

ARTÍCULO DE INVESTIGACIÓN

Comportamiento multitemporal de la composición trófica de las capturas comerciales de peces en la costa Caribe colombiana

Multi-temporal Dynamics of the Trophic Composition of Commercial Fish Catches along the Colombian Caribbean Coast

DOI: <http://doi.org/10.26640/22159045.2026.660>

Fecha de recepción: 2025-09-16 / Fecha de evaluación: 2025-10-09 / Fecha de aceptación: 2025-11-14

Juan Carlos Valdelamar Villegas¹, Juan David García-Rodelo², Ítala Ivonne Caiafa Hernández³

CITAR COMO:

Valdelamar, J., García-Robledo, J. y Caiafa, I. (2026). Comportamiento multitemporal de la composición trófica de las capturas comerciales de peces en la costa Caribe colombiana. *Boletín Científico CIOH*, 45. <http://doi.org/10.26640/22159045.2026.660>

RESUMEN

La pesquería del Caribe colombiano fue analizada para detectar cambios en la estructura trófica de las capturas comerciales entre 2009 y 2020. Utilizando datos del Servicio Estadístico Pesquero Colombiano de 141 puertos, el análisis estadístico reveló una reducción del 8 % en el nivel trófico medio, evidenciando un proceso de “pescando hacia debajo de la trama trófica”. La composición estuvo dominada por mesopredadores carnívoros (64 %), seguidos de depredadores tope (25 %). Concurrentemente, se incrementó el estatus de amenaza de varias familias, con un 7 % clasificadas como vulnerables desde 2012 y un 1 % en peligro crítico a partir de 2015. Estas alteraciones reflejan la extracción intensiva de depredadores superiores y la presión ambiental. Se recomienda urgentemente la implementación de vedas biológicas, monitoreo continuo y prácticas de pesca selectiva para garantizar la sostenibilidad del recurso y la estabilidad del ecosistema.

PALABRAS CLAVE: composición trófica, pesca artesanal, redes tróficas, manejo pesquero sostenible.

ABSTRACT

The Colombian Caribbean fishery was analyzed to detect changes in the trophic structure of commercial catches between 2009 and 2020. Using data from Servicio Estadístico Pesquero Colombiano across 141 ports, statistical analysis revealed an 8% reduction in the mean trophic level, evidencing a process of “fishing down the food web” process. The catch composition was dominated by carnivorous mesopredators (64%), followed by top predators (25%). Concurrently, the threat status of several families increased, with 7% classified as vulnerable since 2012 and 1% as critically endangered from 2015 onward. These alterations reflect the intensive extraction of apex predators and environmental pressure. Urgent implementation of biological closures, continuous monitoring, and selective fishing practices is recommended to ensure resource sustainability and ecosystem stability.

KEYWORDS: Trophic levels, artisanal fisheries, food chain, fisheries management.

¹ Orcid: 0000-0001-5658-2431. Profesor titular, Fundación Universitaria Tecnológico Comfenalco.
Correo electrónico: jvaldelamar@tecnologicocomfenalco.edu.co

² Orcid: 0009-0008-3319-5015. Ingeniero ambiental, Fundación Universitaria Tecnológico Comfenalco. Correo electrónico: judagaro02@gmail.com

³ Orcid: 0000-0002-3167-672X. Líder del Grupo de Investigación en Oceanografía Operacional, Subdirección de Desarrollo Marítimo, Dirección General Marítima. Correo electrónico: icaifa@dimar.mil.co

INTRODUCCIÓN

La pesca es una de las múltiples actividades que ha soportado el establecimiento y crecimiento de muchas poblaciones humanas a través de la historia; sin embargo, la sostenibilidad de esta actividad se ha visto seriamente comprometida desde el momento en el que el hombre adquirió/modificó algunos estándares tecnológicos para maximizar las capturas y también por el incumplimiento de las estrategias de manejo y conservación establecidas para garantizar la sostenibilidad de este recurso (Bianchi *et al.*, 2021). Igualmente, han contribuido con la reducción en la oferta de este recurso otros factores como el cambio climático y la contaminación por elementos peligrosos, como los metales pesados que afectan las condiciones ambientales de los ecosistemas que estos habitan, especialmente en las zonas costeras donde estos fenómenos tienden a maximizarse por causa del fenómeno conocido como síndrome de las costas (Newton *et al.*, 2012; Esbaugh, 2018; Free *et al.*, 2019; Talisma *et al.*, 2022).

La reducción de las poblaciones de peces, además de impactar la oferta de proteína animal natural para los humanos, también afecta el entramado trófico de los ecosistemas, desencadenando con ello alteraciones en su funcionalidad, que pueden conducir al desplazamiento o la muerte de aquellas especies que se alimentan de manera exclusiva de este recurso (Macusi *et al.*, 2022).

Una de las formas empleadas para identificar el estado en el que se encuentra el recurso pesquero es mediante el análisis de la composición trófica de las capturas (Eriksen *et al.*, 2021). Esta información permite conocer las interacciones entre los organismos y la manera como fluye la energía y los nutrientes en los diferentes niveles tróficos y la manera como se afecta la dinámica poblacional de las especies (Ding *et al.*, 2017). Igualmente, permite identificar las relaciones de depredación, competencia, simbiosis u otro tipo de relaciones que se dan en las comunidades de peces, siendo esta información importante para conocer la estructura de estas, la estabilidad del ecosistema y también identificar el impacto de los cambios ambientales en el ecosistema y predecir la respuesta que pueden tener dichas comunidades (Dutta *et al.*, 2023).

El análisis de la composición trófica es considerado un elemento clave para orientar la toma de decisiones en cuanto al manejo, control y seguimiento de los recursos pesqueros (Xu *et al.*, 2023), ya que permite evaluar la estructura y productividad de las comunidades de peces, identificar las presiones generadas por la pesca y otras actividades, aspectos estos importantes para el diseño de estrategias de conservación de la biodiversidad y la gestión sostenible de los recursos naturales y la comprensión de los efectos que ejercen los cambios ambientales en estos recursos (Hu *et al.*, 2022; Wang *et al.*, 2023).

Lo antes expuesto ha motivado el desarrollo del presente estudio, en el cual ha sido analizado el comportamiento histórico de la composición trófica de las capturas artesanal e industrial en la costa Caribe de Colombia, donde existe poca información al respecto (García y Contreras, 2011) y además el recurso presenta múltiples problemas como se indica en la Figura 1, en la que se listan los principales problemas del recurso pesquero en el Caribe colombiano, debido a la poca conciencia que tienen algunos pescadores respecto al uso de métodos de captura lesivo, sin que exista un control adecuado por parte de la autoridad; lo cual se ve agravado por la falta de información científica sobre la situación del recurso y el impacto que sobre este ejercen los contaminantes ambientales comunes de la zona.

Por lo tanto, el propósito de este trabajo fue el de caracterizar el comportamiento temporal de la composición trófica de las capturas, su tendencia y el estado de conservación de los peces comerciales en el Caribe colombiano durante el periodo 2009-2020. Esta información es importante para identificar estrategias de gestión en el manejo de las capturas con el fin de garantizar la oferta futura de este recurso.

El análisis que aquí se propone es fundamental para gestionar de manera efectiva las poblaciones de peces y promover la conservación de estos recursos naturales a partir de un enfoque que se basa en el análisis de la fluctuación de la composición trófica, aspecto esencial para evaluar la estabilidad y la resistencia de un ecosistema ante perturbaciones ambientales, como cambios climáticos o la introducción de especies invasoras. Por tal razón se pretende responder si las especies de peces de importancia comercial en la zona

costera del Caribe colombiano han experimentado un descenso en su nivel trófico durante el periodo comprendido entre los años 2009 al 2020.



Figura 1. Problemas que enfrenta el recurso pesquero en el Caribe colombiano.

ÁREA DE ESTUDIO

El Caribe colombiano posee un clima tropical con temperaturas entre 26°C y 32°C, marcado por una estacionalidad de lluvias (mayo-noviembre) y una temporada seca (diciembre-abril). Su régimen climático está influenciado por la zona de convergencia intertropical (ZCIT) y los vientos Alisios (Andrade y Barton, 2000; Blanco, 1988; Salzwedel y Müller, 1983), y es modulado por fenómenos como el Sistema de Monzones Americanos y los eventos de El Niño/La Niña (Nystuen y Andrade, 1993; Bernal *et al.*, 2006). Oceanográficamente, el mar presenta una estratificación vertical con una termoclina alrededor de los 200 m (Franco-Herrera, 2005; Gordon, 1967; Wüst, 1964) y variaciones de salinidad entre el oriente y occidente.

La combinación de factores como vientos, corrientes, surgencia y descargas fluviales crea una gran heterogeneidad ambiental que sustenta una rica biodiversidad y ecosistemas clave como arrecifes de coral, pastos marinos y manglares (Ricaurte-Villota y Bastidas Salamanca, 2017; IDEAM, 2009; Santamaría-del-Ángel *et al.*, 1992). Estos ecosistemas albergan una importante diversidad de peces e invertebrados que son esenciales para las redes tróficas y para la economía local, siendo la pesca una actividad primordial con 141 puntos de desembarque identificados (Fig. 2) (Aunap-Unimagdalena, 2014; DANE, 2020). La productividad de la región impacta directamente el desarrollo de economías costeras, posicionando a la pesca como un recurso renovable vital (Rodríguez y Briceño, 2023; Rivas, 2023).



Figura 2. Sitios de desembarque de la captura de peces reportados para la costa Caribe colombiana.

METODOLOGÍA

Obtención de datos y análisis estadístico

El estudio fue realizado con información sistematizada por el Servicio Estadístico Pesquero Colombiano (Sepec) para 141 puertos de desembarco monitoreados en el litoral Caribe durante los años 2009 a 2020. El Sepec utilizó dos esquemas metodológicos en los sitios de

muestreo: (i) muestreo de desembarcos y esfuerzo, y (ii) registros de las capturas en peso (t). El primer enfoque consistió en recopilar información de cada Unidad Económica de Pesca (UEP) y el esfuerzo relacionado, como la actividad diaria por tipo de UEP y días efectivos de pesca. Esta información fue procesada mediante fórmulas de muestreo estratificado aleatorio para obtener estimaciones del desembarque mensual total en el sitio, esto siguiendo la metodología planteada por Bazigos (1974) y la FAO (1985; 1982).

La información reportada en el Sepec proveniente de campo incluyó el peso de la captura discriminada por especie, la zona de pesca, el esfuerzo de pesca (duración y número de pescadores), tipo de embarcación, artes de pesca utilizados y número de embarcaciones activas por día en cada sitio de muestreo (Narváez *et al.*, 2005; Stamatopoulos, 2002).

El segundo enfoque se implementó en centros de acopio o puertos donde no es posible realizar muestreos directos debido a la dispersión geográfica o problemas de orden público, y se basó en sumar los registros de las capturas en peso (t) recolectados durante el mes.

Con el fin de ampliar los análisis a los 141 puertos pesqueros del Caribe colombiano se emplearon datos reportados en los documentos técnicos generados por la organización no gubernamental (ONG) Corporación Colombia Internacional (CCI), así como información secundaria consignada en los artículos científicos obtenidos de las bases de datos Google Scholar, Science Direct y Scopus. La información se obtuvo bajo un criterio de búsqueda de artículos publicados durante el periodo (2003 al 2022), (AUNAP, 2013; AUNAP 2014a; AUNAP 2014b; Barreto *et al.*, 2022, 2014; De la Hoz *et al.*, 2017, 2016, 2015, 2012; Duarte *et al.*, 2018; De Turris *et al.*, 2017).

La información del nivel trófico de las especies de peces se obtuvo de la base de datos Fishbase (Froese y Pauly, 2025), y se calculó el nivel trófico teniendo en cuenta el promedio de las capturas (TL) para un año (Y), de acuerdo con lo establecido por Pauly *et al.* (1998), como se indica en la ecuación 1:

$$TL = \Sigma (TL_i \times Y_i) / \Sigma Y_i \quad (\text{Ec. 1})$$

Donde, TL_i : nivel trófico de la especie i ; Y_i : captura en peso de la especie i en el año Y .

Toda la información fue recopilada en hojas electrónicas del programa computacional Excel de Microsoft y, posteriormente, fue procesada con apoyo del software R (R Core Team, 2024), empleando los paquetes ggplot2 y pgirmess v2.0.3 (<https://github.com/pgiraudoux/pgirmess>).

El análisis incluyó el cálculo de la distribución de frecuencias de las familias representativas de las pesquerías, así como la representación gráfica mediante el uso de barras horizontales, empleando el software Adobe Ilustrador 2024 y su gestor de gráficos, con el que se realizaron proyecciones para visualizar la relación entre el nivel trófico de las especies y su estado de conservación. Igualmente, con este software fue realizada, de manera manual, una red de atributos ecológicos de las familias de peces con base en la información obtenida en Fishbase (Froese y Pauly, 2025). Esta secuencia permitió conectar la posición red trófica con el riesgo de amenaza de cada especie.

También fueron estimadas las medidas de tenencia central (media aritmética) y dispersión (desviación estándar). Dado que no fue posible cumplir con la totalidad de los supuestos del análisis de varianza, el análisis comparativo multitemporal del nivel trófico fue realizado empleando la técnica no paramétrica de Kruskall Wallis. Las comparaciones fueron realizadas a un nivel de significancia del 95 %.

RESULTADOS

Composición de las capturas de peces comerciales en el Caribe colombiano

Los resultados del análisis de la distribución de las familias de peces comerciales capturados artesanalmente en el Caribe colombiano, representados en la Figura 3 y listados en la Tabla 1, indican que la pesca está compuesta por 57 familias de peces. Se encontró que el 40 % de la captura está representada por las familias Carangidae, Scianidae, Haemulidae, Serranidae, Lutjanidae y Scombridae (Fig. 4), las cuales incluyen especies de gran importancia comercial y ecológica.

En relación con el nivel trófico, el 64 % de las especies se ubicaron entre 3.1 y 4.0, lo que sugiere un predominio de carnívoros mesopredadores y peces omnívoros con dietas mixtas de invertebrados y peces. Por otro lado, el 25 % de las especies pertenecían al nivel trófico 4.1-4.6, lo que indica la presencia de grandes depredadores como los Scombridae y algunos Serranidae, que desempeñan un rol crucial en la estabilidad de los ecosistemas marinos. Finalmente, el 11 % de las especies estaban en el nivel trófico 2.0-3.0, representando principalmente peces herbívoros y zooplanctívoros.

Sin embargo, el análisis mostró una reducción del valor trófico del 8 % durante el período estudiado, lo que podría ser una señal de un proceso de "pesca hacia abajo de la red trófica", en el cual la sobreexplotación de depredadores superiores impulsa la captura de especies de menor nivel trófico. Este fenómeno ha sido documentado en diversas pesquerías tropicales y es un indicio del impacto de la presión pesquera sobre la estructura ecológica de los ecosistemas marinos.

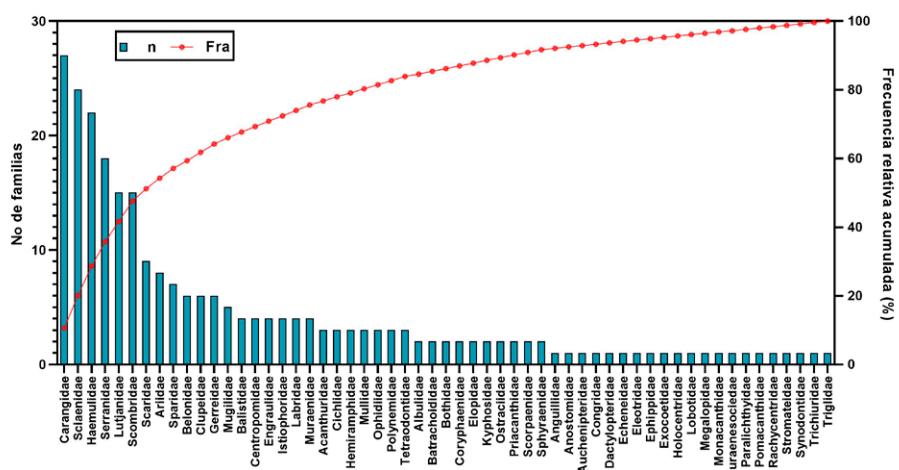


Figura 3. Diagrama de Pareto de las familias de peces capturadas en la costa del Caribe colombiano durante el periodo 2009-2020. Fra: Frecuencia relativa acumulada.

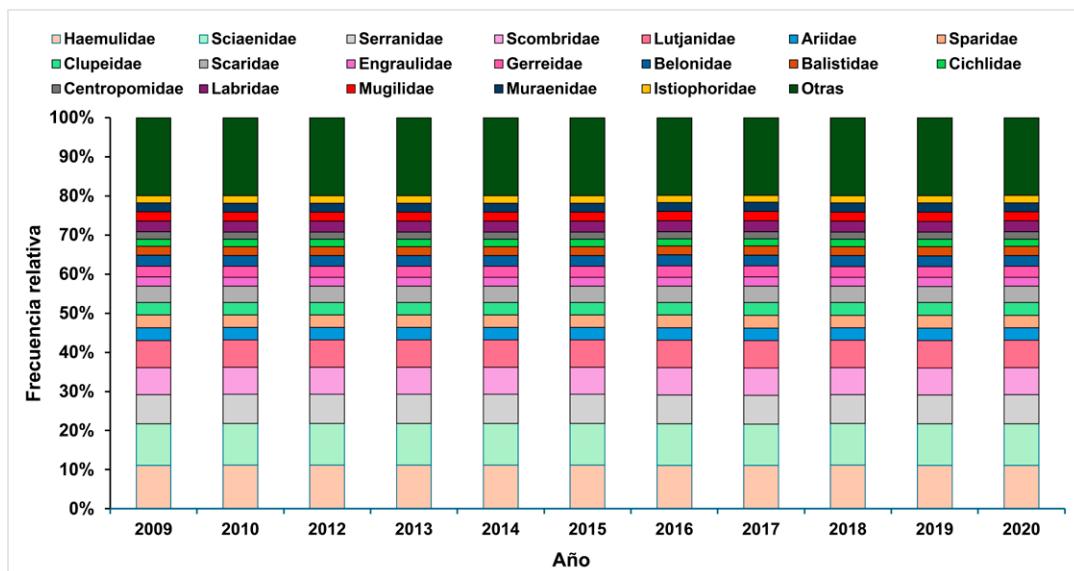


Figura 4. Distribución de frecuencia multitemporal de las familias presentes en las capturas del Caribe colombiano.

Tabla 1. Especies de peces marinocosteros comerciales desembarcados en el Caribe colombiano.

Familia	Especie	Familia	Especie
Acanthuridae	<i>Acanthurus bahianus</i>	Carangidae	<i>Caranx ruber</i>
	<i>Acanthurus chirurgus</i>		<i>Chloroscombrus chrysurus</i>
	<i>Acanthurus coeruleus</i>		<i>Decapterus macarellus</i>
	<i>Acanthurus spp.</i>		<i>Decapterus punctatus</i>
Albulidae	<i>Albula nemoptera</i>		<i>Decapterus tabl</i>
	<i>Albula vulpes</i>		<i>Elagatis bipinnulata</i>
Anguillidae	<i>Anguilla rostrata</i>		<i>Hemicaranx Amblyrhynchus</i>
Anostomidae	<i>Leporinus muyscorum</i>		<i>Oligoplites palometra</i>
Ariidae	<i>Ariopsis sp.</i>		<i>Oligoplites saliens</i>
	<i>Arius ssp.</i>		<i>Selar crumenophthalmus</i>
	<i>Bagre bagre</i>		<i>Selene setapinnis</i>
	<i>Bagre marinus</i>		<i>Selene vomer</i>
	<i>Cathorops mapal</i>		<i>Seriola dumerili</i>
	<i>Cathorops sp.</i>		<i>Seriola fasciata</i>
	<i>Notarius bonillai</i>		<i>Seriola rivoliana</i>
	<i>Notarius grandicassis</i>		<i>Seriola spp.</i>
	<i>Sciaades herzbergii</i>		<i>Seriola zonata</i>
	<i>Sciaades passany</i>		<i>Trachinotus carolinus</i>
	<i>Sciaades proops</i>		<i>Trachinotus cayennensis</i>
Auchenipteridae	<i>Trachelyopterus insignis</i>		<i>Trachinotus falcatus</i>
Balistidae	<i>Balistes capriscus</i>		<i>Trachinotus goodei</i>
	<i>Balistes vetula</i>		<i>Trachurus lathami</i>
	<i>Canthidermis sufflamen</i>	Centropomidae	<i>Centropomus ensiferus</i>
	<i>Melichthys niger</i>		<i>Centropomus parallelus</i>
Batrachoididae	<i>Amphichthys cryptocentrus</i>		<i>Centropomus pectinatus</i>
	<i>Batrachoides surinamensis</i>		<i>Centropomus undecimalis</i>
Belonidae	<i>Abelennes hians</i>	Cichlidae	<i>Andinoacara latifrons</i>
	<i>Strongylura marina</i>		<i>Andinoacara pulcher</i>
	<i>Strongylura timucu</i>		<i>Ariopsis canteri</i>
	<i>Tylosurus acus</i>	Clupeidae	<i>Etrumeus teres</i>
	<i>Tylosurus crocodilus fodiator</i>		<i>Harengula clupeola</i>
	<i>Tylosurus pacificus</i>		<i>Harengula humeralis</i>
	<i>Tylosurus spp.</i>		<i>Harengula jaguana</i>
Bothidae	<i>Bothus lunatus</i>		<i>Harengula spp.</i>
Carangidae	<i>Alectis ciliaris</i>		<i>Jenkinsia lamprotaenia</i>
	<i>Carangoides bartholomaei</i>		<i>Opisthonema oglinum</i>
			<i>Conger triporiceps</i>
	<i>Caranx crysos</i>	Congridae	<i>Coryphaenidae</i>
	<i>Caranx hippos</i>		<i>Coryphaena equiselis</i>
	<i>Caranx latus</i>		<i>Coryphaena hippurus</i>
	<i>Caranx lugubris</i>	Dactylopteridae	<i>Dactylopterus volitans</i>

Familia	Especie	Familia	Especie
Dasyatidae	<i>Hypanusamericanus</i>	Holocentridae	<i>Myripristis jacobus</i>
	<i>Hypanusguttatus</i>		<i>Istiophorus albicans</i>
Echeneidae	<i>Echeneis naucrates</i>		<i>Istiophorus platypterus</i>
Eleotridae	<i>Eleotris pisonis</i>	Istiophoridae	<i>Kajikia albida</i>
Elopidae	<i>Elops saurus</i>		<i>Kajikiaalbida</i>
	<i>Elops smithi</i>		<i>Makaira nigricans</i>
	<i>Anchoa hepsetus</i>		<i>Makaira spp.</i>
Engraulidae	<i>Anchoa spinifer</i>	Kyphosidae	<i>Kyphosus incisor</i>
	<i>Anchovia clupeoides</i>		<i>kyphosus secatrix</i>
	<i>Cetengraulis edentulus</i>		
Ephippidae	<i>Chaetodipterus faber</i>	Labridae	<i>Bodianus rufus</i>
Exocoetidae	<i>Exocoetus volitans</i>		<i>Clepticus parrae</i>
	<i>Dapterus auratus</i>		<i>Xyrichtys novacula</i>
	<i>Dapterus rhombeus</i>	Lobotidae	<i>Labotes surinamensis</i>
Gerreidae	<i>Eucinostomus argenteus</i>		<i>Lobotes surinamensis</i>
	<i>Eucinostomus melanopterus</i>		<i>Etelis oculatus</i>
	<i>Eugerres plumieri</i>		<i>Lutjanus analis</i>
	<i>Gerres cinereus</i>		<i>Lutjanus apodus</i>
	<i>Anisotremus surinamensis</i>		<i>Lutjanus bucanella</i>
	<i>Anisotremus virginicus</i>		<i>Lutjanus cyanopterus</i>
	<i>Haemulon album</i>		<i>Lutjanus griseus</i>
	<i>Haemulon aurolineatum</i>		<i>Lutjanus jocu</i>
Haemulidae	<i>Haemulon bonariense</i>	Lutjanidae	<i>Lutjanus mahogoni</i>
	<i>Haemulon boschmae</i>		<i>Lutjanus purpureus</i>
	<i>Haemulon boshmae</i>		<i>Lutjanus synagris</i>
	<i>Haemulon carbonarium</i>		<i>Lutjanus vivanus</i>
	<i>Haemulon crocro</i>		<i>Ocyurus chrysurus</i>
	<i>Haemulon flaviguttatum</i>		<i>Pagrus pagrus</i>
	<i>Haemulon flavolineatum</i>		<i>Pristipomoides aquilonaris</i>
	<i>Haemulon macrostomum</i>		<i>Rhomboplites aurorubens</i>
	<i>Haemulon melanurum</i>	Megalopidae	<i>Megalops atlanticus</i>
	<i>Haemulon parra</i>	Monacanthidae	<i>Aluterus monoceros</i>
	<i>Haemulon plumieri</i>		<i>Mugil cephalus</i>
	<i>Haemulon sciurus</i>		<i>Mugil curema</i>
	<i>Haemulon steindachneri</i>	Mugilidae	<i>Mugil incilis</i>
	<i>Haemulon striatum</i>		<i>Mugil liza</i>
	<i>Haemulopsis corvinaeformis</i>		<i>Mugil spp.</i>
	<i>Orthopristis ruber</i>		<i>Mugil trichodon</i>
	<i>Pomadasys corvinaeformis</i>		<i>Mulloidichthys martinicus</i>
	<i>Pomadasys crocro</i>	Mullidae	<i>Pseudupeneus maculatus</i>
Hemiramphidae	<i>Hemiramphus balao</i>		<i>Upeneus parvus</i>
	<i>Hemiramphus saltator</i>	Muraenesocidae	<i>Cynoponticus savanna</i>
	<i>Hyporhamphus unifasciatus</i>	Muraenidae	<i>Echidna catenata</i>
			<i>Enchelycore nigricans</i>

Familia	Especie	Familia	Especie
Muraenidae	<i>Gymnothorax funebris</i>	Sciaenidae	<i>Nebris microps</i>
	<i>Gymnothorax moringa</i>		<i>Paralonchurus brasiliensis</i>
	<i>Brotula barbata</i>		<i>Stellifer microps</i>
Ophidiidae	<i>Lepophidium brevibarbe</i>		<i>Stellifer rastrifer</i>
	<i>Lepophidium profundorum</i>		<i>Stellifer venezuelae</i>
Ostraciidae	<i>Acanthostracion polygonius</i>		<i>Umbrina broussonnetii</i>
	<i>Lactophrys trigonus</i>		<i>Umbrina coroides</i>
Paralichthyidae	<i>Cyclopsetta chittendeni</i>	Scombridae	<i>Acanthocybium solandri</i>
Polynemidae	<i>Polydactylus octonemus</i>		<i>Auxis rochei</i>
	<i>Polydactylus oligodon</i>		<i>Auxis thazard</i>
	<i>Polydactylus virginicus</i>		<i>Euthynnus alletteratus</i>
Pomacanthidae	<i>Pomacanthus paru</i>		<i>Katsuwonus pelamis</i>
Priacanthidae			<i>Sarda sarda</i>
	<i>Priacanthus arenatus</i>		<i>Scomber colias</i>
Rachycentridae	<i>Rachycentron canadum</i>		<i>Scomberomorus brasiliensis</i>
Scaridae	<i>Nicholsina usta usta</i>		<i>Scomberomorus regalis</i>
	<i>Scarus coeruleus</i>		<i>Scombreromus cavalla</i>
	<i>Scarus guacamaia</i>		<i>Thunnus alalunga</i>
	<i>Scarus taeniopterus</i>		<i>Thunnus albacares</i>
	<i>Scarus vetula</i>		<i>Thunnus Atlanticus</i>
	<i>Sparisoma aurofrenatum</i>		<i>Thunnus thynnus</i>
	<i>Sparisoma crysopterum</i>		<i>Thunus obesus</i>
	<i>Sparisoma rubripinne</i>		<i>Pterotis volitans</i>
	<i>Sparisoma viride</i>		<i>Scorpaena grandicornis</i>
	<i>Bairdiella ronchus</i>	Scorpaenidae	<i>Cephalopholis cruentata</i>
Sciaenidae	<i>Ctenosciaena gracilicirrhus</i>		<i>Cephalopholis fulva</i>
	<i>Cynoscion acoupa</i>		<i>Epinephelus adscensionis</i>
	<i>Cynoscion albus</i>		<i>Epinephelus guttatus</i>
	<i>Cynoscion arenarius</i>		<i>Epinephelus itajara</i>
	<i>Cynoscion cf virescens</i>		<i>Epinephelus morio</i>
	<i>Cynoscion jamaicensis</i>		<i>Epinephelus nigritus</i>
	<i>Cynoscion leiarchus</i>		<i>Epinephelus saurus</i>
	<i>Cynoscion microlepidotus</i>		<i>Epinephelus spp.</i>
	<i>Cynoscion similis</i>		<i>Epinephelus striatus</i>
	<i>Cynoscion spp.</i>		<i>Hyporthodus flavolimbatus</i>
	<i>Cynoscion virescens</i>		<i>Hyporthodus mystacinus</i>
	<i>Isopisthus parvipinnis</i>		<i>Hyporthodus nigritus</i>
	<i>Larimus breviceps</i>		<i>Hyporthodus niveatus</i>
	<i>Macrodon ancylodon</i>		<i>Mycteroperca bonaci</i>
Serranidae	<i>Menticirrhus americanus</i>		<i>Mycteroperca cidi</i>
	<i>Menticirrhus littoralis</i>		<i>Mycteroperca interstitialis</i>
	<i>Menticirrhus spp.</i>		<i>Mycteroperca phenax</i>
	<i>Micropogonias furnieri</i>		<i>Mycteroperca rubra</i>

Familia	Especie
Serranidae	<i>Mycteroperca venenosa</i>
	<i>Archosargus probatocephalus</i>
	<i>Archosargus rhomboidalis</i>
	<i>Calamus bajonado</i>
Sparidae	<i>Calamus calamus</i>
	<i>Calamus penna</i>
	<i>Calamus pennatula</i>
	<i>Diplodus argenteus</i>
Sphyraenidae	<i>Sphyraena barracuda</i>
	<i>Sphyraena guachancho</i>
Stromateidae	<i>Peprilus paru</i>
	<i>Synodontidae</i>
	<i>Trachinocephalus myops</i>
Tetraodontidae	<i>Lagocephalus laevigatus</i>
	<i>Sphoeroides spengleri</i>
	<i>Sphoeroides testudineus</i>
Trichiuridae	<i>Trichiurus lepturus</i>
Triglidae	<i>Prionotus punctatus</i>

Nivel trófico y estado de conservación

Las especies de peces capturadas y desembarcadas en los puertos de pesca artesanal en la zona costera del Caribe colombiano presentan una variabilidad en sus niveles tróficos, que oscilan entre un mínimo de 2.0, representado principalmente por las familias Acanthuridae, Mugilidae y Scaridae, y un máximo

de 4.5, correspondiente a las familias Belomidae, Bothidae, Carangidae, Ephippidae, Scombridae, Istiophondae, Megalopidae y Sphyranidae. Este patrón refleja una diversidad funcional dentro de la pesca artesanal de la región, donde coexisten especies de distintos gremios tróficos, desde herbívoros y omnívoros hasta depredadores ápice.

Por su parte, el análisis del comportamiento del nivel trófico promedio en el periodo 2009-2020 (Fig. 5a) revela una tendencia decreciente, con una reducción aproximada del 8 % en el valor de este parámetro. Pese a no existir diferencias significativas entre los años (KW: 0.892; p -valor > 0.05), este descenso sugiere una modificación en la estructura trófica en el ecosistema, indicando de esta manera que con el pasar de los años se ha incrementado la participación en la captura de especies de peces con menor nivel trófico (Fig. 5b).

Se identificó que la mayoría (64 %) de las especies se ubican en los niveles tróficos 3.1-4.0 y en menor medida en los niveles 4.1-4.5 (25 %) y las de nivel 2.0-3.0 (11 %). También se observó que, a partir del año 2012, más del 7 % de las familias de peces estaban registradas en la categoría vulnerable y desde el 2015 el 1 % de esta se encontraba en peligro crítico (Fig. 6 y 7), evidenciándose el riesgo potencial de pérdida de algunos representantes del recurso pesquero en esta zona de Colombia.

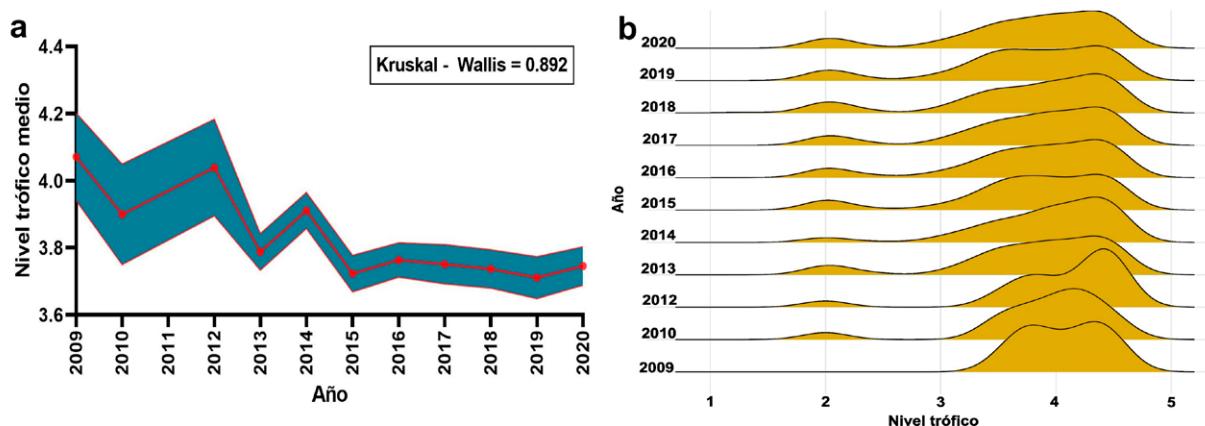


Figura 5. Comportamiento multianual del promedio (a) y distribución de frecuencia absoluta (b) del nivel trófico de los peces en el Caribe colombiano durante el periodo 2009-2020.

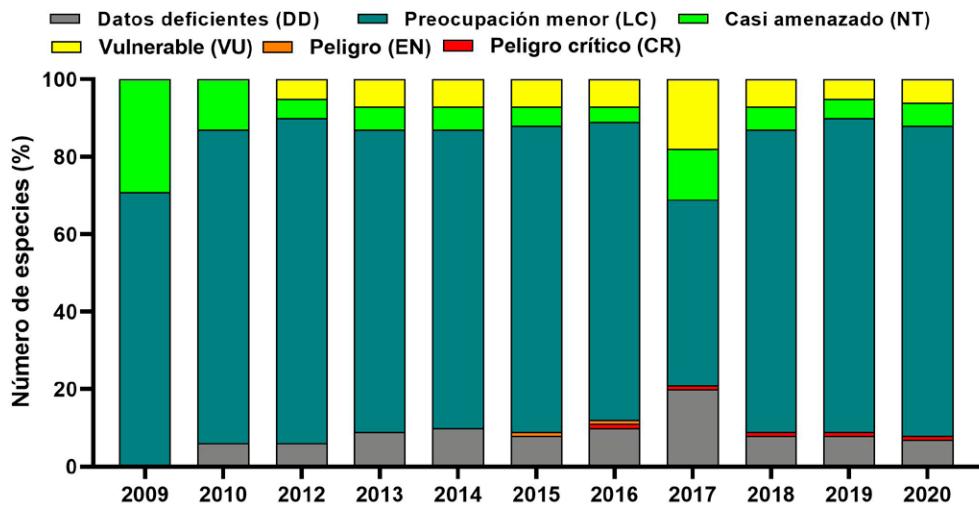
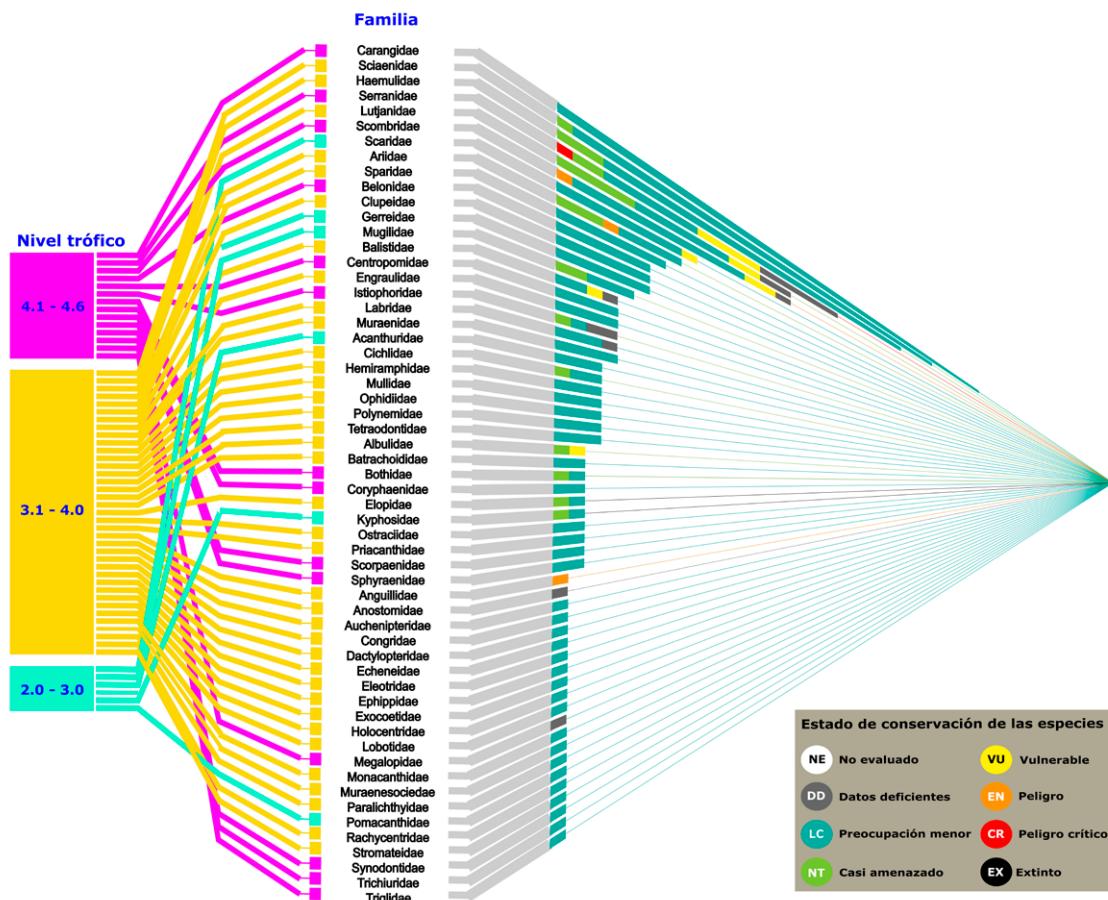


Figura 6. Distribución de frecuencia del estado de conservación de los peces capturados en el Caribe colombiano durante el periodo 2009-2020. Los criterios de clasificación se basaron en Bland *et al.* (2017).



En la Figura 8 se muestra una red de atributos ecológicos de las principales familias de peces, a partir de la cual se observa que grupos como Carangidae, Lutjanidae, Haemulidae, Serranidae y Scombridae están estrechamente ligados a su hábitat en aguas tropicales y subtropicales, prefiriendo zonas costeras y profundas. Sus estrategias reproductivas varían desde

desovadores múltiples hasta ovíparos con una alta producción de huevos, lo que influye en su abundancia y disponibilidad para la pesca. Además, estos peces presentan un fuerte vínculo con áreas de impacto de captura en el Caribe y el golfo de México, evidenciando su importancia en las pesquerías comerciales y artesanales.

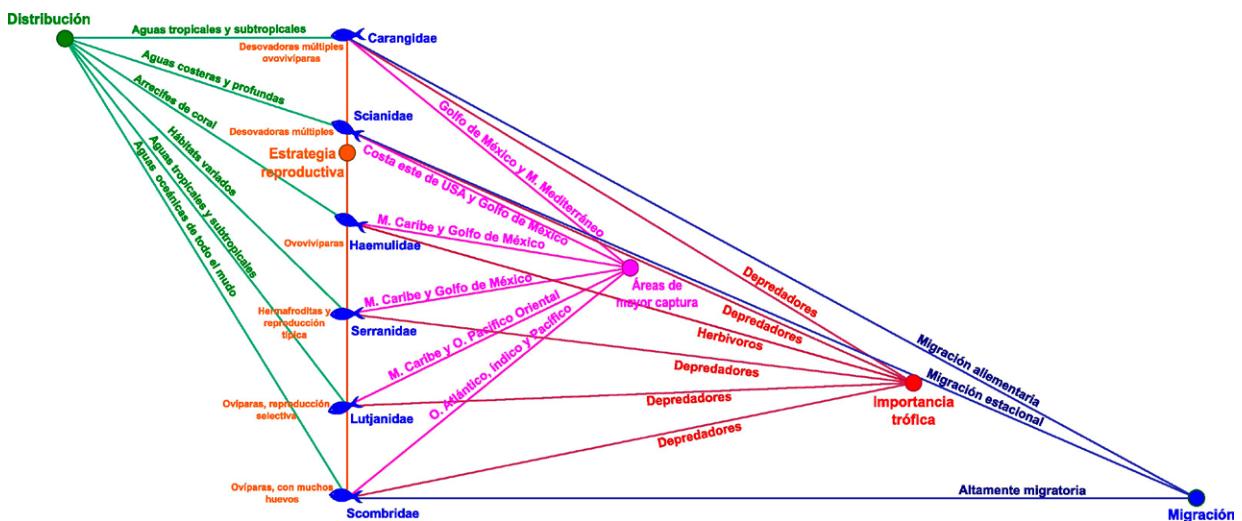


Figura 8. Diagrama de red de los principales atributos ecológicos de las familias de peces con mayor frecuencia de captura en la costa Caribe colombiana.

DISCUSIÓN

El Caribe colombiano es una región de alta diversidad ecológica y ecosistémica, sustentada por la presencia de manglares, playas arenosas y rocosas, acantilados, praderas marinas y arrecifes de coral (Uribe *et al.*, 2022). Estos ecosistemas cumplen funciones esenciales en la regulación de las redes tróficas marinas y en el mantenimiento de la biodiversidad. Factores como la contracorriente marina de Panamá y el aporte de agua de ríos como el Magdalena, Cauca, Sinú, Atrato y Ranchería favorecen la resuspensión de nutrientes y el sustento de las cadenas alimentarias (Vásquez-Carrillo y Sullivan, 2021). Además, las ciénagas costeras, como la Grande de Santa Marta, La Virgen, Mallorquín, Zapatos, Pajarales, Barbacoas y Juan Polo, funcionan como refugio y fuente de alimento para muchas especies de peces, asegurando la estabilidad trófica del ecosistema marino costero (Bedoya *et al.*, 2019).

Dadas estas condiciones naturales, la red ecológica de los principales atributos de las familias de peces con mayor frecuencia de captura en la costa Caribe colombiana muestra la interconexión entre su distribución, estrategias reproductivas, importancia trófica y patrones migratorios.

Desde un punto de vista trófico, estos peces desempeñan roles clave como depredadores y herbívoros, regulando la dinámica del ecosistema marino. Familias como Lutjanidae y Scombridae se identifican principalmente como depredadores de alto nivel, mientras que Haemulidae incluye especies con hábitos herbívoros y carnívoros (Manzanilla-Verde *et al.*, 2023; Rojas *et al.*, 2024). La migración, en muchos casos estacional y alimentaria, es otro factor determinante en su ecología, ya que especies altamente migratorias dependen de corredores biológicos para mantener sus ciclos de vida. Los resultados presentados en el aparte anterior refuerzan la necesidad de gestionar estas especies con enfoques ecosistémicos,

considerando no solo su explotación pesquera sino también sus interacciones ecológicas en el Caribe colombiano.

De acuerdo con los resultados, estas relaciones se están viendo afectadas debido a una reducción del 8 % en el valor trófico promedio de las capturas, lo que sugiere la presencia del fenómeno conocido como “pesca hacia debajo de la red trófica” (fishing down the food web), descrito por Pauly *et al.* (1998). Este proceso ocurre cuando la pesca se desplaza progresivamente hacia especies de menor nivel trófico debido a la disminución de los grandes depredadores. Hallazgos similares han sido reportados en estudios globales, donde el incremento en la captura de especies de niveles tróficos inferiores se ha relacionado con cambios en la estructura de las comunidades pesqueras (Wu *et al.*, 2019; Ding *et al.*, 2017). Asimismo, estos cambios han sido atribuidos al desarrollo de la pesca intensiva de depredadores superiores, lo que ha podido desencadenar efectos en cascada dentro del ecosistema, afectando la estabilidad de las cadenas tróficas marinas (Zhang *et al.*, 2022).

De acuerdo con las condiciones antrópicas registradas para la zona de estudio, el descenso en el valor trófico también puede estar dado por las diversas amenazas ambientales registradas entre ellas, el turismo no regulado que afecta negativamente ecosistemas estratégicos como los arrecifes de coral, áreas de manglar; asimismo, la contaminación costera, derivada de actividades industriales y portuarias han venido afectando la dinámica ecológica de los sistemas naturales y, por ende, su estructura trófica (Ding *et al.*, 2017).

Además de lo relacionado, la sobreexplotación pesquera, la variación en las condiciones climáticas y la contaminación han generado un impacto creciente en este ecosistema (Bianchi *et al.*, 2021; Free *et al.*, 2019), estas amenazas también han inducido cambios en la composición trófica de las capturas, lo que se refleja en los resultados de este estudio, donde se evidencia un descenso en el nivel trófico promedio de los peces desembarcados durante el período 2009-2020.

El 72 % de las especies capturadas, que representan el 77 % del total de desembarcos pesqueros (43 millones de toneladas), dependen en alguna etapa de su ciclo de vida de los aportes fluviales. La interacción entre los flujos

de los ríos y la producción pesquera sugiere que una gestión integrada de estos recursos podría mejorar la sostenibilidad de la pesca en la región (Broadley *et al.*, 2022). Además, la importancia socioeconómica y cultural de la pesca a pequeña escala es innegable, ya que contribuye a la seguridad alimentaria y al sustento de numerosas comunidades costeras. En algunos países en desarrollo, esta actividad representa hasta la mitad de la captura pesquera y emplea más del 90 % de los trabajadores del sector (Pelage *et al.*, 2023; Yang *et al.*, 2022).

Distribución de familias

De acuerdo con las evidencias halladas, la dominancia de las familias Carangidae, Sciaenidae, Haemulidae, Serranidae, Lutjanidae y Scombridae en las capturas del Caribe colombiano puede atribuirse a una combinación de factores ecológicos y biogeográficos que favorecen su abundancia y disponibilidad en esta región. A continuación, se discuten algunos de estos factores.

- **Distribución y hábitats preferenciales.** Estas familias exhiben una amplia distribución en zonas tropicales y subtropicales, habitando diversos ecosistemas marinos que van desde arrecifes coralinos hasta aguas oceánicas. Por ejemplo, las familias Carangidae y Scombridae suelen encontrarse en aguas más abiertas y profundas, mientras que Haemulidae, Serranidae y Lutjanidae están asociadas a hábitats costeros como arrecifes de coral, manglares y áreas rocosas. Esta diversidad de hábitats proporciona múltiples nichos ecológicos que soportan altas densidades de estas especies. Un estudio en el golfo de Tribugá, en el Pacífico colombiano, reportó que Carangidae fue la familia mejor representada con el 8.9 % del total de especies, seguida por Serranidae con 6.3 % y Lutjanidae con el 4.2 %, destacando su importancia numérica y comercial en la región (Navarro *et al.*, 2012).
- **Estrategias reproductivas y ciclos de vida.** Las estrategias reproductivas de las familias Carangidae, Sciaenidae, Haemulidae, Serranidae, Lutjanidae y Scombridae desempeñan un papel fundamental en su éxito ecológico y en la dominancia que presentan en diversos ecosistemas marinos. La mayoría

de estas familias son ovíparas y presentan desoves múltiples a lo largo del año, lo que aumenta la probabilidad de supervivencia de sus larvas al distribuir los eventos reproductivos en diferentes condiciones ambientales (Claro *et al.*, 2001).

Muchas especies dentro de estas familias presentan desove parcial, lo que significa que no liberan todos sus ovocitos en una sola vez, sino en varios eventos a lo largo de la temporada reproductiva. Esta estrategia, combinada con un desarrollo gonadal asincrónico, permite que individuos de la misma población mantengan actividad reproductiva continua, maximizando la fertilización y la dispersión de larvas en el tiempo (Grimes, 1987).

Estas estrategias reproductivas contribuyen a su dominancia, la mayoría son ovíparas con desoves múltiples a lo largo del año, lo que incrementa las oportunidades de supervivencia de las larvas. Las estrategias reproductivas de estas familias son fundamentales para su éxito ecológico y su capacidad de recuperación frente a la pesca y el cambio climático. Su capacidad de desove múltiple, alta fecundidad y sincronización ambiental les permite persistir en ecosistemas marinos diversos, asegurando la estabilidad de sus poblaciones y la conectividad entre hábitats (Correa-Herrera y Jiménez-Segura, 2013; Cowen *et al.*, 2006).

- **Hábitos alimenticios y roles tróficos.** El análisis de la composición trófica de los peces es un aspecto importante para comprender la jerarquía alimentaria de los ecosistemas acuáticos y, además, entender la manera como la energía y los nutrientes son transferidos a través del sistema. En este sentido, las familias Carangidae, Sciaenidae, Serranidae, Lutjanidae y Scombridae son predominantemente carnívoras, alimentándose de peces, crustáceos y cefalópodos, lo que las sitúa en niveles tróficos superiores dentro de la red alimenticia marina (Froese y Pauly, 2024).

La anterior estrategia trófica le confiere una gran flexibilidad ecológica, a las especies de peces permitiéndoles explotar diferentes fuentes de alimento en función de su disponibilidad. Es así como la familia Carangidae se caracteriza por su comportamiento depredador en la columna

de agua y en hábitats arrecifales y costeros. Estudios han demostrado que especies como *Caranx hippos* y *Caranx latus* se alimentan, principalmente, de peces pelágicos pequeños y crustáceos bentónicos, adaptándose a cambios en la disponibilidad de sus presas (Blas, 2018; Alfonso *et al.*, 2008).

A diferencia de estas especies, otras de la familia Scianidae se alimentan en el fondo marino, consumiendo crustáceos y moluscos bentónicos. Un estudio en el golfo de México evidenció que especies como *Cynoscion arenarius* tienen una dieta basada en camarones y peces bentónicos, lo que las convierte en depredadores clave en ecosistemas costeros (Scharf *et al.*, 2000).

Por otra parte, las familias Serranidae y Lutjanidae incluyen especies que desempeñan un papel ecológico fundamental en los arrecifes coralinos al regular la abundancia de peces herbívoros y pequeños invertebrados. Por ejemplo, *Epinephelus sp* (Serranidae) y *Lutjanus analis* (Lutjanidae) son depredadores tope en arrecifes del Atlántico occidental, contribuyendo a mantener el equilibrio trófico en estos ecosistemas (Mumby *et al.*, 2006).

La familia Scombridae, que incluye atunes y caballas, se distingue por su alta movilidad y su capacidad de caza en aguas oceánicas. Se alimentan, principalmente, de peces pelágicos como sardinas y anchoas, así como de cefalópodos (Logan *et al.*, 2015). Su rol como depredadores altamente móviles permite la transferencia de energía a lo largo de grandes distancias en el océano, conectando distintos ecosistemas marinos.

En contraste con las familias mencionadas previamente, la familia Haemulidae presenta una dieta más diversa. Muchas especies de esta familia son omnívoras, alimentándose tanto de pequeños invertebrados como de material detritívoro y algas. Estudios realizados en el Caribe han mostrado que especies como *Haemulon flavolineatum* consumen invertebrados bentónicos durante el día y fitodetritos por la noche, desempeñando un papel crucial en la transferencia de materia orgánica dentro de los ecosistemas arrecifales (Nagelkerken *et al.*, 2000).

Al caracterizar la dieta de las especies que conforman cada una de estas familias de peces, se evidencia que estas ejercen un control para evitar sobre población de otras especies y, mantener la estructura del ecosistema. Mumby *et al.* (2006) encontraron que la disminución de depredadores tope en el Caribe ha llevado a un aumento en la densidad de peces herbívoros como los pargos juveniles, lo que puede alterar el equilibrio del ecosistema arrecifal. Además, investigaciones en la Gran Barrera de Coral han demostrado que la sobre pesca de depredadores puede provocar cambios en la estructura trófica, afectando la biodiversidad y la resiliencia de los ecosistemas marinos (Graham *et al.*, 2017).

De acuerdo con lo documentado previamente, varios factores pueden estar contribuyendo a la disminución del nivel trófico en el Caribe colombiano. Entre ellos se destacan, la sobre pesca de depredadores superiores, cuya reducción en las poblaciones de especies de alto nivel trófico, como los Serranidae y Lutjanidae, ha promovido el aumento en la captura de especies de niveles inferiores.

Otro aspecto es el cambio climático (Pelage *et al.*, 2023) y los eventos de El Niño y La Niña, fenómenos afectan la disponibilidad de alimento y las migraciones de especies comerciales. En el caso particular de El Niño, este se caracteriza por un aumento de la temperatura superficial del mar y una reducción en la afloración de nutrientes, disminuye la productividad primaria en ecosistemas marinos, reduciendo la biomasa de fitoplancton y zooplancton, base de la alimentación de muchas especies comerciales (Chavez *et al.*, 2003).

Por el contrario, La Niña intensifica la afloración de aguas frías y ricas en nutrientes, favoreciendo el crecimiento de fitoplancton y mejorando la oferta de alimento para peces (Bakun y Broad, 2003). En el Caribe, cambios en la temperatura superficial del mar durante El Niño han afectado la captura de langosta espinosa (*Panulirus argus*), reduciendo su abundancia y dificultando su explotación sostenible (Puga *et al.*, 2013).

En relación con la contaminación y degradación del hábitat, el vertimiento de metales pesados y la eutrofización afectan la biodiversidad marina y alteran las redes tróficas (Talisma *et al.*, 2022). Los metales pesados como el mercurio (Hg), plomo (Pb), cadmio (Cd) y arsénico (As) provienen de fuentes industriales, mineras y agrícolas, ingresando al ambiente marino a través del escurrimiento de ríos, descargas directas y la deposición atmosférica (Wang *et al.*, 2017).

Los contaminantes antes mencionados pueden bioacumularse en organismos acuáticos y biomagnificarse a través de la red trófica, afectando tanto a depredadores tope como a especies comerciales (Lavoie *et al.*, 2013). Para el Caribe, puntualmente en el golfo de México, el vertimiento de desechos agrícolas en el río Misisipi ha generado zonas hipóxicas que afectan la reproducción y crecimiento del pargo rojo (*Lutjanus campechanus*), impactando su disponibilidad para la pesca comercial (Rabalais *et al.*, 2010). Por otra parte, en la bahía de Cartagena, Colombia, se ha reportado acumulación de metales pesados en peces demersales, afectando su desarrollo y la seguridad alimentaria de comunidades pesqueras (Restrepo *et al.*, 2020).

Por su parte, otro fenómeno como la eutrofización, generada por el exceso de nutrientes que conduce al crecimiento excesivo de fitoplancton y floraciones algales nocivas (Anderson *et al.*, 2018); genera zonas hipóxicas y anóxicas, afectando a organismos bentónicos y peces pelágicos que requieren altos niveles de oxígeno, así como el funcionamiento trófico y la estabilidad de las comunidades marinas (Diaz y Rosenberg, 2008), lo que afecta de manera directa aquellas especies sensibles, altera las interacciones predador-presa, favoreciendo especies más resistentes y reduciendo la resiliencia de ecosistemas como ubicados en la zona costera del Caribe colombiano. (Carstensen *et al.*, 2014).

Ante este panorama, es necesario implementar estrategias de manejo sostenible que permitan la conservación de la biodiversidad y el mantenimiento de los servicios ecosistémicos. La alternancia

en la captura de especies carnívoras es una estrategia viable para garantizar la sostenibilidad de las poblaciones explotadas. La conservación y la pesca artesanal pueden coexistir, beneficiándose mutuamente, ya que la reposición de organismos favorece la recuperación de las poblaciones y reduce la incertidumbre sobre la disponibilidad de recursos a futuro (Barnes y Sidhu, 2013). Asimismo, el establecimiento de vedas, el monitoreo constante de la composición trófica de las capturas y el fortalecimiento de regulaciones pesqueras pueden contribuir a la sostenibilidad de la pesca en el Caribe colombiano y a la preservación de su equilibrio ecológico.

- Implicaciones para la conservación y gestión pesquera.** La gestión pesquera y la conservación son fundamentales para garantizar la sostenibilidad de estas poblaciones de peces, especialmente en un contexto de creciente presión sobre los recursos marinos. Las organizaciones internacionales y las regulaciones de pesca desempeñan un papel crucial en la gestión y el monitoreo de estas poblaciones. Las tendencias de población pueden variar ampliamente, según la ubicación y la especie, por lo que se requiere una atención cuidadosa y un seguimiento continuo para mantener la salud de estas poblaciones marinas.

La tendencia decreciente del nivel trófico en las capturas del Caribe colombiano sugiere la necesidad de adoptar estrategias de manejo sostenible. En este sentido sería importante evaluar la implementación de planes de manejo adaptativo, como la delimitación de zonas de pesca, el establecimiento de vedas biológicas y la promoción de técnicas pesqueras más selectivas. Además, el uso de herramientas como los dispositivos reductores de fauna acompañante en la pesca de arrastre y la pesca basada en ecosistemas pueden contribuir a reducir la presión sobre las especies vulnerables y mantener la estabilidad de la red trófica. También se propone el diseño y ejecución de algunas acciones como el monitoreo constante de la composición trófica de las capturas para evaluar cambios en la estructura ecológica de los ecosistemas marinos, así como el fortalecimiento de la regulación pesquera y

capacitación a comunidades pesqueras sobre prácticas sostenibles (Hu *et al.*, 2022).

CONCLUSIONES

Los peces son recursos hidrobiológico importante para las poblaciones costeras del Caribe colombiano, de estos el 40 % de la captura esta soportada por seis familias de peces a saber: Carangidae, Scianidae, Haemulidae, Serranidae, Lutjanidae y Scombridae. De acuerdo con el nivel trófico de estas especies, los cambios en la composición trófica de los peces capturados y desembarcados en los puertos de pesca artesanal del Caribe colombiano reflejan una disminución progresiva del nivel trófico promedio, lo que podría comprometer la estabilidad ecológica y económica de la pesca en la región. En este sentido, se hace necesario la puesta en marcha de estrategias de manejo basadas en la sostenibilidad, a fin de revertir esta tendencia y garantizar la conservación de los recursos pesqueros en el largo plazo.

AGRADECIMIENTOS

Al grupo GIA de la Fundación Universitaria Tecnológico Comfenalco por el apoyo para el acceso a las bases de datos con las que se obtuvieron algunas referencias utilizadas en el presente estudio.

FUENTE FINANCIADORA

El presente trabajo fue financiado con recursos propios.

CONTRIBUCIÓN DE LOS AUTORES

Conceptualización: J.V.; metodología: J.V. y J.R.; validación, I.C. y J.R.; curación y análisis de datos: J.V. y J.R.; redacción-preparación del borrador y original: J.V., I.C. y J.R. Todos los autores han leído y aceptado la versión publicada del manuscrito.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Alfonso, P., Fontes, J., Holland, K. N. & Santos, R. S. (2008). Social status determines behaviour and habitat usage in a temperate parrotfish: implications for marine reserve design. *Marine Ecology Progress Series*, 357, 215–227. <https://doi.org/10.3354/meps07272>

- Anderson, D. M., Cembella, A. D. & Hallegraeff, G. M. (2018). Progress in understanding harmful algal blooms: paradigm shifts and new technologies for research, monitoring, and management. *Annual Review of Marine Science*, 10, 321–348.
- Andrade, C. A. & Barton, E. D. (2000). Eddy development and motion in the Caribbean Sea. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 105(C11), 26191–26201. <https://doi.org/10.1029/2000JC900107> / <https://doi.org/10.1029/2000JC000300>
- AUNAP. (2013). *Boletín Estadístico enero-diciembre de 2013*. Autoridad Nacional de Acuicultura y Pesca (AUNAP).
- AUNAP. (2014a). *Boletín Estadístico enero-junio de 2014*. Autoridad Nacional de Acuicultura y Pesca (AUNAP).
- AUNAP. (2014b). *Boletín Estadístico noviembre-diciembre de 2014*. Autoridad Nacional de Acuicultura y Pesca (AUNAP).
- AUNAP-UNIMAGDALENA. (2014). *Caracterización de los principales artes de pesca de Colombia y reporte del consolidado del tipo y número de artes, embarcaciones y ueps empleadas por los pescadores vinculados a la actividad pesquera*. Contrato de Prestación de Servicios No. 190, suscrito entre la Autoridad Nacional de Acuicultura y Pesca y la Universidad del Magdalena.
- Bakun, A. & Broad, K. (2003). Environmental 'loopholes' and fish population dynamics: comparative pattern recognition with focus on El Niño effects in the Pacific. *Fisheries Oceanography*, 12(4-5), 458–473. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2419.2003.00258.x>
- Barreto, C., Mena, B., Palacio, D., Valderrama, M. & Mojica, H. (2014). Evaluación pesquera y dinámica de los recursos pesqueros del golfo de Urabá, Caribe sur colombiano. Avances de acuicultura y pesca, 4.
- Barreto, C., Mena, B., Palacio, D., Valderrama, M. & Mojica, H. (2022). Documento técnico base para el establecimiento de cuotas globales de pesca para la vigencia 2022. Autoridad Nacional de Acuicultura y Pesca (AUNAP).
- Barnes, B. & Sidhu, H. (2013). The impact of marine closed areas on fishing yield under a variety of management strategies and stock depletion levels. *Ecological Modelling*, 269, 113–125. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2013.08.012>
- Bazigos, G. P. (1974). *The design of fisheries statistical surveys-inland waters* (FAO Fisheries Technical Paper N°. 133). Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- Bedoya, N., García D. & Álviz, de Vivero A. (2019). Importancia de la Armada Nacional en la preservación y control de los ecosistemas marinos: estuarios y manglares en la región Caribe. Universidad Escuela Naval de Cadetes "Almirante Padilla". *Revista Derrotero*, 13, 157–176.
- Bernal, G., Poveda, G., Roldán, P. & Andrade, C. (2006). Patrones de variabilidad de las temperaturas superficiales del mar en la costa Caribe colombiana. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 30(115), 195–208. [https://doi.org/10.18257/raccefyn.30\(115\).2006.2240](https://doi.org/10.18257/raccefyn.30(115).2006.2240)
- Bianchi, D., Carozza, D. A., Galbraith, E. D., Guiet, J. & DeVries, T. (2021). Estimating global biomass and biogeochemical cycling of marine fish with and without fishing. *Science Advances*, 7(41), eabd7554. <https://doi.org/10.1126/sciadv.abd7554> / PMid:34623923 PMCid:PMC8500507
- Bland, L., Keith, D., Miller, R., Murray, N. & Rodríguez, J. (2017). Guidelines for the application of IUCN Red List of Ecosystems Categories and Criteria (Version 1.1). IUCN. <https://doi.org/10.2305/IUCN.CH.2016.RLE.3.en>
- Blanco, J. A. (1988). *Las variaciones ambientales estacionales en las aguas costeras y su importancia para la pesca en la región de Santa Marta, Caribe colombiano*. Tesis de maestría, Universidad Nacional de Colombia.
- Blas, C. (2018). *Ecomorfología alimentaria de tres especies de carángidos Caranx hippos, Caranx crysos y Trachinotus falcatus (CARANGIFORMES: CARANGIDAE), de la localidad de Barrancas, Veracruz*. Tesis de

- licenciatura, Universidad Nacional Autónoma de México.
- Broadley, A., Stewart-Koster, B., Burford, M. A., & Brown, C. J. (2022). A global review of the critical link between river flows and productivity in marine fisheries. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 32(3), 805–825. <https://doi.org/10.1007/s11160-022-09711-0>
- Carstensen, J., Andersen, J. H., Gustafsson, B. G. & Conley, D. J. (2014). Deoxygenation of the Baltic Sea during the last century. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 111(15), 5628–5633. <https://doi.org/10.1073/pnas.1323156111> / PMid:24706804 PMCid:PMC3992700
- Chavez, F. P., Ryan, J., Lluch-Cota, S. E. & Ñiquen, M. (2003). From anchovies to sardines and back: multidecadal change in the Pacific Ocean. *Science*, 299(5604), 217–221. <https://doi.org/10.1126/science.1075880> / PMid:12522241
- Claro, R., Lindeman, K. C. & Parenti, L. R. (Eds.). (2001). *Ecology of the marine fishes of Cuba*. Smithsonian Institution Press.
- Correa-Herrera, T. & Jiménez-Segura, L. F. (2013). Biología reproductiva de *Lutjanus guttatus* (Perciformes: Lutjanidae) en el Parque Nacional Natural Utría, Pacífico colombiano. *Revista de Biología Tropical*, 61(2), 829–840. <https://doi.org/10.15517/rbt.v61i2.11262> / PMid:23885593
- Cowen, R. K., Paris, C. B. & Srinivasan, A. (2006). Scaling of connectivity in marine populations. *Science*, 311(5760), 522–527. <https://doi.org/10.1126/science.1122039> / PMid:16357224
- DANE. (2020). Boletín Técnico Producto Interno Bruto (PIB) IV Trimestre de 2019. Departamento Administrativo Nacional de Estadística. https://www.dane.gov.co/files/investigaciones/boletines/pib/bol_PIB_IVtrim19_producción_y_gasto.pdf
- De la Hoz-M., J., Narváez, J. C., Manjarrés-Martínez, L., Nieto A., L., Rivera, R., Cuello, F. & Álvarez, T. (2012). *Reporte de la actividad pesquera industrial y artesanal continental y marina de Colombia*. Autoridad Nacional de Acuicultura y Pesca (AUNAP).
- De la Hoz-M., J., Manjarrés-Martínez, L., Cuello, F. & Nieto, L. (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).
- De la Hoz-M., J. & Manjarrés-Martínez, L. (2016). *Estadísticas de desembarco y esfuerzo de las pesquerías artesanales e industriales de Colombia en los sitios y puertos pesqueros monitoreados por el SEPEC durante el período julio a diciembre de 2016*. Autoridad Nacional de Acuicultura y Pesca (AUNAP).
- De la Hoz-M., J., Duarte, L. O. & Manjarrés-Martínez, L. (2017). *Estadísticas de desembarco y esfuerzo de las pesquerías artesanales e industriales de Colombia entre marzo y diciembre de 2017 (informe técnico)*. Autoridad Nacional de Acuicultura y Pesca (AUNAP); Universidad del Magdalena.
- De Turris, K., Hernández, S., Lizcano, R., Barrera, A., Pacheco, R., Coronado, V. & Gallardo, N. (2017). Caracterización actual de la pesca industrial de arrastre en el golfo de Morrosquillo, Caribe colombiano. *Avances de acuicultura y pesca en Colombia*, 4.
- Diaz, R. J. & Rosenberg, R. (2008). Spreading dead zones and consequences for marine ecosystems. *Science*, 321(5891), 926–929. <https://doi.org/10.1126/science.1156401> / PMid:18703733
- Ding, Q., Chen, X., Yu, W. & Chen, Y. (2017). An assessment of “fishing down marine food webs” in coastal states during 1950–2010. *Acta Oceanologica Sinica*, 36(2), 43–51. <https://doi.org/10.1007/s13131-017-0999-x> / <https://doi.org/10.1007/s13131-017-1003-5>
- Duarte, L., De la Hoz M. & Manjarrés-Martínez, L. (2018). *Ánálisis de los desembarcos pesqueros artesanales registrados en las cuencas y litorales de Colombia (julio-diciembre de 2018)*. Autoridad Nacional de Acuicultura y Pesca (AUNAP).
- Dutta, S., Paul, S. & Homechaudhuri, S. (2023). Food web structure and trophic interactions of the Northern Bay of Bengal ecosystem. *Regional*

- Studies in Marine Science*, 61, 102861. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2023.102861>
- Eriksen, E., Skjoldal, H. R., Dolgov, A. V., Strand, E., Keulder-Stenevik, F., Prokopchuk, I. P. & Benzik, A. N. (2021). Diet and trophic structure of fishes in the Barents Sea: Seasonal and spatial variations. *Progress in Oceanography*, 197, 102663. <https://doi.org/10.1016/j.pocean.2021.102663>
- Esbaugh, A. J. (2018). Physiological implications of ocean acidification for marine fish: emerging patterns and new insights. *Journal of Comparative Physiology B*, 188(1), 1–13. <https://doi.org/10.1007/s00360-017-1105-6> / PMid:28547292
- FAO. (1982). La recolección de estadísticas de captura y esfuerzo (FAO Circular de Pesca No. 739). Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- FAO. (1985). Guidelines for statistical monitoring (FAO Fisheries Technical Paper No. 257). Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- Franco-Herrera, A. (2005). Oceanografía de la ensenada de Gaira. El Rodadero, más que un centro turístico en el Caribe colombiano. Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano. <https://doi.org/10.2307/j.ctv2175hm0>
- Free, C. M., Thorson, J. T., Pinsky, M. L., Oken, K. L., Wiedenmann, J. & Jensen, O. P. (2019). Impacts of historical warming on marine fisheries production. *Science*, 363(6430), 979–983. <https://doi.org/10.1126/science.aau1758> / PMid:30819962
- Froese, R., y Pauly, D. (Eds.). (2025). FishBase. [Base de datos]. Consultado el 28 de mayo de 2025, en: <https://www.fishbase.se>
- Froese, R. & Pauly, D. (2024). Taking stock of global fisheries. *Science*, 385(6711), 824–825. <https://doi.org/10.1126/science.adr5487> / PMid:39172853
- García, C. & Contreras, C. (2011). Trophic levels of fish species of commercial importance in the Colombian Caribbean. *Revista de Biología Tropical*, 59(3), 1195–1203. <https://doi.org/10.15517/rbt.v59i3.3423>
- Gordon, A. L. (1967). Circulation of the Caribbean Sea. *Journal of Geophysical Research*, 72(24), 6207–6223. <https://doi.org/10.1029/JZ072i024p06207>
- Graham, N. A. J., Jennings, S., MacNeil, M. A., Mouillot, D. & Wilson, S. K. (2017). Predicting climate-driven regime shifts versus rebound potential in coral reefs. *Nature*, 548(7666), 413–416. <https://doi.org/10.1038/nature23280>
- Grimes, C. B. (1987). Reproductive biology of the Lutjanidae: a review. In J. J. Polovina & S. Ralston (Eds.), *Tropical snappers and groupers: biology and fisheries management* (pp. 239–294). Westview Press.
- Hu, N., Bourdeau, P. E., Harlos, C., Liu, Y. & Hollander, J. (2022). Meta-analysis reveals variance in tolerance to climate change across marine trophic levels. *Science of the Total Environment*, 854, 158744. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.158744> / PMid:35245550
- IDEAM. (2009). *Pronóstico de pleamarés y bajamarés costa Caribe colombiana*. Servicio Mareográfico, Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales.
- Lavoie, R. A., Jardine, T. D., Chumchal, M. M., Kidd, K. A., & Campbell, L. M. (2013). Biomagnification of mercury in aquatic food webs: a worldwide meta-analysis. *Environmental Science & Technology*, 47(23), 13385–13394. <https://doi.org/10.1021/es403103t> / PMid:24151937
- Logan, J. M., Rodríguez-Marín, E., Goni, N., Barreiro, S., & Arrizabalaga, H. (2015). Diet of juvenile Atlantic bluefin tuna (*Thunnus thynnus*) in eastern and western Atlantic foraging grounds. *Marine Biology*, 162(2), 341–358. <https://doi.org/10.1007/s00227-014-2586-4>
- Macusi, E. D., Liguez, C. G. O., Macusi, E. S., Liguez, A. K. O. & Digal, L. N. (2022). Factors that influence small-scale fishers' readiness to exit a declining fishery in Davao Gulf, Philippines. *Ocean & Coastal Management*, 230, 106378. <https://doi.org/10.1016/j.ocemoaman.2022.106378>
- Manzanilla-Verde, B., Villegas-Sánchez, C. A., Cabanillas-Terán, N., Castro-Pérez, J. M. y

- Rosas-Luis, R. (2023). Hábitos alimentarios de los pargos de la familia Lutjanidae en el Golfo de México y las costas mexicanas de los océanos Pacífico y Atlántico: Una revisión. *Revista de Biología Marina y Oceanografía*, 58(2), 85-97. <https://dx.doi.org/10.22370/rbmo.2023.58.2.4216> / <https://doi.org/10.1029/93JC00381> / <https://doi.org/10.1029/93JC00125>
- Mumby, P. J., Dahlgren, C. P., Harborne, A. R., Kappel, C. V., Micheli, F., Brumbaugh, D. R. & Gill, A. B. (2006). Fishing, trophic cascades, and the process of grazing on coral reefs. *Science*, 311(5757), 98-101. <https://doi.org/10.1126/science.1121129> / PMid:16400152
- Nagelkerken, I., Van der Velde, G., Gorissen, M. W., Meijer, G. J., Van't Hof, T., & den Hartog, C. (2000). Importance of mangroves, seagrass beds and the shallow coral reef as a nursery for important coral reef fishes, using a visual census technique. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 51(1), 31-44. <https://doi.org/10.1006/ecss.2000.0617>
- Narváez B., J. C., Rueda, M., Viloria M., E. A., Blanco R., J. A., Romero, J. A. y Newmark, F. (2005). *Manual del sistema de información pesquera del INVEMAR: una herramienta para el diseño de sistemas de manejo pesquero* (Serie de documentos generales del INVEMAR No. 18). Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras José Benito Vives de Andréis.
- Navarro Rodríguez, M. del C., Hernández Vázquez, S., Funes Rodríguez, R.y Flores Vargas, R. (2012). Distribución y abundancia de larvas de peces de las familias Haemulidae, Sciaenidae y Carangidae de la plataforma continental de Jalisco y Colima, México. *Boletín del Centro de Investigaciones Biológicas*, 35(1). <https://produccioncientificaluz.org/index.php/boletin/article/view/204>
- Newton, A., Carruthers, T. J. & Icely, J. (2012). The coastal syndromes and hotspots on the coast. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 96, 39-47. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2011.07.012>
- Nystuen, J. A. & Andrade, C. A. (1993). Tracking mesoscale ocean features in the Caribbean Sea using geosat altimetry. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 98(C5), 8389-8394. <https://doi.org/10.1029/93JC00381> / <https://doi.org/10.1029/93JC00125>
- Pauly, D., Christensen, V., Dalsgaard, J., Froese, R. & Torres Jr, F. (1998). Fishing down marine food webs. *Science*, 279(5352), 860-863. <https://doi.org/10.1126/science.279.5352.860> / PMid:9452385
- Pelage, L., Bertrand, A., Siqueira, S. C. W., Araújo, A. C. A. P., Avelino, K. V. A., da Silva, C. L. & Frédou, T. (2023). Fishers' perceptions of global change to inform coastal planning in a data-poor socio-ecological system. *Marine Policy*, 155, 105784. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2023.105784>
- Puga, R., de León, M. E. & Claro, R. (2013). Variabilidad climática y su impacto en la pesquería de langosta espinosa en el Caribe. *Revista de Investigaciones Marinas*, 34(2), 135-148.
- Rabalais, N. N., Turner, R. E., Diaz, R. J., & Justić, D. (2010). Global change and eutrophication of coastal waters. *ICES Journal of Marine Science*, 67(7), 1528-1537. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsq047>
- R Core Team. (2024). *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing. <https://www.R-project.org/>
- Restrepo, J. D., Escobar, G. & Correa, H. (2020). Heavy metal contamination in coastal marine sediments and fish from the Cartagena Bay, Colombia. *Marine Pollution Bulletin*, 161(Pt B), 111744. <https://doi.org/10.1016/j.marpbul.2020.111744>
- Ricaurte-Villota, C. & Bastidas Salamanca, M. L. (Eds.). (2017). *Regionalización oceanográfica: una visión dinámica del Caribe* (Serie de Publicaciones Especiales de INVEMAR No. 14). Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras José Benito Vives De Andréis (INVEMAR).
- Rivas, M. (2023). Cambioclimático y pesca, relación insostenible. Una mirada hacia la gobernanza climática para la sostenibilidad pesquera en Latinoamérica. *InterNaciones*, 10(24), 121-137. <https://doi.org/10.32870/in.vi24.7238>

- Rodríguez, A. M. y Briceño, F. (2023). Factores oceanográficos como moduladores de la biodiversidad en el sistema de surgencia de La Guajira: una revisión sistemática. *Boletín Científico CIOH*, 42(2), 59–70. <https://doi.org/10.26640/22159045.2023.621>
- Rojas, S. G., Paramo, J., Quiroga, S., Cusba, J. y Sanjuan-Muñoz, A. (2024). Hábitos alimentarios del bonito *Euthynnus alleteratus* y la albacora *Thunnus alalunga* (Perciformes, Scombridae) en el Caribe colombiano. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras*, 53(2), 45–66. <https://doi.org/10.25268/bimc.invemar.2024.53.2.1316>
- Salzwedel, H. & Müller, K. (1983). A summary of meteorological data for the bay of Santa Marta, Colombian Caribbean. *Anales del Instituto de Investigaciones Marinas de Punta Betín*, 13, 67–84. <https://doi.org/10.25268/bimc.invemar.1983.13.0.483>
- Santamaría-del-Ángel, E., Millán-Núñez, R. & Cajal Medrano, R. (1992). Efecto de la energía cinética turbulenta sobre la distribución espacial de la clorofila-a en una pequeña laguna costera. *Ciencias Marinas*, 18(4), 1–16. <https://doi.org/10.7773/cm.v18i4.920> / <https://doi.org/10.7773/cm.v18i4.916>
- Scharf, F. S., Juanes, F. & Rountree, R. A. (2000). Predator size-prey size relationships of marine fish predators: interspecific variation and effects of ontogeny and body size on trophic niche breadth. *Marine Ecology Progress Series*, 208, 229–248. <https://doi.org/10.3354/meps208229>
- Stamatopoulos, C. (2002). Sample-based fishery surveys: A technical handbook (FAO Fisheries Technical Paper No. 425). Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- Talisma, K., Al-Emran, M., Rahman, M., Hasan, J., Ferdous, Z., Rohani, M. & Shahjahan, M. (2022). Impacts of heavy metals on early development, growth and reproduction of fish—A review. *Toxicology Reports*, 9, 858–868. <https://doi.org/10.1016/j.toxrep.2022.04.013> / PMid:36561955 PMCid:PMC9764183
- Uribe, E., Etter, A., Luna-Acosta, A., Diazgranados, M., Alonso, D., Chasqui, L., Osorno A., Acosta A., Rodríguez-Rodríguez A., Ricaurte-Villota C., Escobar L. & Giraldo, A. (2022). A comprehensive threat analysis to support the red list of marine and coastal ecosystems of Colombia. *Frontiers in Marine Science*, 9, 962044. <https://doi.org/10.3389/fmars.2022.962044>
- Vasquez-Carrillo, C. & Sullivan Sealey, K. (2021). Biodiversity of Upwelling Coastal Systems of the Southern Caribbean Sea Adjacent to Guajira Peninsula. *Journal of Marine Science and Engineering*, 9(8), 846. <https://doi.org/10.3390/jmse9080846>
- Wang, L., Wang, B., Cen, W., Xu, R., Huang, Y., Zhang, X. & Zhang, Y. (2023). Ecological impacts of the expansion of offshore wind farms on trophic level species of marine food chain. *Journal of Environmental Sciences*, 134, 1–12. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2022.12.013>
- Wang, X., Sato, T., Xing, B. & Tao, S. (2017). Health risks of heavy metals to the general public in China via consumption of vegetables. *Environment International*, 101, 387–395.
- Wu, X. T., Ding, X. X., Jiang, X., Xu, B. D., Zhang, C. L., Ren, Y. P. & Xue, Y. (2019). Variations in the mean trophic level and large fish index of fish community in Haizhou Bay, China. *Ying Yong Sheng Tai Xue Bao*, 30(8), 2829–2836. <https://doi.org/10.13287/j.1001-9332.201908.033>
- Wüst, G. (1964). *Stratification and circulation in the Antillean-Caribbean basins*. Columbia University Press.
- Xu, Y., Huo, X., He, S., Huang, F., Cai, Y. & Peng, J. (2023). Ecological network-based food web dynamic model provides an aquatic population restoration strategy. *Ecological Indicators*, 154, 110735. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2023.110735>
- Yang, T.-Y., Chiang, T.-F. & Liu, W.-H. (2022). Small-scale fishers' catch production in Taiwanese coastal areas. *Marine Policy*, 143, 105182. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2022.105182>
- Zhang, Y., Zhang, C., Xu, B., Ji, Y., Ren, Y. & Xue, Y. (2022). Impacts of trophic interactions on the prediction of spatio-temporal distribution of mid-trophic level fishes. *Ecological Indicators*, 138, 108826. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.108826>