

Artículo original

Dieta y consumo incidental de microplásticos en bagres de la bahía de Tumaco, Pacífico colombiano

Diet and incidental consumption of microplastics in catfish from Tumaco Bay, Colombian Pacific

✉ María Camila Becerra-Rodríguez*, ✉ Diego Gamboa-García, ✉ Guillermo Duque-Nivia

Universidad Nacional de Colombia, Palmira, Valle del Cauca

Resumen

Los ariidos son organismos que se emplean como modelo de estudio porque habitan en todos los mares tropicales y subtropicales del mundo, y en aguas costeras continentales, así como en cuencas bajas de ríos costeros y estuarios marinos. En este estudio nuestro objetivo fue evaluar la influencia de la dinámica ambiental en la variación de la dieta y el consumo incidental de microplásticos en bagres comerciales en la bahía de Tumaco, Pacífico colombiano. El muestreo se realizó en cuatro estaciones agrupadas en dos zonas; la externa (mayor influencia marina) y la interna (mayor presión antrópica) de la bahía de Tumaco, Pacífico colombiano; se tomaron muestras en época de lluvia (enero-junio) y época seca (julio-septiembre). Se usaron tres artes de pesca por estación (red de arrastre, trasmallo y línea de anzuelos) y se midieron *in situ* pH, temperatura, salinidad, conductividad, sólidos disueltos, oxígeno disuelto y transparencia. En el laboratorio se examinaron 409 estómagos de Ariidae pertenecientes a 13 especies, de las cuales se analizaron las cuatro de mayor importancia comercial y con más individuos capturados (*Ariopsis simonsi*, *Bagre pinnimaculatus*, *Notarius troschelli* y *Cathorops multiradiatus*). El contenido estomacal se clasificó en seis categorías (crustáceos, peces, anélidos, moluscos, detritos y microplásticos). Se encontró que *B. pinnimaculatus* y *A. simonsi* se caracterizaron por el consumo de crustáceos como presa de gran importancia según el índice de importancia relativa (IIR 40-100 %), y de mayor significación en el estuario externo, donde se presentaron altos valores de salinidad, pH, oxígeno disuelto y mayor transparencia. Además, en el contenido estomacal de alrededor del 25 % de los individuos evaluados había microplásticos (fibras o fragmentos), siendo *B. pinnimaculatus* el de mayor consumo incidental de estos (47 %). Se pudo concluir que los hábitos tróficos de los peces de la familia Ariidae exhiben un comportamiento trófico generalista, lo que les permite aprovechar eficientemente las presas disponibles en su hábitat. Las variaciones espaciotemporales de las variables ambientales sí afectan la disponibilidad de presas, como en las especies *N. troschelli*, *A. simonsi* y *B. pinnimaculatus*, que tuvieron mayor consumo incidental de microplásticos en el estuario externo, donde las variables ambientales están asociadas a una mayor abundancia y riqueza de macroinvertebrados y estos contaminantes se enmascaran, lo que causa su ingestión incidental.

Palabras clave: Ariidae; Estuario tropical; Pesca artesanal; Contaminación por plástico; Hábitos tróficos.

Abstract

Ariid catfishes are model study organisms because they inhabit all tropical and subtropical seas worldwide, occurring in continental coastal waters as well as lower basins of coastal rivers and marine estuaries. The present study aimed to evaluate the influence of environmental dynamics on dietary variation and the incidental ingestion of microplastics (MPs) by commercial catfish in Tumaco Bay, Colombian Pacific. Sampling was conducted at four stations grouped into two zones: the external zone (greater marine influence) and the internal zone (greater anthropogenic pressure) of the Bay. Samples were collected during the rainy season (January–June) and the dry season (July–September). Three types of fishing gear were used per station (trawl net, gillnet, and longline), and several parameters were measured *in situ*: pH, temperature, salinity, conductivity, total dissolved solids, dissolved oxygen, and transparency. In the laboratory, 409 stomachs belonging to 13 species were examined, of which the four most commercially important species with the highest capture

Citación: Becerra-Rodríguez MC, et al. Dieta y consumo incidental de microplásticos en bagres de la bahía de Tumaco, Pacífico colombiano. Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales. 50(195):434-455, abril-junio de 2026. doi: <https://doi.org/10.18257/racefyn.3316>

Editor: Arturo Acero

***Correspondencia:**

María Camila Becerra-Rodríguez;
mcbecerraro@unal.edu.co

Recibido: 7 de octubre de 2025

Aceptado: 10 de febrero de 2026

Publicado en línea: 20 de marzo de 2026



Este artículo está bajo una licencia de Creative Commons Reconocimiento-NoComercial-Compartir Igual 4.0 Internacional

numbers were analyzed (*Ariopsis simonsi*, *Bagre pinnimaculatus*, *Notarius troschelli*, and *Cathorops multiradiatus*). Stomach contents were classified into six categories: crustaceans, fish, annelids, mollusks, detritus, and MPs. The main results showed that *B. pinnimaculatus* and *A. simonsi* are characterized by the ingestion of crustaceans as high-importance prey according to the Index of Relative Importance (IRI 40–100%), with greater significance in the external estuary, where high values of salinity, pH, dissolved oxygen, and greater transparency were present. Additionally, approximately 25% of the total individuals evaluated had MPs in their stomach contents (fibers or fragments), with *B. pinnimaculatus* showing the highest MP incidental ingestion (47%). We concluded that the trophic habits of fish in the family Ariidae (catfish) were generalist, allowing them to efficiently exploit the prey available in their habitat. Spatiotemporal variations in environmental variables do affect prey availability; for instance, *N. troschelli*, *A. simonsi*, and *B. pinnimaculatus* had a higher incidental MP ingestion in the external estuary, where environmental variables (salinity, dissolved oxygen, and transparency) are associated with a greater abundance and richness of macroinvertebrates, and MPs are masked, leading to the incidental ingestion of these pollutants.

Keywords: Ariidae; Tropical estuary; Artisanal fishing; Plastic pollution; Trophic habits.

Introducción

Los estuarios son zonas de transición entre aguas fluviales y marítimas y se valoran como sitios de refugio y subsistencia de diversas especies (Piccolo & Perillo, 1997). Asimismo, ofrecen servicios ecosistémicos como la protección de la costa, el control de la erosión, la purificación del agua, el reciclaje de nutrientes, la captura de carbono y la producción de materia prima (Mulik *et al.*, 2020). No solo cumplen funciones ecológicas, también permiten actividades de sustento económico de las comunidades humanas que los habitan, entre ellas, la pesca, la navegación, el turismo y el disfrute paisajístico (Marcovecchio *et al.*, 2013).

Por ser áreas de convergencia, las propiedades fisicoquímicas como la salinidad, la temperatura, el oxígeno disuelto, la turbidez y el pH de los estuarios presentan constantes variaciones (Marcovecchio *et al.*, 2013). También se presentan tensiones antrópicas, particularmente por los asentamientos humanos y las actividades que generan residuos y que al llegar a los estuarios pueden alterar las concentraciones de materia orgánica y nutrientes, e introducir contaminantes (Mulik *et al.*, 2020). Estos pueden entrar al ecosistema de forma directa o indirecta y terminan afectando la dinámica del estuario y sus características fisicoquímicas (Betancourt-Portela *et al.*, 2011), lo cual puede impactar y afectar la fauna marina, sus patrones de distribución y uso del hábitat, así como la búsqueda de alimento (Habit *et al.*, 2003).

La sedimentación de los contaminantes de origen antropogénico en sistemas estuarinos constituye un desafío global para la ecología y las interacciones en las cadenas tróficas, ya que por su naturaleza hidrofóbica, las partículas antropogénicas tienden a adsorberse en el sedimento (limos y arcillas) mediante procesos químicos de floculación al contacto con el gradiente de salinidad (Turner & Millward, 2002; Dantas *et al.*, 2012). Por último, estos sistemas (zonas profundas) actúan como sumideros geoquímicos, donde la baja energía hidrodinámica favorece la deposición de las sustancias persistentes (Dauvin, 2008), que terminan siendo una entrada fácil de tóxicos a la red trófica que se encuentra entre la columna de agua y la parte bentónica. Así, los organismos con dietas asociadas al bentos como los bagres, depredadores oportunistas (Muro-Torres *et al.*, 2018) que se alimentan de lo que encuentran en el medio (peces más pequeños, crustáceos, moluscos, bivalvos y detritus), pueden ser indicadores de contaminantes.

Este grupo de peces es abundante en el Pacífico colombiano y constituye un recurso pesquero de alto valor económico por su disponibilidad y calidad nutricional (Diaz *et al.*, 2016). Además, estos peces son modelos de estudio por su variedad de adaptaciones morfológicas, migratorias y reproductivas, y suele utilizárselos para el estudio de hábitats acuáticos, ya que habitan en todos los mares tropicales y subtropicales del mundo, tanto en aguas costeras continentales, como en cuencas bajas de ríos costeros y estuarios (Betancur & Acero, 2004).

Para caracterizar la variación en la dieta de los peces, es necesario estudiar sus hábitos alimentarios y la interconexión con las fuentes de producción primaria, así como la proporción de presas disponibles, lo que ayuda a entender los flujos energéticos (Whitfield *et al.*, 2022). Con el fin de comprender la conexión entre el ecosistema, sus fluctuaciones ambientales y la diversidad de especies, deben analizarse los cambios tróficos del área de estudio desde un enfoque ecológico y estudiar a los organismos a partir de sus interacciones alimentarias y la variación espaciotemporal del ambiente (Cogua *et al.*, 2013) y en ella destaca el pargo rayado *Lutjanus synagris* por su alto valor económico. Con el objeto de determinar la estructura espacial de *L. synagris* y su relación con las variables ambientales, se realizó un crucero de investigación en frente de la costa norte de Colombia en el mar Caribe durante febrero de 2006. La distribución espacial fue evaluada usando geostatística y la relación con el ambiente a través de modelos aditivos generalizados (GAM, todo ello con el fin de conocer, gestionar y manejar de forma adecuada el recurso pesquero.

En los peces de la familia Ariidae estas interacciones están supeditadas, por un lado, a la ontogenia, y por el otro, a la zona que ocupan en el estuario y a las competencias interespecíficas (Whitfield *et al.*, 2022). Asimismo, los cambios en las condiciones del estuario pueden afectar la dieta debido a la variación en la disponibilidad de presas (Román-Palacios & Román-Valencia, 2015) y la biodisponibilidad de contaminantes en el hábitat. El estudio del contenido estomacal de estas especies permite comprender la preferencia de presas y la ingesta incidental de contaminantes tales como los microplásticos.

Los microplásticos se definen como partículas de menos de 5 mm, cuyo origen puede ser primario y secundario; los primarios son aquellos fabricados en tamaños microscópicos para aplicaciones cosméticas, en tanto que los secundarios fueron en algún momento plásticos de mayor tamaño (Andrady, 2011). El deterioro del material, impulsado por la degradación biótica y abiótica, por ejemplo, la exposición prolongada a la radiación ultravioleta, el estrés mecánico provocado por el oleaje, el sol, el viento y los microorganismos, induce el aumento de la fragilidad del polímero, que termina convertido en fragmentos menores (Derraik, 2002). Estos fragmentos están presentes en toda la columna de agua (Gesamp, 2016), pero los más ligeros flotan desde la desembocadura del río a la superficie marina y pueden llegar a las costas (Arboleda *et al.*, 2024), en tanto que los más densos se desplazan hasta el lecho marino y el sedimento intermareal con las corrientes oceánicas y las mareas (He *et al.*, 2021). Además, las partículas pueden ser ingeridas con gran facilidad y transferirse a través de la red trófica (Barletta *et al.*, 2020).

Las variaciones ambientales afectan la dieta de las especies que habitan los ecosistemas marinos o costeros, ya que durante la temporada de lluvias los estuarios presentan mayor drenaje de los ríos, lo que trae consigo más turbiedad en las aguas y menor oxígeno disuelto en la parte interna del estuario. Las condiciones en el estuario externo también cambian, ya que presentan mayores valores de salinidad, oxígeno disuelto y transparencia (Salcedo *et al.*, 2022), lo que puede aumentar el consumo de ciertos recursos alimentarios y variar la dieta de las especies.

Nuestro estudio contribuye al conocimiento científico sobre la dieta y el consumo incidental de microplásticos en bagres de la bahía de Tumaco, peces valiosos para la economía pesquera local, pues son capturados y consumidos a diario, por lo que es necesario evaluar su estado de salud y el riesgo que podrían representar para el consumo humano. El objetivo de nuestro estudio fue evaluar la influencia de la dinámica ambiental en la variación de la dieta y el consumo incidental de microplásticos en bagres comerciales en la bahía de Tumaco, Pacífico colombiano. La hipótesis de la que partimos es que las variaciones espaciotemporales de las variables ambientales pueden afectar la disponibilidad de presas y la concentración de microplásticos en el bentos, lo cual impacta la dieta de los bagres y la ingestión incidental de estos contaminantes en la bahía de Tumaco.

Metodología

Área de estudio

La bahía de Tumaco se encuentra ubicada en el suroccidente del litoral pacífico colombiano, en el departamento de Nariño (**Plan de Desarrollo Tumaco, 2017**); está delimitada por las coordenadas $1^{\circ} 45' 00''$ y $2^{\circ} 00' 00''$ N y $78^{\circ} 30' 00''$ y $78^{\circ} 45' 00''$ W y su profundidad varía entre los 0 y los 50 m en un área de alrededor de 350 km² (**Figura 1**) (**Tejada, 2003**). Recibe el aporte de ocho ríos: Curay, Chagüí, Colorado, Tablones, Mejicano, Rosario, Mira y Patía, los cuales aportan material suspendido y sedimentos que pueden alterar los ecosistemas asociados (**Guzmán et al., 2021**).

La bahía recibe la influencia de 19 poblaciones humanas asentadas en la costa, siendo San Andrés de Tumaco la más poblada (**Tejada, 2003**), con alrededor de 117.529 habitantes (**Rimisp- Centro Latinoamericano para el Desarrollo Rural, 2017**). La zona presenta una topografía accidentada a causa de la cercanía a la subducción del Pacífico, donde colisionan las placas Nazca y Suramérica (**Plan de Desarrollo de Tumaco, 2017**), lo que hace que los fondos marinos de la región tengan gran actividad tectónica, en tanto que la costa tiene elevaciones rocosas de altura media que forman acantilados (**Sánchez, 2012**). Además, la bahía presenta las temperaturas más bajas del Pacífico colombiano, probablemente por la influencia de la corriente de Humboldt (**Ardila, 2000; Tinoco et al., 2006**). Esta corriente de agua fría se desplaza desde la Antártida por la costa occidental de Suramérica hasta los trópicos ecuatoriales, llevando aguas ricas en nutrientes, lo que permite mantener la biodiversidad de los recursos marinos.

Trabajo de campo

Los muestreos se realizaron en cuatro estaciones del ecosistema estuarino de la bahía de Tumaco (**Figura 1**); las estaciones T1 y T2 se ubicaron en el área interna del estuario que se caracterizó por tener mayor presión antrópica a causa de la densidad de centros poblados y el aporte de agua dulce proveniente de los ocho ríos. Las estaciones T3 y T4 se localizaron en el área externa, la cual tiene mayor influencia marina. Según las cartas climatológicas con las medias mensuales de precipitación del IDEAM (**Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales, 2023**), el primer semestre del año es el de mayor precipitación en Tumaco (época de lluvias) y el segundo semestre del año se considera época seca debido a que las precipitaciones son menores.

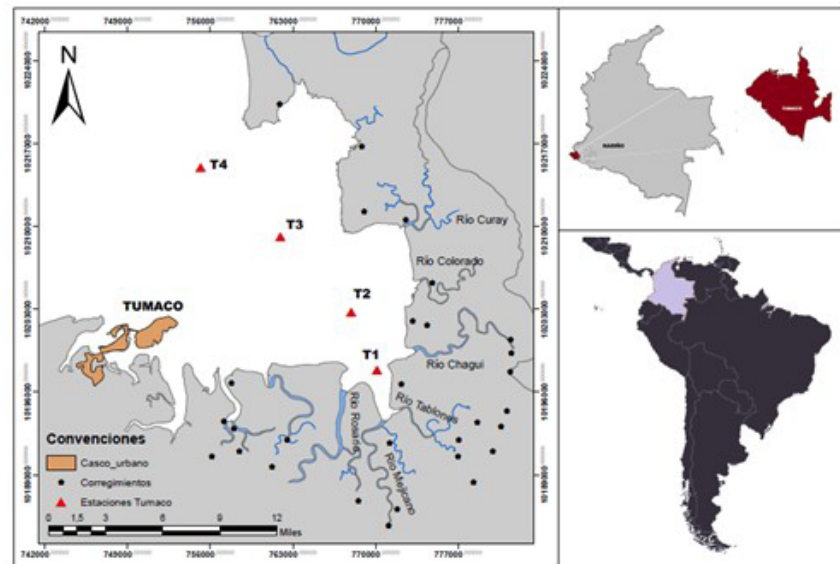


Figura 1. Bahía de Tumaco: área de estudio y estaciones de muestreo

En cada estación (T1, T2, T3 y T4) se llevaron a cabo lances utilizando tres artes de pesca, cada uno con tres réplicas. Con el primero, la línea de anzuelos de mano, se utilizaron entre 600-700 anzuelos #7 de 25,4 mm de calibre, con un esfuerzo de 45 ± 5 min. En la pesca con red de arrastre (changa) se usó una con un ojo de malla de 25,4 mm y un esfuerzo en los arrastres de 10 min. Por último, en la pesca con trasmallo se usó una red con ojo de malla de 50,8 mm, 360 m de largo y 3 m de alto, y un esfuerzo de 45 ± 15 min. Los peces capturados se almacenaron en bolsas plásticas que se guardaron en una nevera portátil con hielo para conservarlos en frío hasta llegar al laboratorio.

Se tomaron mediciones de las siguientes variables ambientales *in situ*: pH, temperatura ($^{\circ}\text{C}$), salinidad, conductividad (mS cm^{-2}), sólidos disueltos totales y oxígeno disuelto (mg L^{-1}), usando una sonda multiparamétrica YSI mps 556. La transparencia se determinó con un disco Secchi. En cada estación se hicieron tres réplicas y se tomaron los datos en el fondo (4 a 5 m) y en la superficie (20 cm de profundidad) de la columna de agua.

Análisis en el laboratorio

Los peces se identificaron taxonómicamente a nivel de especie siguiendo las claves de identificación de **Fischer *et al.* (1995)**, así como la base de datos de FishBase (**Froese & Pauly, 2022**) del Instituto Smithsonian de Investigaciones Tropicales (**Robertson & Allen, 2015**) y una revisión bibliográfica (**Betancur & Acero, 2004; López, 2011; Beltrán-Vega, 2019**). Se registraron la longitud total (LT [cm]), la longitud estándar (LS [cm]) y el peso total (Pt [g]) de cada individuo y se evaluó el estado de madurez sexual analizando el desarrollo de las gónadas. Se extrajo el estómago y se conservó en formol al 4 %, luego se diseccionó y se hizo un análisis cualitativo de las presas que presentaban el exoesqueleto o un estado de digestión poco avanzado, clasificando el contenido estomacal en seis categorías: crustáceos, peces, anélidos, moluscos, detritos y microplásticos. El contenido estomacal de cada individuo fue llevado a una caja de Petri para observación con un estereoscopio Thomas Scientific SFC-11 y zoom con objetivos de 0,7X a 3,0X; posteriormente cada caja de Petri fue tapada y llevada al horno (Merment modelo 30-750) a 70°C por 24 horas para secar el contenido estomacal. En cada sección de secado se utilizaron dos blancos (cajas de Petri abiertas) para evaluar la posible contaminación cruzada que pudiera producirse en el laboratorio. Además, se verificó visualmente la presencia de partículas antropogénicas antes y después del secado para evaluar la posibilidad de dicha contaminación cruzada. Después del secado, se separó cada ítem alimentario en seco y se pesó utilizando una balanza analítica Adam PW 124 (precisión de $\pm 0,001$ g). Por último, se observó la presencia de microplásticos en el contenido estomacal húmedo de cada individuo con ayuda del estereoscopio; su identificación se hizo mediante observación visual (estereoscopio) para detallar características físicas como forma y color. Después del secado se verificó la presencia de la fibra o fragmento de microplástico y con un cautín se le hizo prueba de resistencia térmica a cada fibra, verificando si se deformaban con facilidad al contacto con el calor (**Frías *et al.*, 2003**). Para confirmar si eran microplásticos se extrajo una pequeña submuestra a la cual se le realizó una caracterización química mediante espectroscopia Raman (**Dong *et al.*, 2023; Zambrano-Pinto *et al.*, 2024**). El control de la contaminación se garantizó conservando espacios de trabajo y equipos de muestreo y laboratorio limpios con agua destilada y se utilizaron batas de laboratorio y guantes de nitrilo en todo el proceso; además, durante el secado las muestras siempre estuvieron selladas.

Procesamiento de datos

Para analizar los resultados de la composición cualitativa y cuantitativa de lo encontrado en los contenidos estomacales se calculó la composición numérica (%CN) (Ecuación 1), la composición gravimétrica (%CG) (Ecuación 2) y la frecuencia de cada ítem alimentario (%FO) (Ecuación 3). Se calculó, además, la importancia de cada ítem con el índice de importancia relativa (IIR) (Ecuación 4); con el coeficiente de alimentación (%Q) (Ecuación

5) se cuantificó la importancia de los ítems alimentarios consumidos y se determinó también el coeficiente de vacuidad (CV) (Ecuación 6), que corresponde a la cantidad de estómagos vacíos frente al número de estómagos procesados.

Composición numérica (CN):

$$\%CN = 100 * \frac{\text{Número de presas del ítem } i}{\text{Número total de presas}} \quad (\text{Ecuación 1})$$

Composición gravimétrica (CG):

$$\%CG = 100 * \frac{\text{Peso de presas del ítem } i}{\text{Peso total de presas}} \quad (\text{Ecuación 2})$$

Frecuencia de ocurrencia de presas (FO):

El %FO (Ecuación 3) permitió clasificar los ítems alimentarios en constantes (presentes en más del 50 % de las muestras), accesorios (entre el 25 y el 50 %) y accidentales (menos del 25 %) (Duque & Acero, 2003a).

$$\%FO = 100 * \frac{\text{Ocurrencia de presas del ítem } i}{\text{Número total de estómagos con alimento}} \quad (\text{Ecuación 3})$$

Índice de importancia relativa (IIR):

$$IIR = \%CG * \%FO \quad (\text{Ecuación 4})$$

Este permitió clasificar cada ítem de acuerdo con su importancia en baja (0 – 10 %), secundaria (10 – 40 %) y alta (40 – 100 %).

Coefficiente de alimentación (%Q):

$$Q = \%CN * \%CG \quad (\text{Ecuación 5})$$

Con este se clasificó entre presas preferenciales ($Q > 200$), presas secundarias ($20 < Q < 200$) y presas accidentales ($Q < 20$) (Hureau, 1970).

Coefficiente de vacuidad (CV):

$$CV = 100 * \frac{\text{Ocurrencia de presas del ítem } i}{\text{Número total de estómagos con alimento}} \quad (\text{Ecuación 6}).$$

Los individuos de *Bagre pinnimaculatus* y *Ariopsis simonsi* se categorizaron según su longitud en juveniles y adultos de acuerdo con la talla de madurez, aunque también se hizo una revisión bibliográfica. Los resultados registrados en este estudio se basan en el análisis realizado en el laboratorio sobre el estado de desarrollo de las gónadas de cada individuo, utilizando las ecuaciones 7 y 8 (Froese & Binohlan, 2000).

$$\text{Log } L_{\infty} = 0.044 + 0.9841 * \text{Log } (Talla \text{ máxima}) \quad (\text{Ecuación 7})$$

$$Talla \text{ de madurez} = 0.8979 * \text{Log } L_{\infty} - 0.0782 \quad (\text{Ecuación 8}),$$

donde, L_{∞} corresponde a la longitud asintótica en centímetros, parámetro que expresa la longitud media que alcanzarían los peces si crecieran indefinidamente, siendo la talla máxima la longitud del individuo más grande registrado para una localidad (cm) y la talla de madurez la longitud media en la primera madurez (cm).

Para determinar las diferencias espaciotemporales en el consumo de presas y en las variables fisicoquímicas se hicieron análisis PERMANOVA con 9999 permutaciones utilizando la métrica de distancia-similitud de Bray-Curtis, la prueba de Monte Carlo y la significación con p (MC) $< 0,05$. El análisis no métrico de escalamiento multidimensional (nMDS) se empleó para observar la distribución y la agrupación de las especies entre las épocas (lluvia-seca).

Por último, se ajustaron modelos aditivos generalizados (*generalized additive models*, GAM) univariados para evaluar la relación entre cada variable de dieta y los predictores ambientales. Dado que las variables de dieta correspondieron a la biomasa continua con presencia de ceros reales, la selección de la familia de error se basó en la naturaleza del

dato y en criterios de desempeño estadístico. Los modelos se estimaron mediante máxima verosimilitud restringida (REML) y se evaluaron las distribuciones gaussiana, gaussiana log, de Poisson y Tweedie. Se seleccionaron modelos que mostraron adecuada convergencia, residuos aceptables y mayor parsimonia según el criterio de información de Akaike (AIC).

Resultados

Hábitos tróficos

Se analizaron 409 estómagos de individuos pertenecientes a 13 especies, de las cuales se profundizó en las cuatro especies de ariidos (*A. simonsi*, *B. pinnimaculatus*, *N. troschelli* y *C. multiradiatus*) de mayor importancia comercial y número de individuos capturados. Solo en cuatro de los estómagos analizados no se encontró contenido estomacal; estos pertenecían a las especies *B. pinnimaculatus* (CV=0,73 %) y *C. multiradiatus* (CV=0,25 %).

El IIR indicó que *A. simonsi* y *B. pinnimaculatus* ingerían crustáceos como recurso alimentario constante y de gran importancia (IIR=40-100 %), a diferencia de *C. multiradiatus* y *N. troschelli*, especies que no presentaron presas de gran importancia, pues los crustáceos tuvieron importancia secundaria (IIR=10-40 %). En general, el IIR indicó que los detritos y los microplásticos constituían presas de importancia baja (IIR=0-10 %), de poco consumo o consumo accidental (**Tabla 1**).

La mayoría de los crustáceos encontrados en los contenidos estomacales eran camarones, entre los cuales se identificaron el titi (*Xiphopenaeus riveti*) y el pomadilla (*Protrachypene precipua*). Se hallaron también dos róbalo de la especie *Centropomus armatus* en el estómago de un ejemplar de *N. troschelli*.

Ingestión de microplásticos

En cerca del 25 % (103) de los individuos se encontraron microplásticos, siendo los más comunes las fibras (99 %), en tanto que los fragmentos solo representaron el 1 %. La especie con mayor consumo de microplásticos fue *B. pinnimaculatus* (47%), seguido de *A. simonsi* (19%), *N. troschelli* (9%) y finalmente *C. multiradiatus* (2%). En cuanto al color, los más comunes fueron los azules (52 %), seguidos de los transparentes (22 %). Los tipos de polímeros identificados en la submuestra fueron el polipropileno y el polietileno.

En las especies con microplásticos en su contenido estomacal se registró la tendencia a un mayor consumo durante la época seca. Entre las especies con mayor ingestión de microplásticos, *B. pinnimaculatus* consumió más en el estuario externo en la época seca (30 estómagos con presencia de microplásticos), a diferencia de *A. simonsi*, la cual los consumió más en el estuario interno en época seca (siete estómagos con microplásticos).

Según las ecuaciones empíricas de madurez y la verificación de las gónadas, se capturaron 50 individuos adultos de *A. simonsi* (22 en época de lluvia y 28 en época seca) y 35 juveniles (8 en época de lluvia y 27 en época seca). De *B. pinnimaculatus* se capturaron 166 individuos, 77 adultos (22 en época de lluvia y 55 en época seca) y 89

Tabla 1. Índices tróficos por especie. IIR: importancia baja (0 – 10 %), secundaria (10 – 40 %) y alta (40 – 100 %). %FO: constantes (presente en más del 50 % de las muestras), accesoria (entre el 25 y el 50 %) y accidental (menos del 25 %)

Especie	n ^a	%CV	Crustáceos		Peces		Moluscos		Anélidos		Detritos		MPs	
			%FO	IIR	%FO	IIR	%FO	IIR	%FO	IIR	%FO	IIR	%FO	IIR
<i>Bagre pinnimaculatus</i>	183	0,73	77,11	50,44	38,55	6,88	1,81	0,01	4,82	0,05	9,04	0,12	77,11	0,09
<i>Ariopsis simonsi</i>	98	-	74,12	41,79	43,53	9,96	5,88	0,05	3,53	-	31,76	1,83	23,53	0,12
<i>Notarius troschellii</i>	30	-	72,41	37,58	44,83	12,87	17,24	0,56	17,24	0,49	41,38	3,78	31,03	0,26
<i>Cathorops multiradiatus</i>	24	0,25	52,38	19,63	9,52	0,42	4,76	0,01	9,52	0,48	66,67	15,82	19,05	0,03

^a n=número de individuos

juveniles (3 en época de lluvia y 86 en época seca). En el análisis de consumo incidental de microplásticos por estado ontogénico, los juveniles de *A. simonsi* presentaron una ingestión significativamente mayor de microplásticos en la época seca ($p(\text{PERM}) < 0,05$; $1,47 \pm 0,88$ mg) (**Tabla 2**). En el caso de *B. pinnimaculatus* no hubo un efecto de la etapa ontogénica en el consumo incidental de microplásticos, ya que el consumo fue similar en los individuos adultos en la época de lluvia que en los jóvenes en época seca ($0,23 \pm 0,03$ mg y $0,23 \pm 0,01$ mg, respectivamente) (**Tabla 2**). Tampoco los juveniles de esta especie presentaron consumo de microplásticos en época de lluvia.

Variación espaciotemporal de la dieta

La variación espaciotemporal de la dieta de las cuatro especies con mayor cantidad de individuos recolectados y analizados mostró que *A. simonsi* presentó diferencias en la dieta entre épocas y áreas. Durante la época seca en el área externa, con 90 % de similitud, se agrupó en un mismo nicho alimentario *B. pinnimaculatus*, en la que se observó la prevalencia del consumo de crustáceos. En la época de lluvia en el área externa, con 90% de similitud, *A. simonsi* se agrupó en un nicho alimentario con la especie *N. troschelli*. Este grupo se caracterizó por el consumo de crustáceos y peces. En contraste, en el área interna la época no presentó una influencia para *A. simonsi* en cuanto al cambio de la dieta, y con 80% de similitud, la especie se agrupó con *C. multiradiatus*. Se observó, además, que el área del estuario durante la época de lluvia no influyó sobre su dieta. Este grupo se caracterizó por presentar un contenido estomacal variado, sin preferencia por un ítem alimentario específico (**Figura 2**).

Los análisis de la variación espacial en la dieta de las especies más representativas mostraron diferencias significativas ($p(\text{PERM}) < 0,05$) en *N. troschelli* y *C. multiradiatus* en cuanto al consumo de crustáceos, siendo este mayor en el estuario externo para ambas especies ($2016,11 \pm 374,38$ mg, $88,25 \pm 17,96$ mg, respectivamente) (**Tabla 3**). En el caso de *A. simonsi* se encontraron diferencias significativas ($p(\text{Perm}) < 0,05$) en el consumo de crustáceos, peces y detritos. El mayor consumo de crustáceos se presentó en el estuario externo en la época de lluvia ($365,37 \pm 40,83$ mg) (**Tabla 4**). Por último, el consumo de detritos fue mayor en el estuario externo en la época de lluvia ($93,51 \pm 16,86$ mg) (**Tabla 4**).

Bagre pinnimaculatus presentó un mayor consumo de crustáceos en época de lluvia y en el estuario externo. El consumo de peces de los individuos adultos de esta especie fue mayor en temporada seca ($128,37 \pm 6,14$ mg) y en el estuario externo ($128,97 \pm 14,54$ mg). En el caso de los juveniles, estos consumieron más peces en la temporada de lluvia ($61,13 \pm 35,29$ mg) y en el estuario externo ($75,51 \pm 6,68$ mg) (**Tabla 4**).

Tabla 2. Consumo de microplásticos por estado ontogénico y época en *A. simonsi* y *B. pinnimaculatus*. Las letras representan los grupos formados estadísticamente mediante PERMANOVA ($p(\text{Perm}) \leq 0,05$).

Especie	Estado ontogénico	n	Época	Microplásticos (mg)
<i>A. simonsi</i>	Adulto	22	Lluvia	0,24 ± 0,03 b
		28	Seca	0,50 ± 0,09 a
	Joven	8	Lluvia	0,75 ± 0,03 b
		27	Seca	1,47 ± 0,88 a
<i>B. pinnimaculatus</i>	Adulto	22	Lluvia	0,23 ± 0,03
		55	Seca	0,10 ± 0,01
	Joven	3	Lluvia	--
		86	Seca	0,23 ± 0,01

Los números en negrita indican los grupos formados estadísticamente mediante PERMANOVA

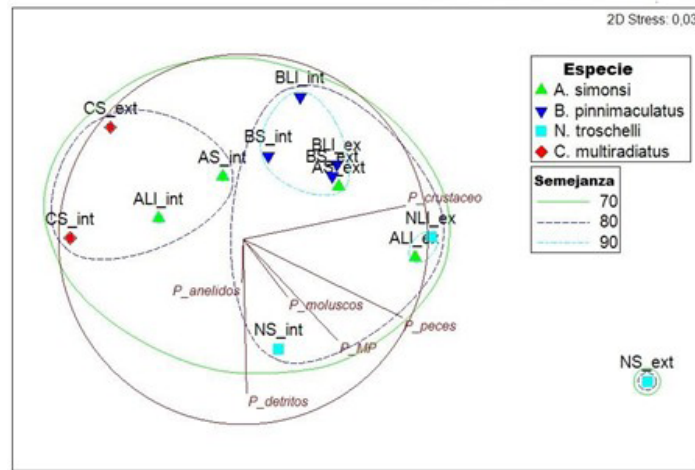


Figura 2. Análisis no métrico de escalamiento multidimensional (nMDS) de la variación espaciotemporal de la dieta de *A. simonsi* (A), *B. pinnimaculatus* (B), *C. multiradiatus* (C) y *N. troschelli* (N). S: época seca; Ll: época de lluvia; ext: área externa; int: área interna

Tabla 3. Consumo de presas en *Notarius troschelli* y *Cathorops multiradiatus*. Las letras representan los grupos formados estadísticamente mediante PERMANOVA ($p(\text{Perm}) \leq 0,05$).

Especie	n	Zona	Crustáceos (mg)	Peces (mg)	Detritos (mg)	Microplásticos (mg)
<i>N. troschelli</i>	14	Externo	2016,11 ± 374,38 a	642,98 ± 89,56	41,29 ± 8,09	3,54 ± 0,81
	16	Interno	65,56 ± 4,71 b	245,85 ± 51,65	32,48 ± 3,96	1,76 ± 0,41
<i>C. multiradiatus</i>	5	Externo	88,25 ± 17,96 a	-	2,15 ± 0,98	-
	19	Interno	24,76 ± 3,65 b	2,15 ± 0,52	38,10 ± 4,21	0,04 ± 0,01

Tabla 4. Consumo de presas en *Ariopsis simonsi* y *Bagre pinnimaculatus*. Las letras representan los grupos formados estadísticamente mediante PERMANOVA ($p(\text{Perm}) \leq 0,05$).

Especie	N	Crustáceos (mg)	Peces (mg)	Detritos (mg)	Microplásticos (mg)		
<i>A. simonsi</i>	Zona	Externo	36	330,46 ± 10,55 a	283,17 ± 19,58 a	56,29 ± 7,87	1,21 ± 0,18
		Interno	62	155,04 ± 5,70 b	56,99 ± 5,45 b	8,23 ± 0,70	0,46 ± 0,04
	Época	Lluvia	30	258,06 ± 12,20	265,04 ± 24,30 a	67,07 ± 9,90 a	0,38 ± 0,02
		Seca	68	210,48 ± 5,71	87,44 ± 5,32 b	6,72 ± 0,60 b	0,98 ± 0,10
	Época x zona	Lluvia-Ext	21	353,90 ± 19,16	365,37 ± 40,83 a	93,51 ± 16,86 a	0,24 ± 0,03
		Lluvia-Int	9	34,44 ± 3,13	30,94 ± 2,82 b	5,37 ± 0,93 ab	0,69 ± 0,11
		Seca-Ext	15	295,30 ± 23,21	159,86 ± 18,86 a	0,46 ± 0,12 c	2,66 ± 0,70
<i>B. pinnimaculatus</i>	Zona	Lluvia	22	337,32 ± 17,35	105,09 ± 13,13	0,18 ± 0,03	0,23 ± 0,02
		Seca	55	271,19 ± 5,01	128,37 ± 6,14	13,28 ± 1,63	0,10 ± 0,01
Adultos	Época	Externo	54	312,82 ± 6,03	118,63 ± 5,95	13,51 ± 1,67	0,16 ± 0,01
		Interno	23	236,69 ± 11,39	128,97 ± 14,54	0,23 ± 0,05	0,08 ± 0,01
<i>B. pinnimaculatus</i>	Zona	Lluvia	3	439,77 ± 128,90	61,13 ± 35,29	-	-
		Seca	86	293,61 ± 6,99	49,40 ± 2,66	1,54 ± 0,08	0,23 ± 0,01
	Juveniles	Época	Externo	46	371,31 ± 17,19	75,51 ± 6,68	1,66 ± 0,12
Interno			43	220,68 ± 5,65	22,28 ± 1,43	1,31 ± 0,19	0,39 ± 0,04

Dinámica ambiental

La salinidad presentó diferencias significativas ($p < 0,05$) entre áreas del estuario (interna-externa) y en la interacción época-área, siendo significativamente mayor en el área externa ($25,77 \pm 0,10$). A lo largo de toda la investigación fue significativamente mayor en la época de lluvia y en la zona externa ($26,83 \pm 0,15$). El oxígeno disuelto presentó diferencias significativas entre áreas y en la interacción época-área, siendo significativamente mayor en el estuario externo ($7,27 \pm 0,05 \text{ mg L}^{-1}$) y en la interacción lluvia-estuario externo ($7,32 \pm 0,11 \text{ mg L}^{-1}$). Con respecto al pH, los valores oscilaron entre 6 y 8, con diferencias significativas entre áreas e interacción época-área. El pH fue significativamente mayor en el área externa ($7,93 \pm 0,01$) y en la interacción época de lluvias - estuario interno ($8,06 \pm 0,01$). En el caso de la temperatura, sus valores oscilaron entre $27,5$ y $28,9$ °C, siendo significativamente mayores en la época seca en el estuario externo ($28,89 \pm 0,09$ °C). Por último, la transparencia presentó diferencias significativas entre áreas, siendo mayor en la externa ($53,42 \pm 1,61 \text{ cm}$) (**Tabla S1**, <https://www.raccefyfyn.co/index.php/raccefyfyn/article/view/3316/5312>).

Relación entre la variación en la dieta y la dinámica ambiental

El recurso alimentario de mayor preferencia en las especies de la familia Ariidae fueron los crustáceos, seguidos de los peces. No obstante, cada especie presentó agrupaciones según el recurso alimentario de mayor aprovechamiento. Mediante modelos aditivos generalizados univariados (GAM) se analizaron las cuatro especies presentes en las dos áreas y épocas del muestreo; los datos se corrieron evaluando entre las familias de error gaussiana, gaussiana log, de Poisson y Tweed, buscando entender cómo se distribuían los datos y qué tan bien se ajustaba el modelo a la influencia de la dinámica ambiental en la variación de la dieta.

Dieta y dinámica ambiental de A. simonsi. En el grupo de datos correspondiente a *A. simonsi*, la familia gaussiana fue la que indicó una relación entre la dieta y la dinámica ambiental; se observó que el consumo de crustáceos en *A. simonsi* tuvo una relación lineal significativa con la temperatura y el oxígeno disuelto ($p < 0,05$) (**Tabla 5**). El consumo de crustáceos fue mayor en las aguas cálidas del estuario (28 °C) que presentaban porcentajes altos de oxígeno disuelto (>80 %), lo que indica que la abundancia de crustáceos presentó una dependencia significativa frente a las variables termodinámicas ($F=6,3$, $p=0,014$) y de oxigenación ($F=4,6$, $p=0,035$).

Por el contrario, no se hallaron efectos significativos ($p > 0,05$) en los grupos de peces, detritos y materia particulada (MP). En el caso de la MP, sin embargo, se observaron tendencias de respuesta no lineal frente al oxígeno disuelto ($\text{edf}=2,74$, $p=0,051$) y la conductividad eléctrica ($\text{edf}=1,94$, $p=0,051$).

Dieta y dinámica ambiental B. pinnimaculatus. Al igual que en *A. simonsi*, en *B. pinnimaculatus* la familia gaussiana fue la que indicó una relación con los datos de la dieta y la dinámica ambiental. Los resultados mostraron que la dinámica de los detritos estuvo fuertemente influenciada por las condiciones fisicoquímicas del hábitat (**Tabla 6**). Se observaron efectos significativos del oxígeno disuelto ($F=3,49$, $p=0,0038$), el pH ($F=3,57$, $p=0,0123$), la conductividad eléctrica ($F=3,04$, $p=0,0358$), los sólidos disueltos totales ($F=3,19$, $p=0,0438$) y la transparencia ($F=2,97$, $p=0,0160$). Estas relaciones evidenciaron una naturaleza no lineal como se observa en la **Tabla 6**, donde $\text{edf} > 1$. En contraste, no se detectaron efectos significativos de las variables ambientales sobre los crustáceos, los peces o la materia particulada (MP).

Dieta y dinámica ambiental en C. multiradiatus. Se evaluó la influencia de las variables fisicoquímicas en los ítems alimenticios en la dieta de *C. multiradiatus*. Entre los modelos analizados, solo tres respondieron a la familia gaussiana, dado que la variable de respuesta se comporta como una proporción continua. El modelo que incluyó el porcentaje de oxígeno disuelto (OD_por) presentó el mejor ajuste, con el valor más bajo en el criterio de información de Akaike ($\text{AIC}=-53,31$) y fue en el que se determinó un efecto significativo

Tabla 5. Resultados de los modelos aditivos generalizados univariados (GAM) en la especie *Ariopsis simonsi* (n=98). Se evaluó la variación del consumo de crustáceos (cru), peces (pec), detritos (det), y microplásticos (MPs) según cada variable y las familias de modelos de datos (gaussiana, gaussiana log, de Poisson y Tweedie).

Ítems alimentarios	Variables ambientales	Familia	edf	F	p	AIC
Crustáceos	Sal	Gaussiana	2,18	2,4	0,0827	46,89
	OD	Gaussiana	1	4,6	0,0353*	46,51
	OD_por	Gaussiana	1	4,14	0,0456	46,96
	pH	Gaussiana	1	3,82	0,0568	24,99
	Temp	Gaussiana	1	6,3	0,0144*	44,89
	CE	Gaussiana	2,38	2,28	0,0657	45,89
	TDS	Gaussiana	2,21	2,49	0,0708	46,51
	Trans	Gaussiana	1,97	2,55	0,0849	47,07
Peces	Sal	Gaussiana	1	0,66	0,42	105,93
	OD	Gaussiana	1	0,63	0,429	105,96
	OD_por	Gaussiana	1	0,63	0,43	105,96
	pH	Gaussiana	1,12	0,06	0,945	89,85
	Temp	Gaussiana	1,3	0,1	0,847	106,93
	CE	Gaussiana	1,37	0,83	0,547	106,31
	TDS	Gaussiana	1	0,68	0,415	105,92
	Trans	Gaussiana	1	0,05	0,82	106,55
Detritos	Sal	Gaussiana	1	0,14	0,712	-28,29
	OD	Gaussiana	1	0,07	0,797	-28,21
	OD_por	Gaussiana	1	0,07	0,797	-28,21
	pH	Gaussiana	1	0	0,971	2,41
	Temp	Gaussiana	1	0	0,962	-28,15
	CE	Gaussiana	1	0,16	0,689	-28,31
	TDS	Gaussiana	1	0,16	0,694	-28,3
	Trans	Gaussiana	1	0,56	0,458	-28,71
MP	Sal	Gaussiana	2,01	2,7	0,0676	-579,44
	OD	Gaussiana	2,74	2,75	0,0511	-580,98
	OD_por	Gaussiana	2,92	2,65	0,0552	-581,08
	pH	Gaussiana	1,43	2,16	0,206	-359
	Temp	Gaussiana	1	1,58	0,212	-576,55
	CE	Gaussiana	1,94	2,95	0,0516	-579,98
	TDS	Gaussiana	2,02	2,72	0,067	-579,47
	Trans	Gaussiana	1,95	1,97	0,117	-578,35

*p<0,05; **p<0,01; ***p<0,001; Sal = Salinidad; OD = Oxígeno disuelto; OD_por= Oxígeno disuelto porcentual; Temp=Temperatura; CE=Conductividad Eléctrica; TDS=Sólidos Disueltos Totales; Trans=Transparencia

de la profundidad en la proporción de crustáceos consumidos (F=4,46; p=0,048, con un grado estimado de libertad (edf = 1) que indica una relación lineal (Tabla S2, <https://www.raccefyn.co/index.php/raccefyn/article/view/3316/5312>).

Dieta y Dinámica ambiental N. troschelli. En la tabla de los modelos aditivos generalizados (GAM) se observa que la dieta de *N. troschelli* presentó una sensibilidad significativa a las condiciones fisicoquímicas, especialmente en el consumo de crustáceos y peces. El primer ítem alimentario registró la mayor cantidad de relaciones significativas

con las variables ambientales al utilizar la familia de error gaussiana log; el oxígeno disuelto porcentual fue la variable más significativa ($p=0,0015$); el pH también tuvo una relación altamente significativa ($p=0,0033$). En cuanto a la salinidad y la conductividad, se observó una relación significativa con la salinidad ($p=0,0141$) y la conductividad eléctrica

Tabla 6. Resultados de los modelos aditivos generalizados univariados (GAM) en *Bagre pinnimaculatus* ($n=183$). Se evaluó la variación del consumo de crustáceos (cru), peces (pec), detritos (det), y microplásticos (MPs) según cada variable y las familias de modelos de datos gaussiana, gaussian log, de Poisson y Tweedie.

Ítems alimentarios	Variables ambientales	Familia	edf	F	p	AIC
Crustáceos	Sal	Gaussiana	1	0,14	0,713	233,67
	OD	Gaussiana	1,39	0,26	0,796	234,23
	OD_por	Gaussiana	1	0,03	0,859	233,78
	pH	Gaussiana	1	0,12	0,731	233,69
	Temp	Gaussiana	1,66	0,85	0,443	233,52
	CE	Gaussiana	1	0,07	0,792	233,74
	TDS	Gaussiana	1	0,01	0,915	233,8
	Trans	Gaussiana	1	1,15	0,284	232,65
Peces	Sal	Gaussiana	1	1,24	0,266	48
	OD	Gaussiana	1	2,57	0,111	46,68
	OD_por	Gaussiana	1	2,9	0,091	46,34
	pH	Gaussiana	1	0,79	0,377	48,46
	Temp	Gaussiana	1	0,13	0,721	49,12
	CE	Gaussiana	1	1,12	0,291	48,12
	TDS	Gaussiana	1	1,3	0,256	47,94
	Trans	Gaussiana	1	0	0,950	49,25
Detritos	Sal	Gaussiana	2,14	3,05	0,053	-510,86
	OD	Gaussiana	1,45	2,36	0,162	-508
	OD_por	Gaussiana	4,54	3,49	0,0038**	-520,18
	pH	Gaussiana	2,31	3,57	0,0123*	-515,03
	Temp	Gaussiana	1	1,36	0,245	-506,87
	CE	Gaussiana	1,95	3,04	0,0358*	-511,47
	TDS	Gaussiana	2,02	3,19	0,0438*	-511,09
	Trans	Gaussiana	3,76	2,97	0,0160*	-514,79
MP	Sal	Gaussiana	1,44	0,96	0,487	-1839,1
	OD	Gaussiana	1,89	1,36	0,281	-1839,97
	OD_por	Gaussiana	2,21	1,92	0,207	-1841,13
	pH	Gaussiana	1	0,06	0,812	-1838,75
	Temp	Gaussiana	1	0,23	0,636	-1838,92
	CE	Gaussiana	1,69	0,98	0,400	-1839,28
	TDS	Gaussiana	1,47	0,88	0,513	-1838,98
	Trans	Gaussiana	1	1,19	0,276	-1839,9

* $p<0,05$; ** $p<0,01$; *** $p<0,001$

($p=0,0208$), lo que sugiere que la disponibilidad o la actividad de forrajeo de crustáceos depende de los gradientes de la mezcla estuarina. Por último, los sólidos disueltos (TDS) también influyeron significativamente ($p=0,0161$). Estas relaciones fueron de naturaleza no lineal, como se evidencia en la **Tabla 7**, donde $edf > 1$.

A diferencia de los crustáceos, el consumo de peces se ajustó mejor a una familia gaussiana lineal o casi lineal (edf cercano a 1). En este caso, solo tres variables ambientales (salinidad, conductividad eléctrica y sólidos disueltos totales) representaron una relación

Tabla 7. Resultados de los modelos aditivos generalizados univariados (GAM) en la especie *N. troschelli* ($n=30$). Se evaluó la variación del consumo de crustáceos (cru), peces (pec), detritos (det), y microplásticos (MPs) según cada variable y las familias de modelos de datos gaussiana, gaussiana log, de Poisson y Tweedie.

Items alimentarios	Variables ambientales	Familia	edf	F	p	AIC
Crustáceos	Sal	Gaussiana log	1,49	6,23	0,0141*	117,21
	OD	Gaussiana log	2,11	7,39	0,0025**	112,53
	OD_por	Gaussiana log	2,07	8,09	0,0015**	111,57
	pH	Gaussiana log	2,94	5,67	0,0033**	112,36
	Temp	Gaussiana log	1,02	0,38	0,562	125,01
	CE	Gaussiana log	1,81	4,23	0,0208*	117,75
	TDS	Gaussiana log	1,61	5,48	0,0161*	117,44
	Trans	Gaussiana log	1	0,67	0,419	124,66
Peces	Sal	Gaussiana	1,44	6,26	0,0168*	81,52
	OD	Gaussiana	1,89	1,92	0,205	86,54
	OD_por	Gaussiana	1,86	2,24	0,150	85,95
	pH	Gaussiana	1,83	2,94	0,0598	84,14
	Temp	Gaussiana	1	2,41	0,132	86,79
	CE	Gaussiana	1,38	6,94	0,0127*	80,98
	TDS	Gaussiana	1,37	7,02	0,0123*	80,94
	Trans	Gaussiana	1	0,05	0,822	89,21
Detritos	Sal	Gaussiana	1	1,02	0,322	-54,8
	OD	Gaussiana	1,88	1,43	0,274	-55,34
	OD_por	Gaussiana	1,9	1,58	0,240	-55,64
	pH	Gaussiana	1,55	1,63	0,303	-55,25
	Temp	Gaussiana	1	0,83	0,371	-54,6
	CE	Gaussiana	1	0,97	0,333	-54,75
	TDS	Gaussiana	1,08	0,9	0,396	-54,54
	Trans	Gaussiana	1	0,64	0,432	-54,4
MP	Sal	Gaussiana	1	1,98	0,171	-188,36
	OD	Gaussiana	1,86	1,35	0,302	-187,71
	OD_por	Gaussiana	1,88	1,53	0,257	-188,08
	pH	Gaussiana	1,37	2,06	0,235	-188,33
	Temp	Gaussiana	1	1,12	0,299	-187,49
	CE	Gaussiana	1	2,04	0,165	-188,42
	TDS	Gaussiana	1	1,96	0,173	-188,34
	Trans	Gaussiana	1	0,38	0,543	-186,71

* $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,001$

significativa en los GAM, la salinidad ($p=0,0168$) y la conductividad ($p=0,0127$), lo que indica que *N. troschellii* consume más peces en puntos con mayor influencia marina (aguas más salinas). En cuanto a los sólidos disueltos, la TDS fue la variable con el p más bajo para este grupo ($p=0,0123$), lo que sugiere que la presencia de presas piscícolas podría estar vinculada a zonas de mayor estabilidad iónica en el estuario.

La idoneidad de la familia gaussiana para todos los modelos sugiere una distribución simétrica de errores y una varianza constante en las variables de respuesta, lo que permitió capturar tanto las relaciones lineales como las no lineales ($edf > 1$) sin necesidad de transformaciones logarítmicas o modelos de conteo específicos.

Discusión

Hábitos tróficos

Según los resultados de nuestro estudio, *B. pinnimaculatus*, *A. simonsi* y *N. troschellii* consumieron crustáceos de forma regular como presa principal, lo que coincide con estudios realizados para ariidos como *B. panamensis* en el golfo de California, donde se encontró que la especie se alimenta en gran parte de crustáceos bentónicos (Muro-Torres *et al.*, 2018). Otras especies como *Ariopsis sp.* y *Notarius sp.* pueden cambiar su dieta de acuerdo con la talla, la cual puede corresponder a diferentes estados ontogénicos (Sandoval-Londoño *et al.*, 2014). No obstante, se ha reportado que su dieta se basa en invertebrados bentónicos, crustáceos y poliquetos (Sandoval-Londoño *et al.*, 2014). En varios estudios se señala que los crustáceos (camarones, cangrejos) son presas de gran importancia en la dieta de la familia Ariidae (De la Cruz-Agüero *et al.*, 2010; Sandoval-Londoño *et al.*, 2014; Flores-Ortega & Robles-Ravelero, 2019), lo que respondería a que los hábitats estuarinos favorecen la reproducción de crustáceos, permitiendo así mayor abundancia de estos organismos en el ecosistema (Ibarra *et al.*, 2014; Gamboa *et al.*, 2018) y convirtiéndolos en un recurso alimentario abundante que puede ser aprovechado por varias especies.

En el presente estudio se evidenció que los cuatro ariidos más representativos consumieron una variedad de ítems, lo que puede indicar que cada especie aprovecha el recurso de acuerdo con su adaptación a los hábitats, su fisiología y la disponibilidad del recurso en el medio (Sánchez *et al.*, 2012), convirtiéndose en especies de hábitos oportunistas que utilizan diversos tipos de presas disponibles en el hábitat. Nuestros resultados concuerdan con lo registrado en otros estudios (Flores-Ortega & Robles-Ravelero, 2019., Muro-Torres *et al.*, 2018) en los que se señala que las especies demersales presentan una superposición alimentaria, consumen los recursos alimentarios disponibles y cambian sus preferencias de acuerdo a la abundancia de presas en el medio.

Ingestión de microplásticos

Los microplásticos se han convertido en uno de los contaminantes de mayor preocupación por su difícil manejo, en especial en las zonas costeras donde se reciben descargas directas de los ríos y aguas servidas de las poblaciones cercanas, con abundantes contaminantes que incluyen microplásticos (Mieles, 2020). Nuestros resultados también sugieren que las especies de bagres evaluadas consumieron microplásticos en todas las áreas del estuario y en todas las épocas de muestreo, sin importar su estado ontogénico, como en el caso de *B. pinnimaculatus* y *A. simonsi*. Esto se debería a que los bagres son considerados demersales y además omnívoros, así que tienen un abanico de fuentes de alimentos morfológicamente similares a los microplásticos (Tafurt-Villarraga *et al.*, 2021; da Costa *et al.*, 2023; Du *et al.*, 2025). Los resultados evidenciaron que estos contaminantes tienen una amplia área de influencia en el ecosistema y que las especies demersales son muy vulnerables frente a su consumo incidental (García *et al.*, 2021; Du *et al.*, 2025).

Desde una perspectiva ecológica, la presencia de microplásticos en el tracto digestivo de los peces puede causar bloqueos intestinales, reducción de la eficiencia de absorción de nutrientes y alteraciones en el crecimiento (Cole *et al.*, 2013). Asimismo, los microplásticos pueden ser vectores de contaminantes como los metales pesados, que pasan a los tejidos

musculares de los peces mediante un proceso de bioacumulación (**Wright *et al.*, 2013**). Estudios como el de **Smith *et al.* (2018)** evidencian la traslocación de nanoplásticos al tejido muscular y la persistencia de los contaminantes químicos, que terminan siendo un riesgo latente de toxicidad sistémica, disrupción endocrina e inflamación sistémica en los humanos. En comunidades costeras como Tumaco, donde los bagres son fuente de alimento, la exposición a estos materiales podría crear riesgos epidemiológicos, por lo que debería regularse la disposición final de las partículas antropogénicas, especialmente los microplásticos, en las fuentes hídricas (**Cañón *et al.*, 2025**).

La mayoría de los microplásticos detectados en este estudio fueron fibras, similar a lo encontrado en otros varios estudios que las registraron como el elemento de mayor concentración en el área de muestreo (**Ory *et al.*, 2018**; **Vásquez-Molano *et al.*, 2021**; **Vivas-Sánchez *et al.*, 2023**). Ello puede asociarse a la inadecuada gestión de los residuos, incluidos textiles y artes de pesca, que se relacionan con la descomposición de elementos más grandes y se consideran secundarios de fuentes difusas (**Lehtiniemi *et al.*, 2018**).

En cuanto al color, las fibras azules fueron las más predominantes (52 %) en los ariidos estudiados, similar a lo registrado por **Mieles (2020)** en una investigación realizada en Puerto Hondo (Guayaquil, Ecuador), en la que se reportó que el 68 % de los estómagos analizados presentaron fibras de microplásticos de color azul, en contraste con los resultados registrados por **Mizraji *et al.* (2017)** en su estudio en las pozas superiores de Marea de las Cruces, costa central de Chile, en el cual describieron que las larvas y peces analizados presentaron mayor cantidad de fibras de microplásticos de coloración roja en el contenido estomacal. Por otra parte, en el estudio que llevaron a cabo en la costa oriental de Tailandia, **Phaksopa *et al.* (2021)** registraron en los peces costeros mayor contenido de fibras negras (50 %), seguidas de rojas (33 %), lo que indicaría que la composición de microplásticos varía en función del área de captura y el tipo de contaminantes plásticos vertidos al medio.

Los tipos de polímeros identificados (polipropileno y polietileno) coinciden con lo hallado por **Yaday & Mantri (2025)**. Estos polímeros representan el 57 % de los plásticos producidos a nivel mundial para su uso en el comercio, la industria, el ámbito doméstico y la agricultura (**Lithner *et al.*, 2011**).

Variación espaciotemporal de la dieta

En cuanto a la variación espaciotemporal, se observó que *A. simonsi*, *C. multiradiatus* y *N. troschelli* presentaron un elevado consumo de crustáceos, lo que se asemeja a lo hallado en los estudios realizados por **Cruz *et al.* (2000)** en Baja California y por **López (2011)** en la ensenada de Pianguita en el Pacífico colombiano. En el primero se observó un alto consumo de crustáceos (*Callinectes bellicosus* y *Penaeus californiensis*) en *Notarius platypogon* tanto en verano como en primavera, aunque con una tendencia a un mayor consumo en verano (**Cruz *et al.*, 2000**), en tanto que en el estudio de **López (2011)** sobre la ecología trófica de *Cathorops fuerthii* se encontró que a lo largo de las temporadas de lluvia y sequía hubo un consumo constante de crustáceos, seguidos de peces, bivalvos y poliquetos.

En cuanto a nuestros análisis de la variación espaciotemporal de la dieta de *A. simonsi*, *C. multiradiatus* y *N. troschelli*, se evidenciaron diferencias significativas en el consumo de crustáceos, siendo mayor en el estuario externo para las tres especies. Ello coincide con los resultados de **Gamboa *et al.* (2018)** sobre la estructura y la composición de macroinvertebrados en la bahía de Buenaventura. Los autores detectaron mayor abundancia de macroinvertebrados en el estuario externo, asociada a una mayor salinidad del agua y a una oferta ambiental que favoreció la presencia y abundancia de macroinvertebrados.

En el caso de la especie *B. pinnimaculatus*, se observó la influencia de la etapa ontogénica, siendo el consumo de peces mayor en los individuos adultos que en los juveniles, que comieron, en cambio, una mayor cantidad de crustáceos. Estos resultados concuerdan con los hábitos alimentarios de *Bagre marinus* encontrados en el estudio de **Hernández *et al.* (2018)** en el golfo de Urabá en el Caribe colombiano. En dicho estudio, los individuos juveniles de *B. marinus* registraron un mayor consumo de crustáceos penaeidos, en tanto

que los adultos consumieron principalmente peces (*Opisthonema oglinum*). Ello muestra las variaciones ontogénicas en la dieta de los bagres, siendo los juveniles más bentófagos, mientras que los adultos consumen peces en mayor proporción (Cañón *et al.*, 2025).

En cuanto a la ontogenia, se deben tener en cuenta los posibles sesgos por la estimación de la madurez bajo la presión ejercida por la sobrepesca. Las ecuaciones empíricas de Froese & Binohlan (2000) asumen una relación alométrica constante entre el crecimiento somático y el inicio de la madurez. No obstante, la explotación intensiva altera esta relación debido al truncamiento de la estructura de tallas (Jørgensen *et al.*, 2007). La sobreexplotación pesquera causa la desaparición de los individuos de mayor tamaño, lo que conlleva una subestimación del tamaño de madurez de la especie y hace que las ecuaciones estimen una madurez en tallas menores de las que biológicamente corresponden a un *stock* saludable (Binohlan & Froese, 2009). Es fundamental tener en cuenta que la presión de la sobrepesca puede inducir una maduración temprana como respuesta compensatoria, lo que debe verificarse directamente mediante el análisis histológico o de las gónadas de los individuos capturados para reflejar así la plasticidad fenotípica real (Sánchez *et al.*, 2012).

Relación entre la variación de la dieta y la dinámica ambiental

El análisis de la dinámica ambiental mostró que la salinidad fue significativamente mayor en la época de lluvia y en el estuario externo, resultados que son posibles porque las lluvias coinciden con la temporada de mayor intensidad de la corriente de Humboldt, que se caracteriza por una baja temperatura, alta salinidad y concentración de nutrientes. Esta corriente se mueve en dirección sur-norte, paralela a las costas desde Chile y Perú hasta el golfo de Guayaquil y las islas Galápagos al norte, en el Pacífico Ecuatorial Oriental (Montes, 2010; Bucheli *et al.*, 2019). Al ser fría, oxigenada y rica en nutrientes, esta corriente los aporta a las aguas marinas de la porción externa de la bahía, marcando una diferencia significativa en esa área y en esa época del año. Así, es posible decir que la temperatura es significativamente mayor en la época seca en el estuario externo debido a la menor influencia de la corriente de Humboldt en esos meses.

En cuanto a la influencia de la dinámica ambiental sobre la variación en la dieta de los bagres, se observó que esta depende también de los cambios fisicoquímicos del estuario, un fenómeno común en peces tropicales de las zonas de transición (Blaber, 2020). Los resultados de los modelos aditivos generalizados (GAM) demuestran que, aunque los crustáceos y peces son los recursos de base, su aprovechamiento está regulado por variables como la temperatura, el oxígeno disuelto y la salinidad, las cuales dictan la disponibilidad de las presas y la eficiencia metabólica de los depredadores.

Ariopsis simonsi presentó una relación lineal entre el consumo de crustáceos con la temperatura y el OD, lo que sugiere una mayor presencia de este ítem alimentario. Nuestros resultados coincidieron con los de Gamboa *et al.* (2018) y Salcedo *et al.* (2022) en sus estudios en las bahías de Buenaventura y Tumaco, respectivamente, en los que hallaron mayor abundancia de macroinvertebrados en las áreas externas del estuario, área que presenta valores altos de oxígeno disuelto, transparencia y salinidad. Por otro lado, según la teoría metabólica de la ecología de Brown *et al.* (2004), el aumento de la temperatura en estuarios tropicales acelera las tasas metabólicas en los peces (como los bagres), incrementando su demanda energética, lo que se traduce en una presión de depredación más intensa sobre las comunidades de crustáceos bentónicos (Yáñez & Lara, 1988).

El mayor consumo de detritos en *B. pinnimaculatus* se presentó en la época seca, acorde con lo encontrado por Molina *et al.* (2020), quienes registraron que la mayor cantidad de sedimentos precipitados se dio en la época seca. Además, en esta especie se presentó una relación no lineal significativa entre el consumo de detritos y múltiples variables (OD, pH, CE, TDS y transparencia). La significación del oxígeno disuelto ($p=0,0038$) y de la transparencia ($p=0,0160$) indican que esta especie recurre a los detritos, posiblemente como un recurso subsidiario durante periodos de cambios en la columna de agua. Según Layman *et al.* (2007), el consumo de detritos en bagres estuarinos funciona como un

mecanismo de resiliencia alimentaria ante la baja visibilidad o cambios en la productividad de las presas vivas, lo que permite a la especie mantener su nicho funcional a pesar de la variabilidad ambiental.

Por su parte, *C. multiradiatus* presentó un mayor consumo de crustáceos en aguas con mayor transparencia, lo que sugiere una dependencia crítica de la oxigenación del medio para el aprovechamiento de los recursos e indica que la disponibilidad y la captura de los crustáceos dependen de la oxigenación de la columna de agua, que actúa como un filtro ambiental y regula el éxito de caza (Wing & Jack, 2014).

Por último, en la especie *N. troschellii* se observó un mayor consumo de peces en aguas más salinas, lo que coincide con los resultados de varios estudios que informaron que la distribución de peces adultos y juveniles, presas potenciales en áreas costeras, respondió principalmente a los elevados niveles de salinidad (Yáñez & Lara, 1988; Sánchez et al., 2007; Dantas et al., 2010; Pauly, 2022).

Aunque el consumo de microplásticos no mostró relaciones significativas en la mayoría de los modelos, las tendencias cercanas a la significación en *A. simonsi* con respecto al oxígeno disuelto y la conductividad eléctrica ($p=0,051$) sugieren que la dinámica de transporte de estos elementos podría estar influenciada por los gradientes de salinidad y los procesos de floculación en el estuario. Esto plantea una preocupación ambiental, ya que la ingestión accidental de estos materiales parece estar ligada a los mismos procesos físicos que regulan el alimento natural (Lusher et al., 2017).

Conclusiones

Se evaluaron 409 individuos pertenecientes a 13 especies de bagre y se encontró que la dieta de las especies comerciales en la bahía de Tumaco está regulada por la zonificación del estuario. La parte externa presenta mayor influencia marina (alta salinidad y oxígeno disuelto, y mayor transparencia), lo que la convierte en un área de mayor oferta alimentaria, favoreciendo la presencia de crustáceos y su consumo por parte de especies como *Ariopsis simonsi*, *Cathorops multiradiatus* y *Notarius troschelli*. Aunque los crustáceos son el ítem preferido (IIR 40 -100 %) de los ariidos evaluados, existe una segregación de nicho. *Notarius troschelli* exhibió una transición hacia una dieta piscívora en aguas de mayor salinidad y estabilidad iónica, en tanto que *Bagre pinnimaculatus* utilizó los detritos como recurso ante los cambios en las variables ambientales (transparencia y pH).

Una cuarta parte de los individuos tenía microplásticos en su contenido estomacal, lo que sugiere que la ingestión incidental de estos contaminantes varía de acuerdo con la especie, la época y la porción del estuario afectado, y podría estar ligada a procesos de transporte físico (como la floculación en el gradiente de salinidad), más que a una selección biológica activa. La presencia de microplásticos en los estómagos confirma la vulnerabilidad de las especies demersales debido a su hábito alimentario oportunista y su interacción con el sedimento. Las fibras azules de polipropileno y polietileno fueron los contaminantes predominantes, lo que refleja una gestión inadecuada de residuos textiles y artes de pesca en la región.

La presencia constante de microplásticos en los sistemas estuarinos, y el consumo incidental en especies de gran importancia comercial, como lo son *A. simonsi*, *B. pinnimaculatus*, *C. multiradiatus* y *N. troschelli*, plantea un riesgo latente para la seguridad alimentaria de pueblos costeros como Tumaco. Los bagres actúan como vectores de contaminantes que pueden representar un riesgo de toxicidad sistémica para las comunidades que dependen de estos recursos pesqueros.

Información suplementaria

Ver la información suplementaria en <https://www.raccefyn.co/index.php/raccefyn/article/view/3316/5312>

Agradecimientos

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

Contribución de los autores

MCB, DEG, GD: búsqueda y conceptualización bibliográfica, investigación, metodología, análisis de datos, discusión, redacción, revisión y edición de la versión final. **MCB, EG:** manejo de los *softwares* y tratamiento de datos. Todos los autores leyeron y aprobaron la versión final del manuscrito.

Conflicto de intereses

No se declaran conflictos de intereses.

Referencias

- Andrady, A. L.** (2011). Microplastics in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin*, 62(8), 1596-1605. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.05.030>
- Arboleda, I., Molina Sandoval, A., Duque, G.** (2024). Influence of environmental conditions on distribution and types of microplastics in surface waters of Tumaco Bay, Colombian Pacific. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras - INVEMAR*, 53(1). <https://doi.org/10.25268/bimc.invemar.2024.53.1.1268>
- Ardila, C. L.** (2000). *Determinación de mercurio en organismos marinos de interés comercial y su relación con los niveles de la población de pescadores en algunas zonas del pacífico colombiano*. [Tesis]. Universidad Complutense de Madrid, Facultad de Ciencias Biológicas, Departamento de Ecología. <https://docta.ucm.es/entities/publication/771c9b87-44bc-45a8-b3d3-13957ba71126>
- Barletta, M., Costa, M. F., Dantas, D. V.** (2020). Ecology of microplastics contamination within food webs of estuarine and coastal ecosystems. *MethodsX*, 7, 100861. <https://doi.org/10.1016/j.mex.2020.100861>
- Beltrán-Vega, G.** (2019). *Etnoictiología de los bagres marinos (familia Ariidae) comercializados en San Clemente, Manabí*. Quito: UCE. <http://www.dspace.uce.edu.ec/handle/25000/20043>
- Betancourt-Portela, J., Sánchez-Díazgranados, J. G., Mejía-Ladino, L. M., Cantera-Kintz, J. R.** (2011). Quality of superficial waters in Bahía Málaga Colombian Pacific. *Acta Biológica Colombiana*, 16(2), 175-192. https://www.researchgate.net/publication/262544853_Quality_of_Superficial_Waters_in_Bahia_Malaga_Colombian_Pacific
- Betancur, R. & Acero P., A.** (2004). Filogenia de los bagres marinos (Siluriformes: ariidae) del nuevo mundo. *Acta Biologica Colombiana*, 9(2), 72-73.
- Binothlan, C. & Froese, R.** (2009). Empirical equations for estimating maximum length from length at first maturity. *Journal of Applied Ichthyology*, 25(5), 611-613.
- Blaber, S. J. M.** (2020). *Fish and fisheries of tropical estuaries*. Springer Nature.
- Brown, J. H., Gillooly, J. F., Allen, A. P., Savage, V. M., West, G. B.** (2004). Toward a metabolic theory of ecology. *Ecology*, 85(7), 1771-1789. <https://doi.org/10.1890/03-9000>
- Bucheli, R., Cajas, J., Hidalgo, P.** (2019). ¿Es *Calanus chilensis* un indicador de la Corriente de Humboldt en el Pacífico ecuatoriano? *Acta Oceanográfica del Pacífico*, 23. https://www.researchgate.net/publication/339630386_Es_Calanus_chilensis_un_indicador_de_la_Corriente_de_Humboldt_en_el_Pacifico_ecuatoriano_Is_Calanus_chilensis_an_indicador_of_Current_Peru_and_Ecuador_Humboldt_in_the_Pacific
- Cañón, J., Molina Sandoval, A., Duque, G.** (2025). Impact of microplastic ingestion on commercial fish: A trophic-level analysis. *International Journal of Environmental Research*, 19, 142. <https://doi.org/10.1007/s41742-025-00798-4>
- Cogua, P., Jiménez-Reyes, M. F., Duque, G.** (2013). Relaciones tróficas de cinco especies de peces de interés comercial en la bahía de Cartagena, Caribe colombiano. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras*, 42(1), 185-192. <http://www.scielo.org.co/pdf/acbi/v34n96/v34n96a05.pdf>

- Cole, M., Lindeque, P., Fileman, E., Galloway, T. S.** (2013). Microplastic ingestion by zooplankton. *Environmental Science & Technology*, 47(12), 6646-6655.
- Consejo de Tumaco.** (2017). Plan de Desarrollo Tumaco para Todos, En los Caminos de la Paz 2017 - 2019. <https://sanandresdetumaco.narino.micolombiadigital.gov.co/planes/plan-de-desarrollo-tumaco-para-todos-en-los-caminos>
- Cruz, V., Abitia, L., Campo, L., Galván, F.** (2000). Trophic biology contributions of the slender-spined catfish *Arius platypogon* (Günther, 1864), in San Ignacio Lagoon, Baja California Sur, Mexico. *Revista de Biología Marina y Oceanografía*, 35 (1), 41-47. https://www.researchgate.net/publication/289726784_Trophic_biology_contributions_of_the_slender-spined_catfish_Arius_platypogon_Gunther_1864_in_San_Ignacio_Lagoon_Baja_California_Sur_Mexico
- da Costa, I. D., Costa, L. L., Zalmon, I. R.** (2023). Are fishes selecting the trash they eat? Influence of feeding mode and habitat on microplastic uptake in an artificial reef complex (ARC). *Science of the Total Environment*, 904(September), 166788. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.166788>
- Dantas, D. V., Barletta, M., Costa, M. F., Barbosa-Cintra, S. C. T., Possatto, F. E., Ramos, J. A. A., Lima, A. R. A., Saint-Paul, U.** (2010). Movement patterns of catfishes (Ariidae) in a tropical semi-arid estuary. *Journal of Fish Biology*, 76(10), 2540-2557. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2010.02646.x>
- Dantas, D. V., Barletta, M., da Costa, M. F.** (2012). The seasonal and spatial patterns of ingestion of polyfilament nylon fragments by estuarine drums (Sciaenidae). *Environmental Science and Pollution Research*, 19(2), 600-606.
- Dauvin, J. C.** (2008). The main desalinated estuaries in north-west Europe: Impact of anthropogenic activities. *Marine Pollution Bulletin*, 56(5), 873-905.
- De la Cruz-Agüero, J., Cota-Gómez, V. M., Nieto-Navarro, J. T.** (2010). New maximum size record for the Chili sea catfish *Notarius troschellii* (Siluriformes: Ariidae) from the tropical eastern Pacific. *Marine Biodiversity Records*, 3, e107. <https://doi.org/10.1017/s1755267210000916>
- Derraik, J. G.** (2002). The pollution of the marine environment by plastic debris: a review. *Marine Pollution Bulletin*, 44(9), 842-852. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(02\)00220-5](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(02)00220-5)
- Díaz, J. M., Guillot, L., Velandia, M. C.** (2016). *La pesca artesanal en el norte del Pacífico colombiano: un horizonte ambivalente*. Fundación Marviva.
- Dong, H., Wang, X., Niu, X., Zeng, J., Zhou, Y., Suona, Z., Yuan, Y., Chen, X.** (2023). Overview of analytical methods for the determination of microplastics: Current status and trends. *TRAC - Trends in Analytical Chemistry*, 167, 117261. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2023.117261>
- Du, L., Pan, B., Han, X., Li, D., Meng, Y., Liu, Z., Meng, Y., Xiong, X., Li, M.** (2025). Enhanced ecological risk of microplastic ingestion by fish due to fragmentation and deposition in heavily sediment-laden river. *Water Research*, 278, 123306. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2025.123306>
- Duque, G. & Acero P., A.** (2003a). Foods habits of *Anchovia clupeioides* (Pisces: Engraulidae) in the Ciénaga Grande de Santa Marta, Colombian Caribbean. *Gulf of Mexico Science*, 21(1), 1-9. <https://doi.org/10.18785/goms.2101.01>
- Duque, G., Gamboa-García, D.E., Molina-Sandoval, A.E., Cogua, P.** (2020). Effect of water quality variation on fish assemblages in an anthropogenically impacted tropical estuary, Colombian Pacific. *Environmental Science and Pollution Research*, 27, 25740-25753. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-08971-2>
- Fischer, W., Krupp, F., Schneider, W., Sommer, C., De Kent, C., Niem, V.** (1995). *Guía FAO para la identificación de especies para los fines de la pesca. Pacífico Centro- Oriental. Volumen III. Vertebrados- Parte I*. FAO.
- Flores-Ortega, J. R. & Ravelero-Robles, M.** (2019). *Dinámica trófica de la comunidad de peces demersales de la bahía de Matanchén, Nayarit, México*. Universidad Autónoma de Nayarit <http://dspace.uan.mx:8080/jspui/handle/123456789/2294>
- Frías, A. C., Lema, I. I., García, A. G.** (2003). La situación de los envases de plásticos en México. *Gaceta Ecológica*, 69, 67-82. <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=2884412>
- Froese, R. & Binohlan, C.** (2000). Empirical relationships to estimate asymptotic length, length at first maturity and length at maximum possible yield per recruit in fishes, with a simple method to estimate length at first maturity. *Journal of Fish Biology*, 56(4), 758-773.
- Froese, R. & Pauly, D.** (2022). *FishBase*. <https://www.fishbase.se/search.php>
- Gamboa-García, D. E., Duque, G., Cogua, P.** (2018). Structural and compositional dynamics of macroinvertebrates and their relation to environmental variables in Buenaventura Bay. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras*, 47(1), 67-83. <https://doi.org/10.25268/bimc.invemar.2018.47.1.738>

- García, E., Molina, A., Duque, G.** (2021). Hábitos tróficos del lenguado *Citharichthys gilberti* (Paralichthyidae) y su relación con la dinámica ambiental en la bahía de Buenaventura, Pacífico colombiano. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras*, 50 (2), 133-155 <https://doi.org/10.25268/bimc.invemar.2021.50.2.1077>
- GESAMP.** (2016). Sources, fate and effects of microplastics in the marine environment: part 2 of a global assessment. (IMO, FAO/UNESCO-IOC/UNIDO/WMO/IAEA/UN/UNEP/UNDP). *Journal Series GESAMP Reports and Studies*, 93, 41-42, 116-118.
- Guzmán, Á., Zambrano, M., Casanova, R., Selvaraj, J., Martínez, A.** (2021). La condición ecológica de la bahía de Tumaco (Pacífico colombiano): evaluación de la calidad del agua y del fitoplancton. *Aqua Docs*, 32, 3-16. https://doi.org/10.26640/01200542.32.3_16
- Habit, E., Victoriano, P., Rodríguez-Ruiz, A.** (2003). Variaciones espacio-temporales del ensamble de peces de un sistema fluvial de bajo orden del centro-sur de Chile. *Revista Chilena de Historia Natural*, 76(1), 3-14. <https://doi.org/10.4067/s0716-078x2003000100001>
- He, B., Smith, M., Egodawatta, P., Ayoko, G. A., Rintoul, L., Goonetilleke, A.** (2021). Dispersal and transport of microplastics in river sediments. *Environmental Pollution*, 279, 116884. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.116884>
- Hernández, A. F., Leal, J., Sandoval-Londoño, L. A., Arenas-Uribe, S., Pérez-Villa, A. F.** (2018). Hábitos alimentarios del barbudo de pluma *Bagre marinus* (Mitchill, 1815) (Siluriformes: Ariidae) en el golfo de Urabá, Caribe colombiano. *Actualidades Biológicas*, 41(109), 123-138. <https://doi.org/10.17533/udea.acbi.v40n109a02>
- Ibarra, K. P., Gómez, M. C., Vilorio, E. A., Arteaga, E., Cuadrado, I., Martínez, M. F., Nieto, Y., Rodríguez, J. A., Licero, L. V., Perdomo, L. V., Sánchez, S., Romero, J. A., Rueda, M.** (2014). *Monitoreo de las condiciones ambientales y los cambios estructurales y funcionales de las comunidades vegetales y los recursos pesqueros durante la rehabilitación de la Ciénaga Grande de Santa Marta*. INVEMAR. Informe Técnico Final, 140. [http://www.invemar.org.co/redcostera1/invemar/docs/Informe Técnico Final Cienaga Grande de Santa Marta 2014.pdf](http://www.invemar.org.co/redcostera1/invemar/docs/Informe_Tecnico_Final_Cienaga_Grande_de_Santa_Marta_2014.pdf)
- Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales, IDEAM.** (2023). *Cartas climatológicas - medias mensuales. Aeropuerto La Florida (Tumaco) - Precipitación*. IDEAM. <http://bart.ideam.gov.co/cliciu/tumaco/precipitacion.htm>
- Jørgensen, C., Enberg, K., Dunlop, E. S., Arlinghaus, R., Boukal, D. S., Brander, K., Rijnsdorp, A. D.** (2007). Managing evolving fish stocks. *Science*, 318(5854), 1247-1248.
- Layman, C. A., Arrington, D. A., Montaña, C. G., Post, D. M.** (2007). Can stable isotope ratios provide for community-wide measures of trophic structure?. *Ecology*, 88(1), 42-48.
- Lehtiniemi, M., Hartikainen, S., Näkki, P., Engström-Öst, J., Koistinen, A., Setälä, O.** (2018). Size matters more than shape: Ingestion of primary and secondary microplastics by small predators. *Food Webs*, 17, e00097. <https://doi.org/10.1016/j.fooweb.2018.e00097>
- Lithner, D., Larsson, A., Dave, G.** (2011). Environmental and health hazard ranking and assessment of plastic polymers based on chemical composition. *Science of the Total Environment*, 409(18), 3309-3324. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.04.038>
- López, M. I.** (2011). *Aspectos de la biología (crecimiento, ecología trófica y reproducción) de Cathorops fuerthii (Steindachner, 1877) (Piscs: Ariidae) en la ensenada de Pianguita, Pacífico Colombiano*. Universidad Del Valle. <http://www.ainfo.inia.uy/digital/bitstream/item/7130/1/LUZARDO-BUIATRIA-2017.pdf>
- Lusher, A. L., Hollman, P. C. H., Mendoza-Hill, J. J.** (2017). Microplastics in fisheries and aquaculture: status of knowledge on their occurrence and implications for marine organisms, effluent and human health. FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper No. 615.
- Marcovecchio, J. E., Botello, A. V., Perillo, G. M. E., Piován, M. J., Negrin, V. L., Botté, S. E., Freije, R. H., Cuadrado, D. G., Pratolongo, P. D., Zapperi, G., Trilla, G. L. G., Marco, S. G. De, Pan, J., Bazzini, S. M., Martínez, A. M., Popovich, C. A.** (2013). *Procesos químicos en estuarios*. ISBN: 978-987-1896-16-5. Editorial de la Universidad Tecnológica Nacional.
- Mieles-Chávez, C. M.** (2020). *Microplásticos en el tracto digestivo de Ariopsis seemanni en el sector de Puerto Hondo*. (Tesis). https://biblioteca.semisud.org/opac_css/index.php?lvl=notice_display&id=289788
- Mizraji, R., Ahrendt, C., Pérez, D., Vargas, J., Pulgar, J., Aldana, M., Patricio, F., Duarte, C., Galbán, C.** (2017). Is the feeding type related with the content of microplastics in intertidal fish gut? *Marine Pollution Bulletin*, 116(1-2), 498-500. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.01.008>

- Molina, A., Duque, G., Cogua, P.** (2020). Influences of environmental conditions in the fish assemblage structure of a tropical estuary. *Marine Biodiversity*, 50(1), 5. <https://doi.org/10.1007/s12526-019-01023-0>
- Montes Torres, I. K.** (2010). *Modelación numérica de la circulación del Pacífico Tropical Este y su conexión subsuperficial con el Sistema de Corrientes de Humboldt*. Universidad de Concepción, Programa de Doctorado en Oceanografía. <https://www.researchgate.net/publication/282292886>
- Mulik, J., Sukumaran, S., Srinivas, T.** (2020). Factors structuring spatio-temporal dynamics of macrobenthic communities of three differently modified tropical estuaries. *Marine Pollution Bulletin*, 150, 110767. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110767>.
- Muro-Torres, V. M., Amezcua, F., Lara-Mendoza, R. E., Buszkiewicz, J. T., Amezcua-Linares, F.** (2018). Trophic ecology of the chihuil sea catfish (*Bagre panamensis*) in the south-east Gulf of California, México. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 98(4), 885-893. <https://doi.org/10.1017/S0025315417000170>
- Ory, N., Chagnon, C., Felix, F., Fernández, C., Ferreira, J. L., Gallardo, C., Ordóñez, O. G., Henostroza, A., Laaz, E., Mizraji, R., Mojica, H., Murillo, V., Ossa, L., Preciado, M., Sobral, P., Urbina, M., Thiel, M.** (2018). Low prevalence of microplastic contamination in planktivorous fish species from the southeast Pacific Ocean. *Marine Pollution Bulletin*, 127, 211-216. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.12.016>
- Pauly, D.** (2022). Why do fish reach first maturity when they do? *Journal of Fish Biology*, 101(2), 333-341. <https://doi.org/10.1111/jfb.14902>
- Phaksopa, J., Sukhsangchan, R., Keawsang, R., Tanapivattanakul, K., Thamrongnawasawat, T., Worachananant, S., Sreesamran, P.** (2021). Presence and characterization of microplastics in coastal fish around the eastern coast of Thailand. *Sustainability*, 13(23), 1-12. <https://doi.org/10.3390/su132313110>
- Piccolo, M. C. & Perillo, G. M. E.** (1997). Geomorfología e hidrografía de los estuarios. En Boschi, E.E., *El mar argentino y sus recursos pesqueros. Antecedentes históricos de las exploraciones en el mar y las características ambientales*. Mar de Plata. Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero (INIDEP). p. 133-161.
- RIMISP, Centro Latinoamericano para el Desarrollo Rural.** (2017). *Desarrollo territorial en el post conflicto colombiano. Lectura Territorial Tumaco de San Andrés de Tumaco. Producto No. 2. RIMISP.*
- Robertson, D. & Allen, G. R.** (2015). *Peces costeros del Pacífico Oriental Tropical: sistema de información en línea. Versión 2.0*. Instituto Smithsonian de Investigaciones Tropicales, Balboa, Panamá. <https://biogeodb.stri.si.edu/sfstep/es/pages>
- Román-Palacios, C. & Román-Valencia, C.** (2015). Trophic habits of two syntopic species of characids in a high mountain creek in the Colombian Andes. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 86(3), 782-788. <https://doi.org/10.1016/j.rmb.2015.06.009>
- Salcedo, E., Duque, G., Molina, A.** (2022). *Influencia de la calidad ambiental en la dinámica del ensamblaje de peces de interés comercial en la Bahía de Tumaco, Pacífico colombiano*. <https://repositorio.unal.edu.co/handle/unal/82092>
- Sánchez-Gil, P., Yáñez-Arancibia, A., Tapia, M., Day, J. W., Wilson, C. A., Cowan, J. H.** (2007). Ecological and biological strategies of *Etropus crossotus* and *Citharichthys spilopterus* (Pleuronectiformes:Paralichthyidae) related to the estuarine plume, southern Gulf of Mexico. *Journal of Sea Research*, 59(3), 173-185. <https://doi.org/10.1016/j.seares.2007.12.002>
- Sánchez, A. J., Florido, R., Macossay-Cortez, A. A., Montalvo, G.** (2012). Distribución de los bagres (Ariidae) en la zona costera de la Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 83(2), 424-433.
- Sánchez, J.** (2012). Caracterización y diagnóstico socioeconómico y ambiental de la costa Pacífica del departamento de Nariño: diagnóstico general. <https://repositorio.sena.edu.co/handle/11404/2594>
- Sandoval-Londoño, L., Leal-Flórez, J., Blanco-Libreros, J. F., Taborda-Marín, A.** (2014). Hábitos alimenticios y aspectos del uso del hábitat por el chivo cabezón *Ariopsis* sp. (aff. *assimilis*) (Siluriformes : Ariidae), en una laguna costera neotropical (Ecorregión Darién , Colombia). *Actualidades Biológicas*, 37(102), 295-306.
- Smith, M., Love, D. C., Rochman, C. M., Neff, R. A.** (2018). Microplastics in seafood and the implications for human health. *Current Environmental Health Reports*, 5(3), 375-386.
- Taufert Villarraga, D., Molina, A., Duque, G.** (2021). Hábitos alimentarios de tres especies de peces lenguados (Pleuronectiformes: Achiridae) en la bahía de Buenaventura, Pacífico colombiano. *Revista de Biología Tropical*, 69(3), 1055-1068. <https://doi.org/10.15517/rbt.v69i3.4192>

- Tejada, C.** (2003). Clima marítimo y dinámica litoral de la bahía de Tumaco, datos básicos para la evaluación de riesgos ambientales marinos. *Boletín Científico CCCP*, 10, 67-76. https://cecoldigital.dimar.mil.co/398/1/dimarcccp_2003_boletincccp_10_67-76OK.pdf
- Tinoco, J. G., López, D. G., Galvis, J. O.** (2006). *Diagnostico integral biofísico y socioeconómico relativo al impacto de las fuentes de contaminación terrestre en la bahía de Tumaco, Colombia y lineamientos básicos para un plan de manejo*. <https://aquadocs.org/handle/1834/14704>
- Turner, A. & Millward, G. E.** (2002). Suspended particles: their role in estuarine biogeochemical cycles. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 55(6), 857-881.
- Vásquez-Molano, D., Molina, A., Duque, G.** (2021). Distribución espacial y aumento a través del tiempo de microplásticos en sedimentos de la bahía de Buenaventura, Pacífico colombiano. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras*, 50(1), 27-42. [http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0122-97612021000100027&lng=en&nrm=iso&tlng=es](http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0122-97612021000100027&lng=en&nrm=iso&tlng=es%0Ahttp://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_abstract&pid=S0122-97612021000100027&lng=en&nrm=iso&tlng=es)
- Vivas-Sánchez, J., Gamboa-García, D., Duque, G.** (2023). Ecología trófica y consumo incidental de microplásticos en peces (Sciaenidae) y su relación con la dinámica ambiental en la bahía de Tumaco, Pacífico colombiano. *Revista Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 47(184), 571-590. <https://doi.org/10.18257/raccefyn.1893>
- Whitfield, A. K., Able, K. W., Blaber, S. J. M., Elliott, M., Franco, A., Harrison, T. D., Houde, E. D.** (2022). Feeding ecology and trophic dynamics. *Fish and Fisheries in Estuaries*, 1, 255-331. <https://doi.org/10.1002/9781119705345.ch5>
- Wing, S. R. & Jack, L.** (2014). Fiordland: the ecological basis for ecosystem management. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 48(4), 577-593.
- Wright, S. L., Thompson, R. C., Galloway, T. S.** (2013). The physical impacts of microplastics on marine organisms: a review. *Environmental Pollution*, 178, 483-492. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.02.031>
- Yadav, D. S. & Mantri, V. A.** (2025). The microplastic menace: a critical review of its impact on marine photoautotrophs and their environment. *Environmental Science and Pollution Research*, 32(8), 4387-4402. <https://doi.org/10.1007/s11356-025-35981-9>
- Yáñez-Arancibia, A. & Lara-Domínguez, A.** (1988). Ecology of three sea catfishes (Ariidae) in a tropical coastal ecosystem - Southern Gulf of Mexico. *Marine Ecology Progress Series*, 49, 215-230. <https://doi.org/10.3354/meps049215>
- Zambrano-Pinto, M. V., Tinizaray-Castillo, R., Riera, M. A., Maddela, N. R., Luque, R., Díaz, J. M. R.** (2024). Microplastics as vectors of other contaminants: Analytical determination techniques and remediation methods. *Science of the Total Environment*, 908, 168244. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.168244>