc. Ex. Fis. Nat.*, 39(153): 527-546.

Roch, S., A.F.H. Ros, C. Friedrich y A. Brinker. 2021. Microplastic evacuation in fish is particle size-dependent. *Freshw. Biol.*, 66: 926-935.

Roch, S., C. Friedrich, y A. Brinker. 2020. Uptake routes of microplastics in fishes: practical and theoretical approaches to test existing theories. *Sci. Rep.*, 10: 3896.

Rochman, C.M., A. Tahir, S.L. Williams, D. V. Baxa, R. Lam, J.T. Miller, F.C. Teh, S. Werorilangi y S.J. Teh. 2015. Anthropogenic debris in seafood: Plastic debris and fibers from textiles in fish and bivalves sold for human consumption. *Sci. Rep.*, 5: 1-10.

Rochman, C.M. C. Brookson, J. Bikker, N. Djuric, A. Earn, K. Bucci, S. Athey, A. Huntington, H. McIlwraith, K. Munno, H. De Frond, A. Kolomijeca, L. Erdle, J. Grbic, M. Bayoumi, S. B. Borrelle, T. Wu, S. Santoro, L.M. Werbowski, X. Zhu, R.K. Giles, B.M. Hamilton, C. Thaysen, A. Kaura, N. Klasios, L. Ead, J. Kim, C. Sherlock, A. Ho, C. Hung. 2019. Rethinking microplastics as a diverse contaminant suite. *Environ. Toxicol. Chem.*, 38: 703–711.

Rodríguez-Rodríguez, J.A., J.E.M. Pineda, L.V. Perdomo Trujillo, M. Rueda y K.P. Ibarra-Gutiérrez. 2016. Ciénaga Grande de Santa Marta: The largest lagoon-delta ecosystem in the colombian Caribbean. 757-772. En: Finlayson, C., G. Milton, R. Prentice y N. Davidson. (Eds.) *The Wetland Book*. Springer, Dordrecht, The Netherlands. 2142 p.

Romeo, T., B. Pietro, C. Peda, P. Consoli, F. Andaloro y M.C. Fossi. 2015. First evidence of presence of plastic debris in stomach of large pelagic fish in the Mediterranean Sea. *Mar. Pollut. Bull.*, 95: 358-361.

Romero-Rodríguez, D.A., C. Peña-Mejía, A. Ordóñez-Zuñiga, C. Ricaurte-Villota y M. Bastidas-Salamanca. 2017. Región 6: Ciénaga Grande de Santa Marta, río Magdalena, Bolívar. 108-123. En: Ricaurte-Villota, C. y M. Bastidas-Salamanca. (Eds.). *Regionalización oceanográfica una visión dinámica del Caribe. Una visión dinámica del Caribe*. Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras José Benito Vives De Andrés (INVEMAR). Serie de

- Publicaciones Especiales de INVEMAR # 14, Santa Marta, Colombia. 180 p.
- Rooker, J.R., J.P. Turner y S.A. Holt. 2006. Trophic ecology of *Sargassum*-associated fishes in the Gulf of Mexico determined from stable isotopes and fatty acids. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 313: 249- 259.
- Rosal, R. 2021. Morphological description of microplastic particles for environmental fate studies. *Mar. Pollut. Bull.*, 171: 112716.
- Rueda, M., J. Blanco, J.C. Narváez, E.A. Viloria, C.S. Beltran, 2011. Coastal fisheries of Colombia. 117-136. En: Salas, S., R. Chuenpagdee, A. Charles y J.C. Seijo (Eds.), *Coastal Fisheries of Latin America and the Caribbean*. FAO Fisheries and Aquaculture Technical paper, Rome. 430 p.
- Ruiz-Ochoa, M., G. Bernal y J. Polanía. 2008. Influencia del río Sinú y el mar Caribe en el sistema laguna de Cispatá. *Bol. Invest. Mar. Cost*, 37(1): 31-51.
- Sánchez-Hernández, J., A.D. Nunn, C.E. Adams y P.A. Amundsen. 2019. Causes and consequences of ontogenetic dietary shifts: a global synthesis using fish models. *Biol. Rev.*, 94(2): 539-554
- Sánchez-Ramírez, C., M. Rueda y A. Santos-Martínez. 1998. Dinámica poblacional y pesquería de la lisa, *Mugil incilis*, en la Ciénaga Grande de Santa Marta, Caribe colombiano. *Rev. Acad. Colomb. Cienc.*, 22(85): 507-517.
- Serrano, B.E. 2004. The Sinú river delta on the northwestern Caribbean coast of Colombia: Bay infilling associated with delta development. *J. S. Am. Earth Sci.*, 16: 623-631.
- Setälä, O., V. Fleming-Lehtinen y M. Lehtiniemi. 2014. Ingestion and transfer of microplastics in the planktonic food web. *Environ. Pollut.*, 185: 77-83.
- Sierra-Correa, P.C. y L. Gónima. 2010. Teledetección aplicada al ordenamiento ambiental del distrito de manejo integrado de Cispatá. Edición única. Ediprint Ltda, Santa Marta. 80p.
- Sierra-Sabalza, N.P. 2019. Ecología Trófica de *Auxis thazard*, *Caranx crysos*, *Haemulon aurolineatum* y *Lutjanus synagris* en el Caribe norte colombiano. Tesis para optar al título de Magíster en Ciencias Marinas. Univ. Jorge Tadeo Lozano, Santa Marta. 41 p.
- da Silva, J.M., L.M.F. Alves, M.I. Laranjeiro, F. Bessa. A. V. Silva, A.C. Norte, M.F.L. Lemos, J.A. Ramos, S.C. Novais y F.R. Ceia. 2022. Accumulation of chemical elements and occurrence of microplastics in small pelagic fish from a neritic environment. *Environ. Pollut.*, 292: 118451.
- Silvano, R.A.M. 2001. Feeding habits and interspecific feeding associations of *Caranx latus* (Carangidae) in a subtropical reef. *Environ. Biol. Fishes*, 60: 465-470.
- Simon-Sánchez, L., M. Grelaud, J. García-Orellana y P. Ziveri. 2019. River Deltas as

hotspots of microplastic accumulation: the case study of the Ebro river (NW Mediterranean). *Sci. Total Environ.*, 687: 1186–1196.

Sley, A., O. Jarboui, M. Ghorbel y A. Bouain. 2009. Food and feeding habits of *Caranx crysos* from the gulf of Gabs (Tunisia). *J. Mar. Biolog. Assoc. U.K.*, 89(7): 1375-1380.

Smith-Vaniz, W.F. 2002. Carangidae. 1426-1468. En: Carpenter, K. E. (Ed.). *The living marine resources of the Western Central Atlantic. Vol. 3: Bony fishes part 2 (Opistognathidae to Molidae), sea turtles and marine mammals. FAO Species Identification Guide for Fishery Purposes and American Society of Ichthyologists and Herpetologists Special Publication No. 5.* FAO, Rome. 1375-2127 p.

Stabholz, M., X. Durrieu de Madron, M. Canals, A. Khripounoff, I. Taupier-Letage, P. Testor, S. Heussner, P. Kerhervé, N. Delsaut, L. Houpert, G. Lastras y B. Dennielou. 2013. Impact of open-ocean convection on particle fluxes and sediment dynamics in the deep margin of the Gulf of Lions. *Biogeosciences*, 10: 1097–1116.

Sutton, R., S.A. Mason, S.K. Stanek, E. Willis-Norton, I.F. Wren y C. Box. 2016. Microplastic contamination in the San Francisco Bay, California, USA. *Mar. Pollut. Bull.*, 109(1): 230-235.

Swanson, H. K., M. Lysy, M. Power, A.D. Stasko, J.D. Johnson y J.D. Reist. 2015. A new probabilistic method for quantifying n-dimensional ecological niches and niche overlap. *Ecology*, 96(2): 318-324.

Talley, J.W., U. Ghosh, S.G. Tucker, J.S. Furey y R.G. Luthy. 2002. Particle-scale understanding of the bioavailability of PAHs in sediments. *Environ. Sci. Technol.*, 36: 477–483.

Torres-Bejarano, F., J. González-Martínez, M. Naranjo-Saleme y J. Martínez-Cantero. 2022. Modelación del transporte de sedimentos en el delta del río Sinú, Colombia. *Rev. Int. Contam. Ambien.*, 38: 25-40.

Ugwu, K., A. Herrera y M. Gómez. 2021. Microplastics in marine biota: A review. *Mar. Pollut. Bull.*, 169: 112540.

Unger, B., E.L.B. Rebolledo, R. Deaville, A. Gröne, L.L. Ijsseldijk, M.F. Leopold, U. Siebert, J. Spitz, P. Wohlsein y H. Herr. 2016. Large amounts of marine debris found in sperm whales stranded along the North Sea coast in early 2016. *Mar. Pollut. Bull.*, 112:(1–2), 134–141.

Valente, T., A. Sbrana, U. Scacco, C. Jacomini, J. Bianchi, L. Palazzo, G.A. de Lucia, C. Silvestri y M. Matiddi. 2019. Exploring microplastic ingestion by three deep-water elasmobranch species: a case study from the Tyrrhenian Sea. *Environ. Pollut.*, 253:342–350.

Valente, T., M.L. Costantini, G. Careddu, D. Berto, R. Piermarini, F. Rampazzo, A. Sbrana,

C. Silvestri, D. Ventura y M. Matiddi. 2023. Tracing the route: Using stable isotope analysis to understand microplastic pathways through the pelagic-neritic food web of the Tyrrhenian Sea (Western Mediterranean). *Science of The Total Environment*. *Sci. Total Environ.*, 885: 163875.

Velasco, A. y P. Villegas. 1985. Aportes al conocimiento de la historia de vida de *Mugil incilis* (Hancock, 1830), *Mugil liza* (Valenciennes, 1836) y *Mugil curema* (Valenciennes, 1836) en la ciénaga de Tesca (Bolívar, Colombia). Tesis Biol. Mar., Univ. Bogotá Jorge Tadeo Lozano, Cartagena. 55 p.

Vergara-Flórez, V. y A. Consuegra. 2021. *Contracecum* sp. (Nematode: Anisakidae) en peces de interés comercial en el golfo de Morrosquillo, Sucre-Colombia. *Gestion y Ambiente*, 24(2): 97356.

Vollrath S.R., B. Possamai, F. Schneck, D.J. Hoeninghaus, E.F. Albertoni y A.M. García. 2021. Trophic niches and diet shifts of juvenile mullet species coexisting in marine and estuarine habitats. *J. Mar. Biol. Assoc.*, 101: 431-441.

Williams, A.T. y N. Rangel-Buitrago. 2022. The past, present, and future of plastic pollution. *Mar. Pollut. Bull.*, 176: 113429

Witteveen, B.H., G.A.J. Worthy, K.M. Wynne, A. C. Hirons, A.G. Andrews y R.W. Markel. 2011. Trophic Levels of North Pacific Humpback Whales (*Megaptera novaeangliae*) Through Analysis of Stable Isotopes: Implications on Prey and Resource Quality. *Aquat. Mamm.*, 37(2): 101-110.

Wright, S.L., R.C. Thompson y T.S. Galloway. The physical impacts of microplastics on marine organisms: A review. *Environ. Pollut.*, 178: 483-492

Yuan, Z., N. Rajat y E. Cummins. 2022. Human health concerns regarding microplastics in the aquatic environment - From marine to food systems. *Sci. Total Environ.*, 823: 153730.

Yu, F., Y. Zong, J.M. Lloyd, G. Huang, M.J. Leng, C. Kendrick, A.L. Lamb y W.W.S. Yim. 2010. Bulk organic  $\delta^{13}C$  and C/N as indicators for sediment sources in the Pearl River delta and estuary, southern China. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 87(4): 618-630.

Zhang, H. 2017. Transport of microplastics in coastal seas. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 199: 74-86.

Zhang, S., Y. Sun, B. Liu y R. Li. 2021. Full size microplastics in crab and fish collected from the mangrove wetland of Beibu Gulf: Evidences from Raman Tweezers (1–20  $\mu m$ ) and spectroscopy (20–5000  $\mu m$ ). *Sci. Total Environ.*, 759:143504

Zar, J. H. 2010. *Biostatistical Analysis* 5th Edition. Pearson Prentice-Hall, New Jersey, USA. 944 p.

## 7. Anexos

Anexo 1. Estudios relacionados con la determinación de microplásticos (MP) en individuos pertenecientes al género *Mugil incilis* y *Caranx crysos*. CGSM: Ciénaga Grande de Santa Marta, n: número de individuos analizados.

Estudio	Lugar	Especie	n	Número de individuos con MP	Frecuencia (%) de MP	Número total de MP	Abundancia promedio (MP/ind)
Güven <i>et al.</i> (2017)	Turquía	<i>C. crysos</i>	1	1	100	3	5
Pegado <i>et al.</i> (2018)	Norte de Brasil	<i>C. crysos</i>	3	0	0	0	0
Borges-Ramírez <i>et al.</i> (2020)	Bahía de Campeche, México	<i>C. crysos</i>	40	9	22.5	34	0.9
Otero (2022)	Santa Marta, Colombia	<i>C. crysos</i>	106	103	97.2	872	8.2
Calderón <i>et al.</i> (2019)	CGSM, Colombia	<i>M. incilis</i>	46	10	21.7	12	0.3
Garcés-Ordóñez <i>et al.</i> (2020)	Bahía de Cispatá, Colombia	<i>M. incilis</i>	128	7	5.5	35	0.3
Garcés-Ordóñez <i>et al.</i> (2022)	CGSM, Colombia	<i>M. incilis</i>	69	7	10.1	11	0.2

Anexo 2. Información de la talla y masa total promedio de los individuos de cada especie por época y sector, relacionado con su tipo de alimentación, hábitat y talla de madurez. LT: longitud total, cm: centímetros.

Especie	Tipo de alimentación	Tipo de hábitat	Talla de madurez LT (cm) <sup>a</sup>	Estudio	Época	Sector	Longitud total media ± EE (cm)	Masa total media ± EE (g)
<b><i>Caranx crysos</i></b>	Carnívoro	Pelágico	33.0	Posada-Peláez <i>et al.</i> (2012)	Lluviosa	Magdalena	27.3 ± 0.4	220.3 ± 6.5
						Sinú	24.6 ± 0.4	154.3 ± 5.3
					Seca	Magdalena	29.9 ± 0.2	286.0 ± 7.8
						Sinú	27.0 ± 0.5	225.4 ± 8.0
<b><i>Mugil incilis</i></b>	Detritívoro	Demersal	28.0	Duarte <i>et al.</i> (2021)	Lluviosa	Magdalena	24.9 ± 0.4	128.0 ± 5.7
						Sinú	24.6 ± 0.6	129.4 ± 11.8
					Seca	Magdalena	24.0 ± 0.3	79.6 ± 3.2
						Sinú	25.3 ± 0.5	124.6 ± 5.7

<sup>a</sup> Tallas de madurez reportadas para el Caribe colombiano

Anexo 3. Resumen estadístico (promedio  $\pm$  error estándar y (máximo y mínimo)) de las señales isotópicas  $\delta^{13}\text{C}$  y  $\delta^{15}\text{N}$  de *C. crysos* y *M. incilis* junto con el área calculada de la elipse corregida (SEAc) por época y sector. n: número de individuos analizados.

Especie	Época	Sector	n	Longitud total media $\pm$ EE (cm)	$\delta^{13}\text{C}$ (‰)	$\delta^{15}\text{N}$ (‰)	SEAc
<i>Caranx crysos</i>	Lluviosa	Magdalena	29	27.2 $\pm$ 0.4	-16.1 $\pm$ 0.4 (-24.5 y -14.0)	8.0 $\pm$ 0.2 (6.5 y 11.3)	7.5
		Sinú	30	24.6 $\pm$ 0.4	-17.4 $\pm$ 0.1 (-18.6 y -16.3)	8.2 $\pm$ 0.2 (5.8 y 9.8)	2.0
	Seca	Magdalena	30	29.9 $\pm$ 0.2	-16.8 $\pm$ 0.1 (-18.1 y -15.1)	8.2 $\pm$ 0.2 (6.6 y 10.2)	2.0
		Sinú	30	27.0 $\pm$ 0.5	-16.6 $\pm$ 0.2 (-17.6 y -13.3)	9.4 $\pm$ 0.1 (6.5 y 10.2)	2.3
<i>Mugil incilis</i>	Lluviosa	Magdalena	30	24.9 $\pm$ 0.4	-20.2 $\pm$ 0.3 (-24.1 y -17.5)	7.7 $\pm$ 0.2 (5.2 y 9.0)	4.4
		Sinú	30	24.6 $\pm$ 0.6	-20.7 $\pm$ 0.7 (-28.8 y -14.2)	6.2 $\pm$ 0.2 (2.9 y 8.2)	11.7
	Seca	Magdalena	30	24.0 $\pm$ 0.3	-19.6 $\pm$ 0.2 (-21.6 y -16.4)	7.7 $\pm$ 0.1 (6.1 y 8.8)	1.6
		Sinú	29	25.4 $\pm$ 0.4	-14.7 $\pm$ 0.6 (-25.8 y -10.1)	6.2 $\pm$ 0.2 (3.0 y 9.3)	13.6

Anexo 4. Resultados del análisis de PERMANOVA por pares realizado con las señales isotópicas de  $\delta^{13}\text{C}$  y  $\delta^{15}\text{N}$  de *C. crysos* (n = 119) en el sector de Magdalena (MAG) y Sinú (SIN) durante la época climática lluviosa (LL) y seca (SC). N/A: no aplica, \*diferencias significativas ( $p < 0.05$ )

Isótopos	Grupos		t	Valor p
	Época	Sector		
$\delta^{13}\text{C}$	LL	MAG; LL-SIN	3.2	0.004*
	LL	MAG; SC-MAG	1.6	0.122
	SC	MAG; SC-SIN	1.1	0.269
	SC	SIN; LL-SIN	4.5	0.001*
$\delta^{15}\text{N}$	LL	MAG; LL-SIN	0.8	0.447
	LL	MAG; SC-MAG	0.6	0.541
	SC	MAG; SC-SIN	5.2	0.001*
	SC	SIN; LL-SIN	4.3	0.001*

Anexo 5. Resultados del análisis de PERMANOVA por pares realizado con las señales isotópicas de  $\delta^{13}\text{C}$  y  $\delta^{15}\text{N}$  de *M. incilis* (n = 119) en el sector de Magdalena (MAG) y Sinú (SIN) durante la época climática lluviosa (LL) y seca (SC). N/A: no aplica, \*diferencias significativas ( $p < 0.05$ )

Isótopos	Grupos Época/sector	t	Valor p
$\delta^{13}\text{C}$	LL-MAG; LL-SIN	0.7	0.488
	LL-MAG; SC-MAG	1.5	0.141
	SC-MAG; SC-SIN	7.5	0.001*
	SC-SIN; LL-SIN	6.3	0.001*
$\delta^{15}\text{N}$	LL-MAG; LL-SIN	5.2	0.001*
	LL-MAG; SC-MAG	0.03	0.963
	SC-MAG; SC-SIN	6.0	0.001*
	SC-SIN; LL-SIN	0.04	0.967

Anexo 6. Resumen de la cantidad de individuos con microplásticos (MP), frecuencia de ingestión, número total de MP y estadísticos (promedio  $\pm$  error estándar, (máximo y mínimo) y coeficiente de variación) de la abundancia de microplásticos por especie, época y sector. ind: individuo.

Especie	Época	Sector	Número de individuos con MP	Frecuencia (%) de MP	Número total de MP	Abundancia (MP/ind)
<i>Caranx crysos</i>	Lluviosa	Magdalena	7	23.3	10	0.3 $\pm$ 0.1 (0 y 4) 240.7 %
		Sinú	18	60.0	42	1.4 $\pm$ 0.4 (0 y 10) 141.1 %
	Seca	Magdalena	12	40.0	32	1.1 $\pm$ 0.4 (0 y 12) 217.3 %
		Sinú	20	66.7	76	2.5 $\pm$ 0.5 (0 y 12) 113.9 %
<i>Mugil incilis</i>	Lluviosa	Magdalena	13	40.0	14	0.5 $\pm$ 0.1 (0 y 2) 134.7 %
		Sinú	14	46.7	30	1.0 $\pm$ 0.3 (0 y 5) 143.8 %
	Seca	Magdalena	30	100.0	694	23.1 $\pm$ 2.2 (5 y 61) 52.7 %
		Sinú	20	66.7	46	1.5 $\pm$ 0.3 (0 y 8) 108.0 %
<b>Total</b>			<b>133</b>	<b>55.4</b>	<b>944</b>	

Anexo 7. Resultados del análisis de PERMANOVA por pares realizado a 57 individuos de la especie *C. crysos* con presencia de microplásticos en el sector de Magdalena (MAG) y Sinú (SIN) durante la época climática lluviosa (LL) y seca (SC). N/A: no aplica, \*diferencias significativas ( $p < 0.05$ )

<b>Grupos Época/sector</b>	<b>t</b>	<b>Valor p</b>
LL-MAG; LL-SIN	1.5	0.124
LL-MAG; SC-MAG	0.8	0.610
SC-MAG; SC-SIN	1.2	0.210
SC-SIN; LL-SIN	1.7	0.048

Anexo 8. Resultados del análisis de PERMANOVA por pares realizado a 76 individuos de la especie *M. incilis* con presencia de microplásticos en el sector de Magdalena (MAG) y Sinú (SIN) durante la época climática lluviosa (LL) y seca (SC). N/A: no aplica, \*diferencias significativas ( $p < 0.05$ )

<b>Grupos Época/sector</b>	<b>t</b>	<b>Valor p</b>
LL-MAG; LL-SIN	1.8	0.075
LL-MAG; SC-MAG	8.8	0.001*
SC-MAG; SC-SIN	6.0	0.001*
SC-SIN; LL-SIN	0.06	0.974