

<https://doi.org/10.15517/hcf0p428>

Pesca recreativa de captura y liberación como herramienta para el monitoreo participativo del recurso pesquero: el caso del Área Marina de Manejo Bahía Santa Elena, Pacífico norte de Costa Rica

Lucía Vargas-Araya^{1,2*};  <https://orcid.org/0000-0003-0904-0183>

Christian Zúñiga^{3,4};  <https://orcid.org/0009-0003-2213-1810>

Mario Espinoza^{1,5};  <https://orcid.org/0000-0002-8355-2411>

1. Centro de Investigación en Ciencias del Mar y Limnología, Universidad de Costa Rica, San Pedro de Montes de Oca, San José, Costa Rica; vargas.lucia1810@gmail.com (*Correspondencia)
2. Posgrado en Gestión Integrada de Áreas Costeras Tropicales, Universidad de Costa Rica, San Pedro de Montes de Oca, San José, Costa Rica
3. Área de Conservación Guanacaste (ACG), Sistema Nacional de Áreas de Conservación (SINAC), Ministerio de Ambiente y Energía (MINAE), Guanacaste, Costa Rica; cristianz@acguanacaste.ac.cr
4. Turismo Ecológico, Universidad de Costa Rica, Guanacaste, Costa Rica
5. Escuela de Biología, Universidad de Costa Rica, San Pedro de Montes de Oca, San José, Costa Rica; marioespinoza-men@gmail.com

Recibido 15-X-2025. Corregido 31-III-2026. Aceptado 10-VII-2026.

ABSTRACT

Catch-and-release fishing as a tool for participatory monitoring of fishery resources: the case of the Santa Elena Bay Marine Management Area, North Pacific of Costa Rica.

Introduction: Marine citizen science expands the spatial and temporal scope of data collection on fishery-relevant species, supporting fisheries management and conservation.

Objective: To determine the composition of fish caught by recreational fishers during participatory monitoring catch and release events in Bahía Santa Elena Marine Management Area (AMM-BSE), North Pacific coast of Costa Rica.

Methods: From 2021 to 2024, seven participatory scientific fishing events were conducted in the AMM-BSE during the upwelling (December to May) and non-upwelling (June to November) seasons. Catches were obtained using rod, reel and artificial lures from mangrove, transitional, and reef zones to compare species composition among habitats and seasons.

Results: A total of 685 individuals from 53 species and 25 families were recorded. Catches were dominated by fish from the families Carangidae (Jacks), Lutjanidae (Snappers), and Balistidae (Triggerfish), which accounted for 82% of the total catch. Although species richness and catch per unit effort did not differ significantly among habitats or seasons, community composition varied by habitat, and some species exhibited distinct size distributions across environments.

Conclusion: The heterogeneous habitats of Bahía Santa Elena support a wide variety of economically important fish species at different life stages. Recreational fishing within a citizen-science framework proved to be an effective method for monitoring fishery resources in protected areas among different types of habitats.

Key words: Costa Rica; fishing; citizen science; catch-and-release; sport fishing; Biological monitoring.



RESUMEN

Introducción: La ciencia ciudadana marina amplía el alcance espacial y temporal de la recolección de datos sobre especies relevantes para la pesca, apoyando la gestión y conservación pesquera.

Objetivo: Determinar la composición de las especies de peces capturadas por pescadores recreativos durante eventos de monitoreo participativo con captura y liberación en el Área Marina de Manejo Bahía Santa Elena (AMMB), costa del Pacífico Norte de Costa Rica.

Métodos: Entre 2021 y 2024, se realizaron siete eventos de pesca científica participativa en el AMMB durante las temporadas de afloramiento (diciembre a mayo) y no afloramiento (junio a noviembre). Las capturas se obtuvieron con caña, carrete y señuelos artificiales en zonas de manglar, zonas de transición y de arrecife para comparar la composición de especies entre hábitats y temporadas.

Resultados: Se registró un total de 685 individuos pertenecientes a 53 especies y 25 familias. Las capturas estuvieron dominadas por peces de las familias Carangidae (jureles), Lutjanidae (pargos) y Balistidae (peces chancho), que representaron el 82% del total. Si bien la riqueza de especies y la captura por unidad de esfuerzo no difirieron significativamente entre hábitats ni estaciones, la composición de la comunidad varió según el hábitat, y algunas especies mostraron distribuciones de tamaño distintas en los diferentes ambientes.

Conclusión: Los hábitats heterogéneos de Bahía Santa Elena albergan una amplia variedad de especies de peces de importancia económica en diferentes etapas de su ciclo de vida. La pesca recreativa, enmarcada en un contexto de ciencia ciudadana, demostró ser un método eficaz para el monitoreo de los recursos pesqueros en áreas protegidas, abarcando distintos tipos de hábitat.

Palabras clave: Costa Rica; pesca; ciencia ciudadana; captura y liberación; pesca deportiva; monitoreo biológico.

INTRODUCCIÓN

El diseño de programas de monitoreo biológico es clave para fortalecer la conservación marina y el manejo pesquero en regiones con datos o información limitada, como suele suceder en zonas tropicales. En muchas de estas zonas, la gestión pesquera enfrenta desafíos importantes debido a la escasa disponibilidad de información sobre especies de interés pesquero y la limitada capacidad institucional para implementar medidas efectivas (Mora et al., 2009). La carencia de datos es especialmente preocupante ante la disminución de muchas poblaciones de peces, como resultado de la sobrepesca, la degradación del hábitat y el cambio climático (De Young, 2007; FAO, 2024). Las áreas marinas protegidas (AMPs), áreas marinas de manejo (AMM) y áreas de pesca responsable (APR) han surgido como herramientas efectivas para preservar elementos de biodiversidad, promover la protección de hábitats esenciales y asegurar los recursos pesqueros (Agardy et al., 2025). Además de facilitar la gestión espacial, estas áreas sirven como plataformas para realizar estudios ecológicos y monitorear el estado del recurso pesquero

(Galzin et al., 2004). Sin embargo, pocos estudios se han enfocado en evaluar la efectividad de áreas de manejo especial (AMP, AMM o APR), sobre todo en regiones tropicales, donde el monitoreo es difícilmente sostenible a largo plazo por falta de recursos (Hoffmann, 2022).

La ciencia ciudadana se ha consolidado como un enfoque participativo que involucra a personas voluntarias en la generación de conocimiento científico (Bela et al., 2016, p. 201; Senabre et al., 2018; Vohland et al., 2021), incluso en AMPs (Gotama et al., 2023; Wendt & Starr, 2009). Este enfoque amplía la cobertura espacial y temporal de la recolección de datos y resulta especialmente útil en contextos con limitaciones de financiamiento y disponibilidad de personal técnico (Gibson et al., 2019; Griffin et al., 2021). Su aplicación en la investigación pesquera tiene particular potencial, ya que los pescadores poseen experiencia práctica y acceso directo a los recursos que se pueden monitorear. Además, su involucramiento puede generar beneficios socioeconómicos (Cigliano et al., 2015; Yochum et al., 2011). Con sus habilidades, conocimientos del medio y con debido entrenamiento, las personas pescadoras pueden generar datos confiables sobre la abundancia,

distribución y estructura poblacional de peces (Bolser et al., 2018; Bonney et al., 2021; Degendorf et al., 2021; Esteves-Dias et al., 2020; Gotama et al., 2023; Starr et al., 2015), que sean verificables científicamente. Por ejemplo, el recurso pesquero se puede monitorear mediante técnicas de pesca recreativa de captura y liberación, que implican devolver al individuo vivo al agua (Griffin et al., 2021; Pinder et al., 2014; Starr et al., 2015) y en torneos de pesca con protocolos estandarizados que permitan aplicar los muestreos de forma consistente (Gibson et al., 2019; Hargrove et al., 2015). La generación de datos por parte de los pescadores recreativos, puede ser particularmente útil en ambientes marinos y estuarinos con baja visibilidad donde otras metodologías, como los censos visuales, resultan limitadas (Harvey et al., 2013).

Los ecosistemas estuarinos tropicales son espacios particularmente relevantes para los peces al actuar como zonas de crianza para diversas especies de importancia pesquera, brindando alimento y refugio a las etapas juveniles, antes de su migración hacia hábitats marinos alejados y en aguas abiertas (Allen et al., 2018; Gillanders et al., 2003). A pesar de su importancia, los ecosistemas estuarinos están subrepresentados en monitoreos e inventarios de especies, parcialmente debido a la baja visibilidad, turbidez o difícil acceso de sus aguas, lo que limita la aplicación de metodologías tradicionales de monitoreo como los censos visuales subacuáticos (Harvey et al., 2013). Esta limitación se traduce en falta de información y potencialmente la subestimación de su rol ecológico, especialmente en regiones donde muchas pesquerías costeras dependen de estas áreas.

Bahía Santa Elena (BSE), ubicada en el Pacífico norte de Costa Rica dentro del Golfo de Santa Elena, es una bahía estuarina de alto valor ecológico y pesquero, caracterizada por un paisaje marino diverso que incluye manglares, fondos blandos, zonas de transición y arrecifes rocosos (SINAC, 2017). La bahía ha sido también identificada como zona de potencial de crianza para peces de importancia comercial

y recreativa (Moser & Shepherd, 2009; SINAC, 2017; Vargas-Araya et al., 2025). Por lo tanto, en 2018 fue declarada Área Marina de Manejo (AMM) mediante el Decreto N.º 41171-MINAE. El plan de manejo del AMM-BSE establece lineamientos de uso pesquero sostenible y protocolos de monitoreo, entre ellos la pesca recreativa con caña y carrete de pesca y liberación como técnica de bajo impacto (Espinoza et al., 2022; SINAC, 2020). El AMM-BSE se encuentra dentro de la región influenciada por el afloramiento costero estacional de Papagayo, un fenómeno oceanográfico que altera periódicamente las condiciones del agua, como la acidez, concentración de oxígeno y la temperatura (Amador et al., 2006; Eisele et al., 2020; Stuhldreier et al., 2015). La composición de especies de peces en la región y cambios en su distribución debido a cambios estacionales ha sido estudiada principalmente en ambientes arrecifales (Arias-Godínez et al., 2021; Beita-Jiménez et al., 2019; Dominici-Arosemena & Bnignoli, 2005; Eisele et al., 2020; Espinoza & Salas, 2005), por lo que los ambientes estuarinos han sido poco estudiados en este contexto. Así, el conocimiento sobre la dinámica de las comunidades pesqueras en ambientes estuarinos de la zona, y en particular del AMM-BSE, sigue siendo limitada. Por lo tanto, es necesario explorar métodos efectivos para fortalecer el monitoreo de peces a largo plazo y la gestión de las áreas protegidas marino-costeras de la zona.

Los objetivos de este estudio fueron i) determinar la composición de las especies en el AMM-BSE mediante la aplicación de un protocolo de monitoreo basado en pesca recreativa de captura y liberación con caña y carrete durante eventos participativos con enfoque de ciencia ciudadana, es decir, en los que participaron múltiples grupos de investigadores y pescadores no científicos, y ii) estimar la variación de dicha composición en tres ambientes (manglar, transición, arrecife) y dos temporadas del año (afloramiento y no afloramiento), y iii) determinar la estructura de tallas para las especies más abundantes.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio: El estudio se realizó en el AMM-BSE, una bahía estuarina de ~728 ha en el Pacífico norte de Costa Rica (Fig. 1), dentro del Área de Conservación Guanacaste y adyacente al Parque Nacional Santa Rosa (SINAC, 2017). La bahía presenta zonas someras (<10 m) en las zona más cercanas a la costa y en la zona interna, y profundidades de hasta 35 m en las zonas medias (Lizano & Alfaro, 2015). En la región interna se localiza un manglar con canales que se inundan en marea alta, y hacia la zona externa predominan manglares dispersos, playas de arena y formaciones rocosas (BIOMARCC-SINAC-GIZ, 2012). Durante la estación lluviosa (mayo-noviembre) pequeños ríos descargan en las zonas interna y media (BIOMARCC-SINAC-GIZ, 2012; BIOMARCC-SINAC-GIZ, 2013), y en la estación seca (diciembre-abril) ocurre el afloramiento

de Papagayo, que enfría y enriquece las aguas (Alfaro & Cortés, 2015; Amador et al., 2006; Pacheco Chaves et al., 2020; Stuhldreier et al., 2015). El plan de manejo delimita cuatro zonas de manejo (Fig. 1). En más del 50% de la bahía (zona de baja y mínima intervención) no se permite realizar ninguna actividad extractiva, mientras que en el resto (~42% del área; zonas de alta y media intervención) estas se restringen al uso de línea de mano, pesca por medio de buceo y pesca recreativa con caña-carrete (SINAC, 2017).

Colecta de datos: Los eventos de monitoreo se denominaron como eventos de pesca científica participativa, pues participaron entre cuatro y siete embarcaciones de pesca recreativa (con licencias nacionales de pesca deportiva/turística). Dichos eventos siguieron el protocolo de monitoreo basado en pesca y liberación con caña y carrete, del Plan de Aprovechamiento

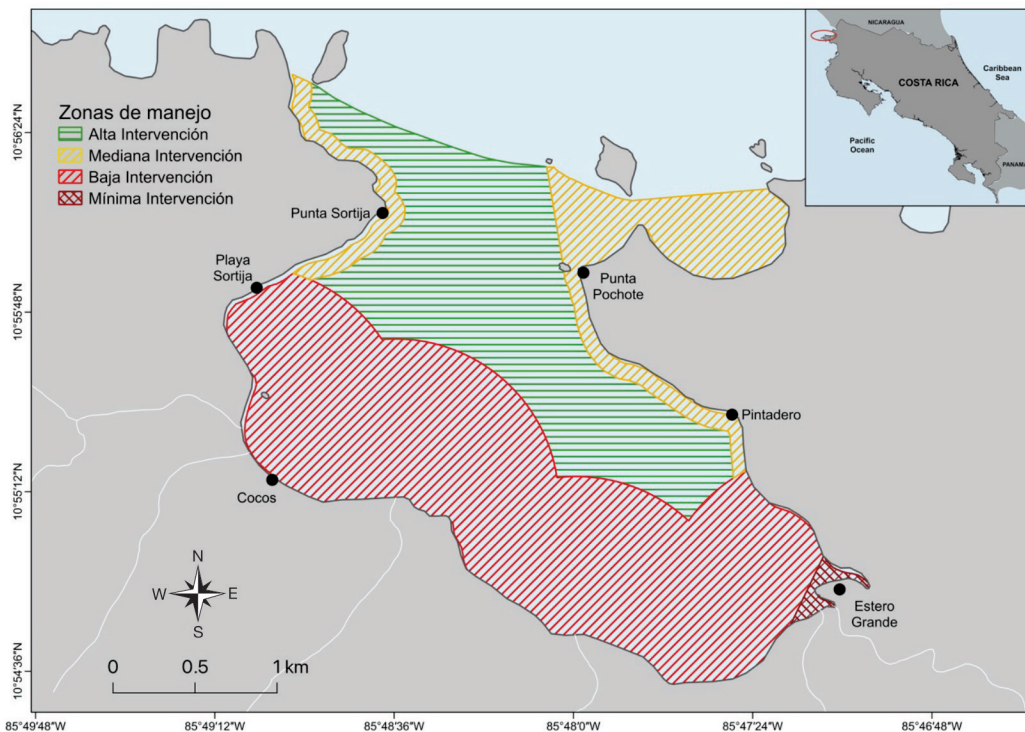


Fig. 1. Mapa de zonificación del Área Marina de Manejo Bahía Santa Elena, Pacífico norte de Costa Rica. Adaptación de SINAC (2017). / **Fig. 1.** Zoning map of the Santa Elena Bay Marine Management Area, North Pacific of Costa Rica. Adapted from SINAC (2017).

del Recurso Pesquero del AMM-BSE (SINAC, 2020). Así, los pescadores usaron una gran variedad de señuelos artificiales de diversos tamaños, como poppers, minnows, y jigs, los cuales contaban con anzuelos triples o “jota” para pescar en aguas superficiales, bajo la línea de superficie, y en aguas de mayor profundidad. Esto permitió la captura de una mayor diversidad de especies y tamaños en los diferentes ambientes disponibles dentro del AMM-BSE. El protocolo se adaptó para facilitar la participación de científicos ciudadanos, es decir, personas no científicas (Vargas-Araya, 2023). Las modificaciones incluyeron la reducción del número de zonas de pesca, la incorporación de nombres puntos de referencia de la bahía en mapas y el establecimiento de normas e incentivos de participación. Cada embarcación

contó con una persona observadora capacitada para supervisar la captura, el manejo, y la toma de datos.

Cada evento de pesca científica tuvo una duración de ~4.5-6 h, con aproximadamente 2 h de esfuerzo de pesca por zona: manglar interno, transición y arrecife externo (Fig. 2). Para efectos del análisis e interpretación de resultados, estas zonas serán referidas como hábitats posteriormente. El horario de inicio de las faenas se ajustó a la marea, procurando que la hora de pesca en el manglar coincidiera con la marea alta, ya fuera al inicio o al final de cada evento. Esto permitió el acceso a los ambientes más someros de la bahía dentro del manglar durante la marea alta. Para cada captura se registró (i) la zona, (ii) la hora, (iii) el nombre del pescador, (iv) la especie y (v) la longitud

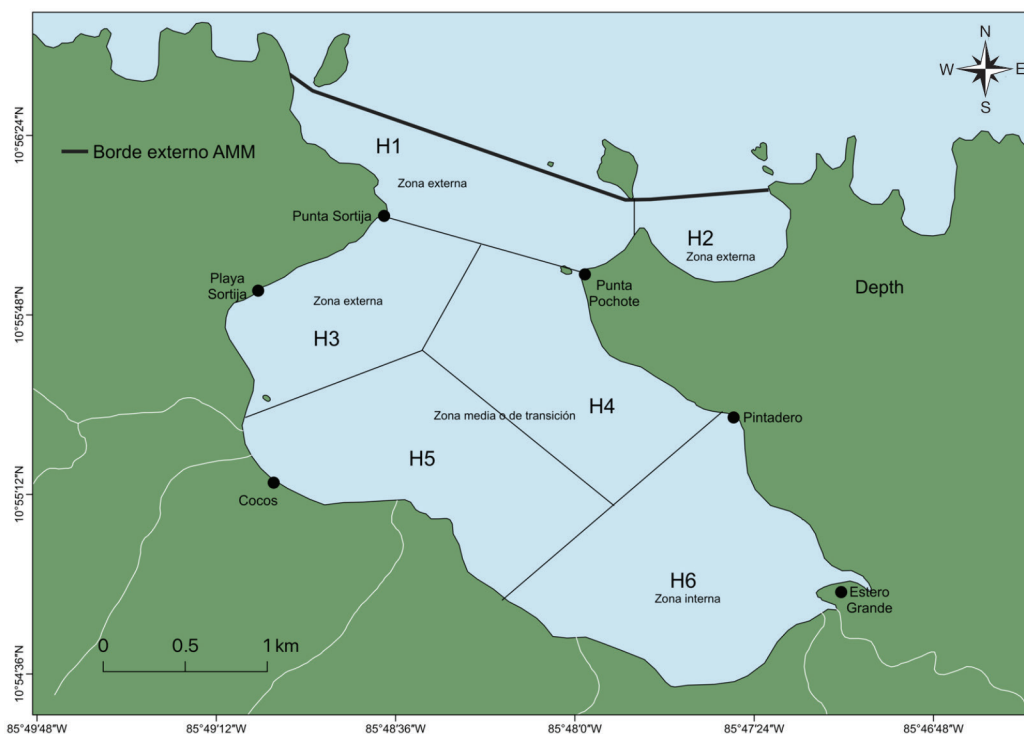


Fig. 2. Mapa de zonificación en el Área Marina de Manejo Bahía Santa Elena, Costa Rica, para reportar ubicaciones de capturas durante los eventos de pesca científica participativa. H = hábitat. H1-H2-H3: Zona externa arrecifal, H4-H5: Zona media o transicional, H6: Zona interna de manglar. / **Fig. 2.** Map of zoning to report catch locations in the Santa Elena Bay Marine Management Area, Costa Rica, during the citizen science fishing events. . H = habitat. H1-H2-H3: Reef external zone, H4-H5: Transitional zone, H6: Internal mangrove zone.



total y de horquilla. En el caso de individuos en que la longitud superara la del ictiómetro, se agregó adicionalmente una cinta métrica para medirlos en su totalidad. Para las especies de mayor interés pesquero de la región (familias Lutjanidae, Serranidae y Centropomidae), se colocó una marca externa plástica (Floy Tag FT-2-94) en la base de la musculatura de la aleta dorsal y se anotó el código de su respectiva marca (MSF1, MSF2). Dado que las variables de ubicación, tiempo y pescador estuvieron controladas por el diseño del estudio (zonas predefinidas y rangos horarios específicos), la validación se enfocó en la identificación taxonómica y la medición de los especímenes. Los datos fueron registrados por observadores entrenados o por la tripulación bajo supervisión de los observadores. La identificación inicial en campo se basó en nombres científicos o comunes. Los nombres comunes se estandarizaron mediante consultas en campo y vía WhatsApp (utilizando fotografías) para contrastar la nomenclatura local con guías especializadas y el criterio de las personas investigadoras. En casos de duda, se aplicó una triangulación basada en fotografías, guías de identificación (Robertson y Allen, 2015) y entrevistas con los pescadores del evento sobre la morfología y talla del individuo. Aquellos registros sin evidencia fotográfica o con ambigüedad persistente se clasificaron como “no identificados” o no se anotó la talla, y se excluyeron de ciertos análisis indicados en la sección de análisis de resultados.

Para minimizar la probabilidad de mortalidad, se utilizaron redes de mano, alicates para retirar anzuelos y recipientes con agua para mantener a los peces durante la manipulación. Los participantes recibieron entrenamiento previo en técnicas de manipulación, marcaje y registro de datos mediante tablas estandarizadas y mapas de zonificación (MSF 1).

Análisis de datos: Se compiló un listado de todas las familias de peces capturados, su abundancia y riqueza específica acumulada. Para cada especie capturada se calculó el número de individuos capturados (abundancia acumulada), la abundancia acumulada relativa (%) y la

frecuencia de ocurrencia (FO). Esta última fue estimada como el porcentaje de eventos en los que estuvo presente la especie. Todos los análisis se realizaron en R v4.3.2 (R Core Team, 2023).

Composición de especies: Se estimó la riqueza acumulada para cada hábitat y se identificaron las cinco especies más dominantes. Para analizar diferencias en composición por hábitat (manglar, transición, arrecife) y la estación del año (afloramiento, no afloramiento) y su interacción, se estimó la riqueza específica como el total de especies, y también se cuantificó la Captura por Unidad de Esfuerzo (CPUE), que se calculó como la suma de la biomasa de la especie por evento dividida entre el esfuerzo pesquero, definido en este estudio como la cantidad total de pescadores del evento por duración del evento en horas.

$$CPUE = \frac{\text{Biomasa (kg)}}{\text{Esfuerzo pesquero (Número de pescadores * Duración(h))}}$$

La biomasa se estimó como el peso total de kilogramos. Primero, se estimó la biomasa de cada individuo capturado y luego se sumó por especie. La biomasa de las especies se estimó a partir de la relación longitud-peso usando la ecuación: Biomasa = $a \times TL^b$. Donde a y b son los coeficientes alométricos específicos para cada especie, obtenidos de Fishbase (Froese & Pauly, 2025) y TL es la longitud total. Los individuos que no se pudieron identificar a nivel de especie ($n = 97$), o que no se midieron ($n = 2$), fueron excluidos de los análisis basados en biomasa.

Para evaluar la influencia del hábitat, la estación del año y su interacción en la riqueza específica y CPUE, se aplicaron modelos lineales mixtos generalizados (GLMM) con año como efecto aleatorio debido a la falta de independencia entre observaciones dentro de un mismo año (Zuur et al., 2009). La variable evento no se incluyó como efecto aleatorio ya que cada evento está asociado a una única estación del año, lo que hacía redundante su incorporación en la estructura del modelo. Para la riqueza específica (variable de conteo), se aplicó un modelo Poisson con un enlace logarítmico,

utilizando el esfuerzo (pescadores x h) como *offset* (en escala log) para considerar el efecto de su variación entre eventos. Este modelo se ejecutó con la función “glmmTMB” del paquete glmmTMB (Brooks et al., 2017). La CPUE (kg x pescador⁻¹ x h⁻¹) y se transformó con log(x+1) para corregir la asimetría de los datos y manejar la presencia de valores cercanos a cero.

$$\text{Riqueza} \sim \text{Hábitat} * \text{Estación del año} + \text{offset}(\log(\text{esfuerzo})) + (1|\text{año})$$

El modelo para la CPUE se analizó con un modelo lineal mixto normal mediante la función “lmer” del paquete lme4 (Bates et al., 2015).

$$\log(\text{CPUE} + 1) \sim \text{Hábitat} * \text{Estación} + (1|\text{año})$$

Los supuestos de cada modelo se verificaron con check_model() del paquete performance (Lüdtke et al., 2021). Las medias marginales se estimaron con el paquete emmeans (Lenth, 2024). Específicamente para el modelo de CPUE, las medias se transformaron de vuelta a la escala de la respuesta original mediante la función “regrid” para su visualización.

Se analizó la estructura de la comunidad de especies reportadas entre hábitats y estaciones mediante un Escalamiento Multidimensional No Métrico (NMDS). Primero se construyó una matriz de comunidad de abundancia de cada especie por combinación de evento y hábitat, excluyendo registros de organismos no identificados. A partir de esta matriz se calculó la disimilitud de Bray-Curtis. Se aplicó un NMDS con dos dimensiones (k = 2) y 100 iteraciones como máximo, empleando la función metaMDS del paquete vegan (Oksanen et al., 2024). Este análisis permitió representar visualmente las similitudes en composición entre eventos de pesca científica.

Para determinar diferencias significativas de la composición entre hábitats, se realizó un análisis de varianza permutacional multivariado (PERMANOVA), con la función “adonis2” del paquete vegan. La proporción de varianza explicada (R²) y los valores de significancia se usaron para determinar la magnitud del efecto.

Para confirmar que las diferencias detectadas reflejaran cambios reales en la composición promedio entre grupos y no simplemente que un grupo fuera más variable o disperso que otro, se evaluó la homogeneidad de la dispersión multivariada con la función “betadisper” del paquete vegan. Este análisis prueba si la variabilidad interna de cada grupo (hábitat) es similar.

Análisis de tallas: Para aquellas especies para las que están determinadas las tallas de madurez sexual por la autoridad pesquera del país (AJDIP/026, 2018), se estimó la longitud total promedio (± DE promedio de captura y reportó el porcentaje de individuos capturados por debajo de las tallas de madurez sexual (TPMS). Para la especie con mayor número de capturas y de importancia pesquera (familias Lutjanidae, *Lutjanus argentiventris*), se analizó de manera descriptiva su distribución de tallas por hábitat mediante histogramas para detectar patrones de distribución según el tamaño de los individuos.

RESULTADOS

Entre octubre del 2021 y octubre del 2024, se realizaron siete eventos de pesca científica bajo un enfoque de ciencia ciudadana en el AMM-BSE. En cada evento participaron entre cuatro y seis embarcaciones, para un total de 20-35 pescadores por evento, los cuales pescaron entre 4.5 y 6.03 horas (Tabla 1). El número de capturas varió entre 73 y 134 individuos por evento.

Composición de las capturas: En total se registraron 684 individuos, correspondientes a 25 familias y 53 especies. Noventa y siete individuos (14%) no se identificaron a nivel de especie (Tabla 2). Las familias con mayor número de capturas fueron Carangidae (jureles; n = 219), Lutjanidae (pargos; n = 183), Balistidae (chanchos; n = 50), Serranidae (cabrillas; n = 44), Belonidae (aguja; n = 37) y Fistulariidae (trompetas; n = 32) (Fig. 3A). En conjunto, estas seis familias representaron cerca del 82% de todas las capturas. Las familias con mayor



Tabla 1

Resumen del esfuerzo de muestreo y capturas totales en los eventos de pesca científica en el Área Marina de Manejo Bahía Santa Elena. / **Table 1.** Summary of sampling effort in the scientific fishing events in the Santa Elena Bay Marine Management Area.

Fecha del evento	Estación	No. embarcaciones	Tiempo pesca (h)	No. pescadores	No. capturas
Octubre 2021	No-afloramiento	5	6.03	20	100
Marzo 2022	Afloramiento	5	4.92	27	85
Agosto 2022	No-afloramiento	4	5.45	23	89
Marzo 2023	Afloramiento	6	5.17	33	130
Octubre 2023	No-afloramiento	6	4.50	32	74
Mayo 2024	Afloramiento	6	5.25	25	72
Octubre 2024	No-afloramiento	6	5.25	35	134

Tabla 2

Lista de especies capturadas mediante técnicas de pesca y liberación con caña y carrete durante eventos participativos de pesca científica entre octubre de 2021 y octubre de 2024 en el Área de Manejo Marino Bahía de Santa Elena, Costa Rica. N: abundancia acumulada; %N: abundancia relativa acumulada; FO: frecuencia de ocurrencia como porcentaje de eventos en que estuvo presente. / **Table 2.** List of species captured using catch-release rod and reel techniques in scientific participatory events between October 2021 and October 2024 in the Santa Elena Bay Marine Management Area, Costa Rica. N: cumulative abundance; %N; cumulative relative abundance; FO: frequency of occurrence as percentage of events where present.

Familia	Especie	N	%N (n = 684)	%FO (n = 7)
Balistidae	<i>Balistes polylepis</i>	6	0.88	71.43
	No identificada	4	0.58	85.71
	<i>Sufflamen verres</i>	40	5.84	85.71
Belonidae	<i>Ablennes hians</i>	2	0.29	28.57
	No identificada	13	1.9	85.71
	<i>Tylosurus fodiator</i>	21	3.07	85.71
	<i>Tylosurus pacificus</i>	1	0.15	14.29
Carangidae	<i>Alectis ciliaris</i>	1	0.15	14.29
	<i>Caranx caballus</i>	36	5.26	85.71
	<i>Caranx caninus</i>	70	10.22	100
	<i>Caranx sexfasciatus</i>	15	2.19	71.43
	<i>Caranx vinctus</i>	1	0.15	14.29
	<i>Euprepocaranx dorsalis</i>	7	1.02	28.57
	<i>Gnathanodon speciosus</i>	2	0.29	28.57
	No identificada	41	5.99	85.71
	<i>Selene</i> sp	2	0.29	14.29
	<i>Selene brevoortii</i>	38	5.55	42.86
	<i>Selene peruviana</i>	6	0.88	14.29
Centropomidae	<i>Centropomus</i> sp	3	0.44	28.57
	<i>Centropomus medius</i>	1	0.15	14.29
	<i>Centropomus robalito</i>	1	0.15	14.29
Chanidae	<i>Chanos chanos</i>	1	0.15	14.29
Cirrhitidae	<i>Cirrhitus rivulatus</i>	5	0.73	71.43
Cyclopsettidae	<i>Syacium</i> sp	1	0.15	14.29

Familia	Especie	N	%N (n = 684)	%FO (n = 7)
Diodontidae	<i>Diodon</i> sp	1	0.15	14.29
	<i>Diodon holocanthus</i>	2	0.29	28.57
	<i>Diodon hystrix</i>	3	0.44	28.57
	No identificada	2	0.29	85.71
Elopidae	<i>Elops affinis</i>	15	2.19	42.86
Ephippidae	<i>Chaetodipterus zonatus</i>	1	0.15	14.29
Fistulariidae	<i>Fistularia</i> sp	4	0.58	14.29
	<i>Fistularia commersonii</i>	28	4.09	85.71
Gerreidae	No identificada	4	0.58	85.71
Haemulidae	<i>Haemulon</i> sp	3	0.44	14.29
	<i>Haemulon flaviguttatum</i>	1	0.15	14.29
	<i>Haemulon maculicauda</i>	3	0.44	14.29
	<i>Haemulon steindachneri</i>	2	0.29	28.57
	<i>Haemulopsis elongatus</i>	14	2.04	42.86
	<i>Haemulopsis leuciscus</i>	1	0.15	14.29
	<i>Microlepidotus brevipinnis</i>	1	0.15	14.29
	No identificada	1	0.15	85.71
Hemiramphidae	<i>Hemiramphus saltator</i>	2	0.29	14.29
Labridae	<i>Halichoeres aestuaricola</i>	1	0.15	14.29
Labrisomidae	No identificada	4	0.58	85.71
Lutjanidae	<i>Lutjanus aratus</i>	25	3.65	85.71
	<i>Lutjanus argentiventris</i>	91	13.28	100
	<i>Lutjanus colorado</i>	32	4.67	85.71
	<i>Lutjanus guttatus</i>	6	0.88	42.86
	<i>Lutjanus jordani</i>	1	0.15	14.29
	<i>Lutjanus novemfasciatus</i>	28	4.09	100
Nematistiidae	<i>Nematistius pectoralis</i>	3	0.44	28.57
No identificada	No identificada	3	0.44	85.71
Pomacentridae	<i>Stegastes acapulcoensis</i>	1	0.15	14.29
Sciaenidae	<i>Cynoscion albus</i>	1	0.15	14.29
Scombridae	<i>Euthynnus lineatus</i>	6	0.88	28.57
	<i>Scomber japonicus</i>	1	0.15	14.29
	<i>Scomberomorus sierra</i>	2	0.29	28.57
Serranidae	<i>Cephalopholis panamensis</i>	19	2.77	85.71
	<i>Epinephelus labriformis</i>	11	1.61	57.14
	<i>Mycteroperca xenarcha</i>	11	1.61	71.43
	No identificada	1	0.15	85.71
	<i>Serranus psittacinus</i>	2	0.29	28.57
Sphyraenidae	<i>Sphyraena ensis</i>	6	0.88	42.86
Synodontidae	<i>Synodus</i> sp	10	1.46	14.29
	<i>Synodus lacertinus</i>	1	0.15	14.29
Tetraodontidae	<i>Arothron hispidus</i>	2	0.29	14.29
	<i>Arothron meleagris</i>	4	0.58	28.57
	<i>Sphoeroides lobatus</i>	6	0.88	57.14
	<i>Sphoeroides rosenblatti</i>	1	0.15	14.29

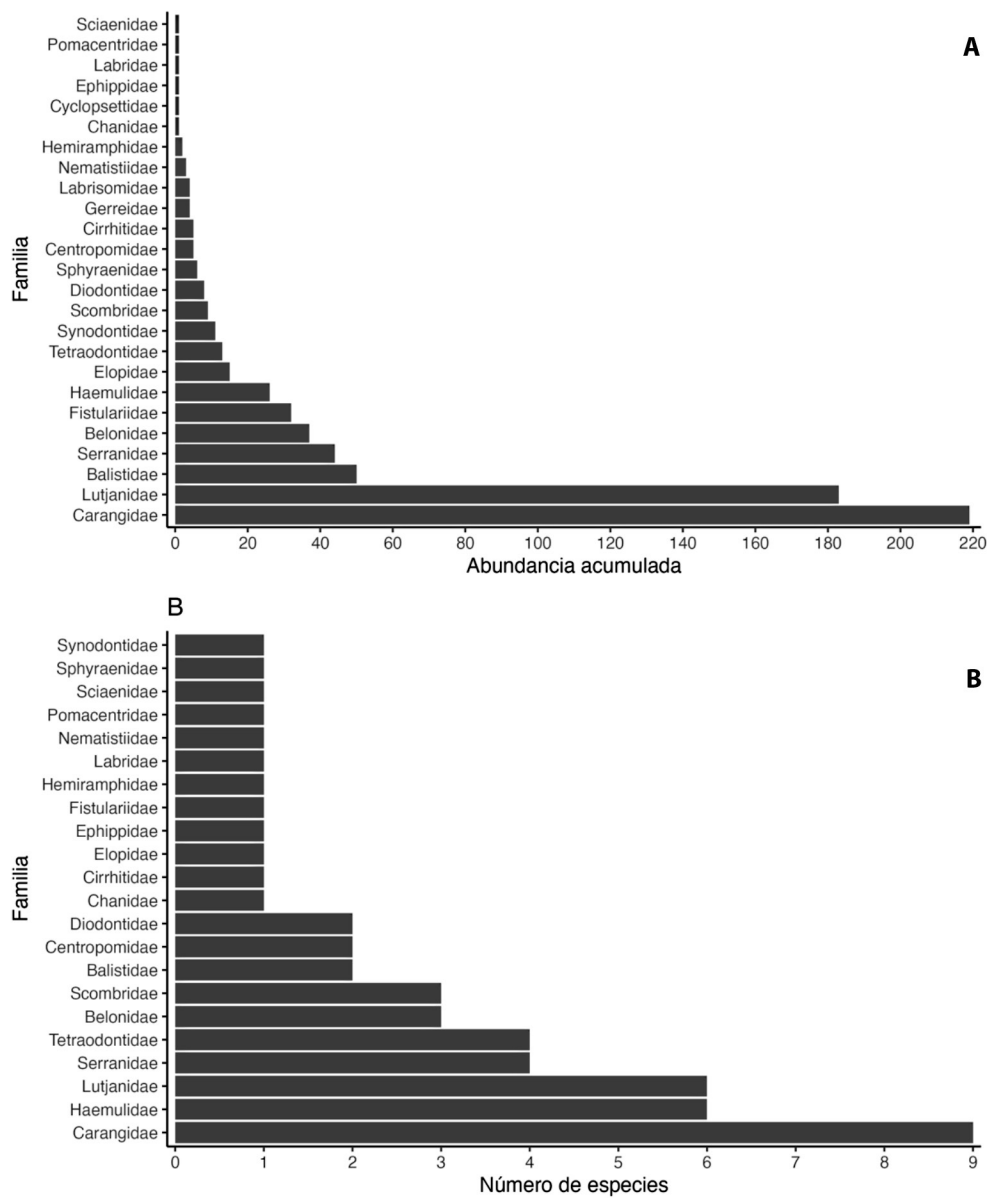


Fig. 3. A. Abundancia acumulada y **B.** Riqueza específica de capturas de peces por familia registradas durante los eventos de pesca científica en el Área Marina de Manejo Bahía Santa Elena. / **Fig. 3. A.** Accumulated abundance and **B.** Specific richness of fish catches per family recorded during scientific fishing events in the Bahía Santa Elena Marina Management Area.

número de especies fueron Carangidae con 9 especies, Haemulidae (roncadores) y Lutjanidae con 6 especies cada una y Tetraodontidae y Serranidae con 4 especies cada una (Fig. 3B). Las seis especies más abundantes fueron *Lutjanus argentiventris* (n= 91), *Caranx caninus*

(70), *Sufflamen verres* (40), *Selene brevoortii* (38), *Caranx caballus* (36) y *Lutjanus colorado* (32) (Tabla 2), que juntas aportaron el 44.82% de las capturas. En términos de frecuencia de ocurrencia (FO), únicamente tres especies estuvieron presentes en el 100% de los eventos

de muestreo: *Caranx caninus*, *L. argentiventris* y *L. novemfasciatus*. Siete especies registraron una FO de 85.7%, es decir, presentes en seis de los siete eventos: *S. verres*, *Tylosurus fodiator*, *C. caballus*, *Fistularia commersonii*, *L. aratus*, *L. colorado* y *Cephalopholis panamensis*. Once especies presentaron frecuencias intermedias (42.9-71.4 % de los eventos), mientras que 32 especies mostraron una FO de 14.3 %, al haber sido registradas en un único evento.

Composición de especies por hábitat y estación: La mayor riqueza acumulada se reportó en el hábitat de arrecife (64.5%; 34 especies), seguido por el hábitat de manglar (32 especies) y el hábitat de transición (31 especies). Las especies dominantes en términos de abundancia acumulada variaron según el hábitat. En el manglar, destacaron *Caranx caninus* y *Lutjanus colorado*; en transición, *L. argentiventris*, *C. caninus* y *Fistularia commersonii*; y en arrecife, *L. argentiventris*, *Sufflamen verres* y *Selene brevoortii* (Fig. 4).

El GLMM para la riqueza específica no mostró efectos estadísticamente significativos de hábitat ($\chi^2 = 5.02$, $df = 2$, $p = 0.08$), estación

($\chi^2 = 0.07$, $df = 1$, $p = 0.78$), ni una interacción entre el hábitat y la estación ($\chi^2 = 4.08$, $df = 2$, $p = 0.13$); Tabla 3, Fig. 5A). Sin embargo, hubo un leve incremento de la riqueza de especies en el arrecife durante la estación de afloramiento (de ~11 a ~15 especies) y una disminución en el hábitat de transición (~10 a ~6 especies) también durante el afloramiento, aunque ambas tendencias aparentes no fueron significativas. La riqueza de especies en el manglar (~10 especies) se mantuvo estable entre estaciones.

Para la CPUE tampoco se detectaron efectos significativos de hábitat (ANOVA tipo III: $F_{2,15} = 1.91$, $p = 0.18$), estación $F_{2,15} = 0.11$, $p = 0.74$, Tabla 3, Fig. 5B), ni de la interacción entre hábitat y estación ($F_{2,15} = 0.24$, $p = 0.79$). La única tendencia aparente fue una CPUE ligeramente menor en el ambiente de transición durante afloramiento y un leve incremento de CPUE en la zona de arrecife durante el afloramiento (0.12 durante no afloramiento a 0.16 kg x pescador⁻¹ x h⁻¹ durante el afloramiento), aunque esta no fue significativa.

El NMDS por estación mostró un traslape importante en la composición de especies entre estaciones, sin evidenciar agrupamientos

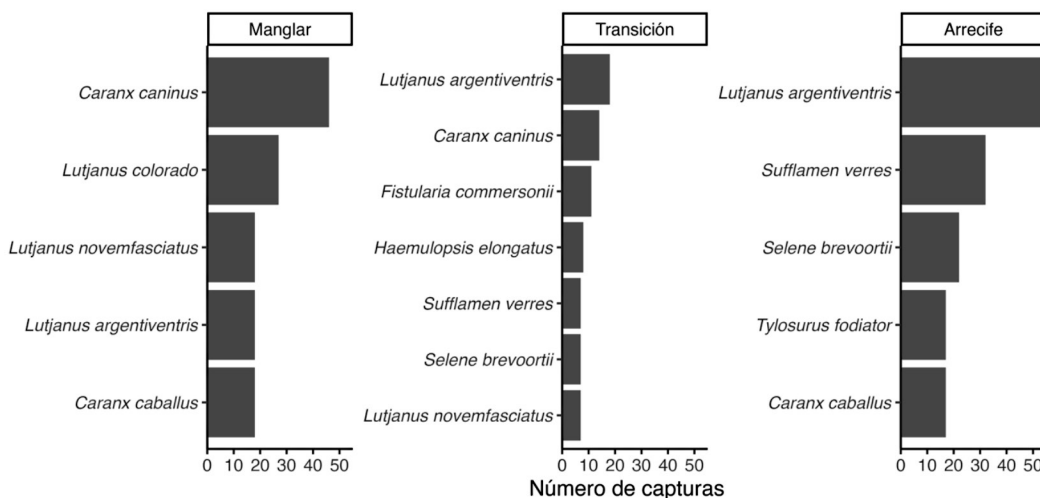


Fig. 4. Número de capturas (abundancia acumulada) de las cinco especies más frecuentes ($n > 5$) por tipo de hábitat (manglar, transición, arrecife) durante los eventos de pesca científica participativa en el Área Marina de Manejo Bahía Santa Elena. / **Fig. 4.** Number of catches (cumulative abundance) of the five most frequent species ($n > 5$) by habitat type (mangrove, transition, reef) during scientific participatory fishing events in the Bahía Santa Elena Marine Management Area.



Tabla 3

Resumen del modelo mixto lineal generalizado utilizado para evaluar el efecto del hábitat y la estación sobre la riqueza de especies de peces y la captura por unidad de esfuerzo (CPUE). / **Table 3.** Summary of the generalized linear mixed model used to assess the effect of habitat and season on fish species richness and catch per unit effort (CPUE).

Riqueza específica	Estimado	EE	z	p
Intercepto (Manglar, No afloramiento)	-2.689	0.16	-16.79	< 0.001***
Transición	-1.86E-11	0.227	0	1
Arrecife	0.098	0.221	0.442	0.659
Afloramiento	0.015	0.243	0.062	0.95
Transición × Afloramiento	-0.457	0.371	-1.233	0.218
Arrecife × Afloramiento	0.308	0.323	0.952	0.341
CPUE	Estimado (log)	EE	t	p
Intercepto (Manglar, No afloramiento)	0.119791	0.0292	4.102	< 0.001***
Transición	-0.040941	0.0413	-0.991	0.337
Arrecife	-0.003768	0.0413	-0.091	0.929
Afloramiento	0.002456	0.0446	0.055	0.957
Transición × Afloramiento	-0.011498	0.0631	-0.182	0.858
Arrecife × Afloramiento	0.030475	0.0631	0.483	0.636

EE: Error estándar. EE: Standard error. Z: valor del estadístico de prueba, p: nivel de significancia estadística. ***Los valores de $p < 0.05$ se consideran estadísticamente significativos.

definidos. En línea con estos resultados, la PERMANOVA no detectó diferencias significativas en la composición de especies entre estaciones ($p > 0.05$ $F = 1.96$, $p = 0.18$)

En contraste, el NMDS por hábitat demostró una separación parcial de las comunidades de peces entre hábitats arrecifales y de manglar, mientras que el hábitat de transición mostró un traslape con ambos (Fig. 6). El PERMANOVA detectó diferencias significativas en la composición de especies entre hábitats ($p = 0.001$), e indicó que el tipo de hábitat explica alrededor del 22% de la variación observada. El análisis de dispersión multivariada mostró diferencias significativas en la variabilidad interna entre hábitats ($p \approx 0.01$), con la zona de transición presentando mayor heterogeneidad en su composición.

Análisis de tallas: Para las cinco especies capturadas cuya talla de madurez sexual ha sido determinada por el Instituto Costarricense de Pesca y Acuicultura (INCOPESCA), la mayoría de los individuos (>83%) se encontró por

debajo de dicho umbral (Tabla 4). El pargo *L. argenteiventris* fue la única especie con suficientes capturas ($n = 90$) para analizar la estructura de tallas segregada por hábitats. El análisis de frecuencia de tallas de *L. argenteiventris* ($n = 90$) muestra una tendencia a tallas menores en la zona interna de manglar, mientras que los individuos más grandes se distribuyeron en el hábitat arrecifal externo (Fig. 7).

DISCUSIÓN

Generar información para determinar la composición de peces de importancia comercial en áreas protegidas y hábitats críticos es clave para informar la planificación espacial y gestión del recurso pesquero. En este estudio se hicieron siete salidas de monitoreo basado en un protocolo con técnicas de pesca y liberación con caña y carrete del Plan de Aprovechamiento Pesquero del AMM-BSE (SINAC, 2020), que se adaptó a eventos participativos de pesca científica con enfoque de ciencia ciudadana tipo torneo. Los resultados evidenciaron (1) el

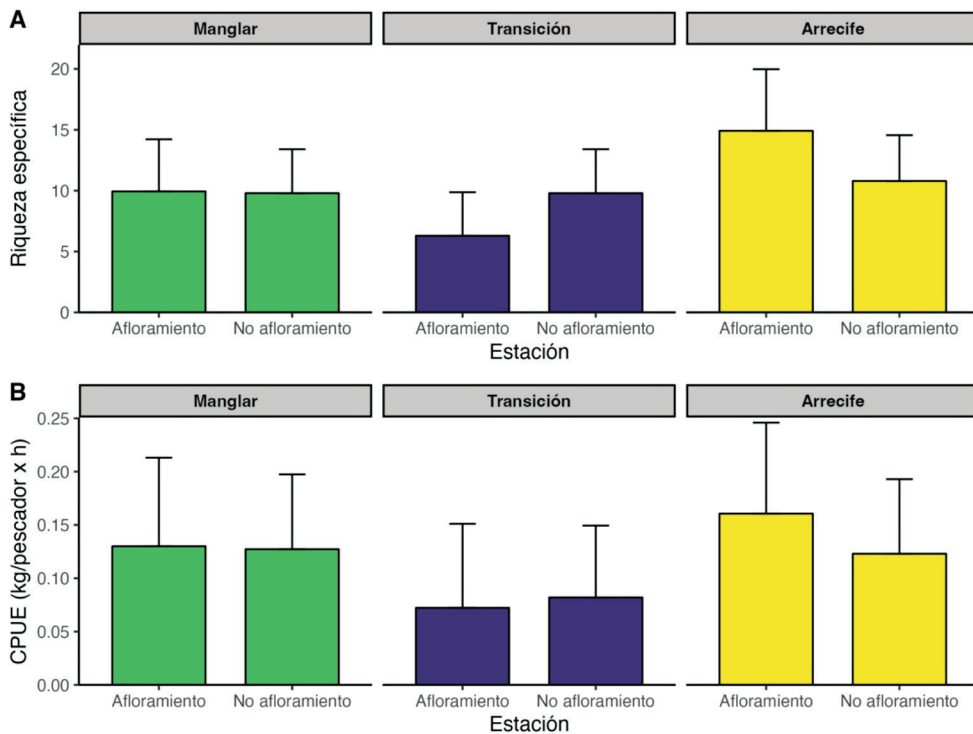


Fig. 5. Resultados de los modelos mixtos para los eventos de pesca científica participativa en el Área Marina de Manejo Bahía Santa Elena. **A.** Riqueza específica ajustada por esfuerzo ($\pm$ IC95%) según hábitat y estación. **B.** Captura por Unidad de Esfuerzo (CPUE; kg por pescador; $\pm$ IC95%) según hábitat y estación. / **Fig. 5.** Results of mixed models for scientific participatory fishing events in the Bahía Santa Elena Marine Management Area. **A.** Species richness adjusted by effort ($\pm$ 95% CI) by habitat and season. **B.** Catch per Unit Effort (CPUE; kg per fisher; $\pm$ 95% CI) by habitat and season.

Tabla 4

Resumen de tallas respecto a las tallas de madurez sexual para especies presentes en la lista de INCOPECSA que determina las tallas de madurez sexual y mínimas de captura legales para Costa Rica (AJDIP/026, 2018). / **Table 4.** Summary of sizes with respect to sexual maturity sizes for species present in the INCOPECSA list that determines the sexual maturity and minimum legal capture sizes for Costa Rica (AJDIP/026, 2018).

Familia	Especie	TPMS (cm)	n	Talla media captura (cm)	% individuos inmaduros
Hemiramphidae	<i>Hemiramphus saltator</i>	27	2	16	100
Lutjanidae	<i>Lutjanus argentiventris</i>	33	90	26.27	88.89
	<i>Lutjanus guttatus</i>	32	6	26.2	83.33
Sciaenidae	<i>Cynoscion albus</i>	55	1	38	100
Sphyraenidae	<i>Sphyraena ensis</i>	43	6	38.67	83.33

TPMS: Talla madurez sexual L50 determinada por INCOPECSA (AJDIP/026, 2018). / TPMS: Sexual maturity size L50 determined by INCOPECSA (AJDIP/026, 2018).

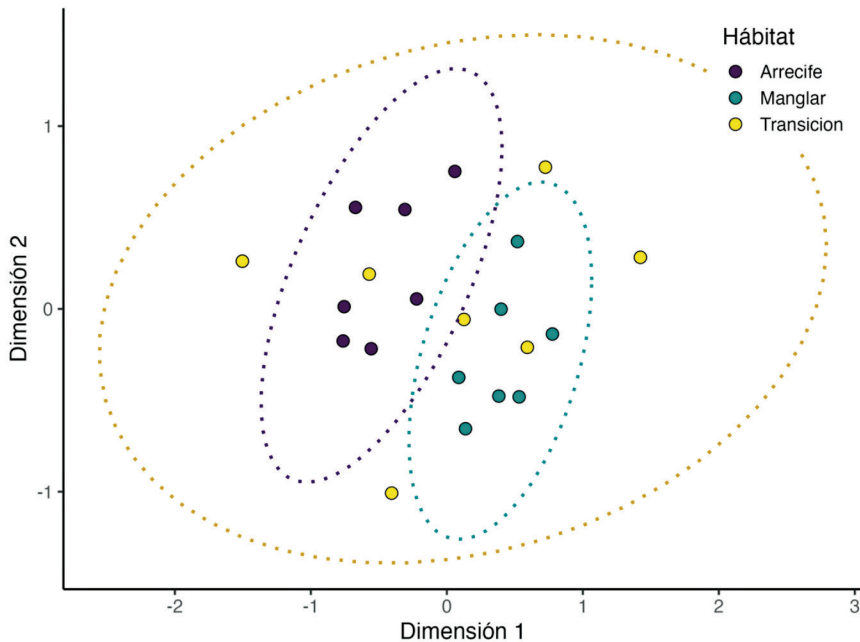


Fig. 6. Análisis NMDS que muestra la separación de conjuntos de peces entre los tres hábitats muestreados en el Área Marina de Manejo Bahía Santa Elena, en el Pacífico norte de Costa Rica. / **Fig. 6.** NMDS analysis showing the separation of fish assemblages between the three sampled habitats in the Bahía Santa Elena Marine Management Area, in the northern Pacific of Costa Rica.

potencial y la efectividad del enfoque de ciencia ciudadana con técnicas de pesca y liberación con caña y carrete en ambientes de baja visibilidad, (2) la alta diversidad de la bahía y la heterogeneidad en la distribución de las diferentes especies en sus distintos hábitats, y (3) el potencial de mantener los monitoreos a largo plazo para detectar cambios temporales y más detallados para las especies de mayor interés.

En el AMM-BSE, diversos estudios han registrado más de 140 especies de peces mediante distintos métodos (Angulo et al., 2021; Arias Zumbado, 2021; Espinoza et al., 2022). Dos de estos estudios fueron realizados en el AMM-BSE y utilizando la misma técnica (caña y carrete) que el actual estudio: Espinoza et al. (2022) reportó 22 especies y 136 individuos en 21 faenas de pesca distribuidas en ocho meses de muestreo, y Arias Zumbado (2021) reportó 32 especies y 314 organismos capturados mediante pesca con caña y carrete en el

AMM-BSE a lo largo de un año de muestreo (12 faenas). Angulo et al. (2021) reportaron 39 especies en pozas intermareales capturadas con redes de mano. En total, nuestro estudio registró 53 especies y 684 individuos, es decir, una mayor diversidad y abundancia que los estudios anteriores. Al igual que en nuestro estudio, las familias Lutjanidae (pargos) y Carangidae (jureles) fueron las más frecuentes en los estudios mencionados, mostrando semejanzas en la composición de especies típicas de este arte de pesca (Arias Zumbado, 2021; Espinoza et al., 2022). La cantidad de datos de este estudio demuestra la efectividad de implementar un monitoreo basado en ciencia ciudadana ya que, con menos eventos de muestreo, se obtuvieron más capturas y una representatividad de más especies.

El muestreo presentó un sesgo hacia especies depredador y tallas capturables por el arte de pesca utilizado, lo que evidencia la necesidad

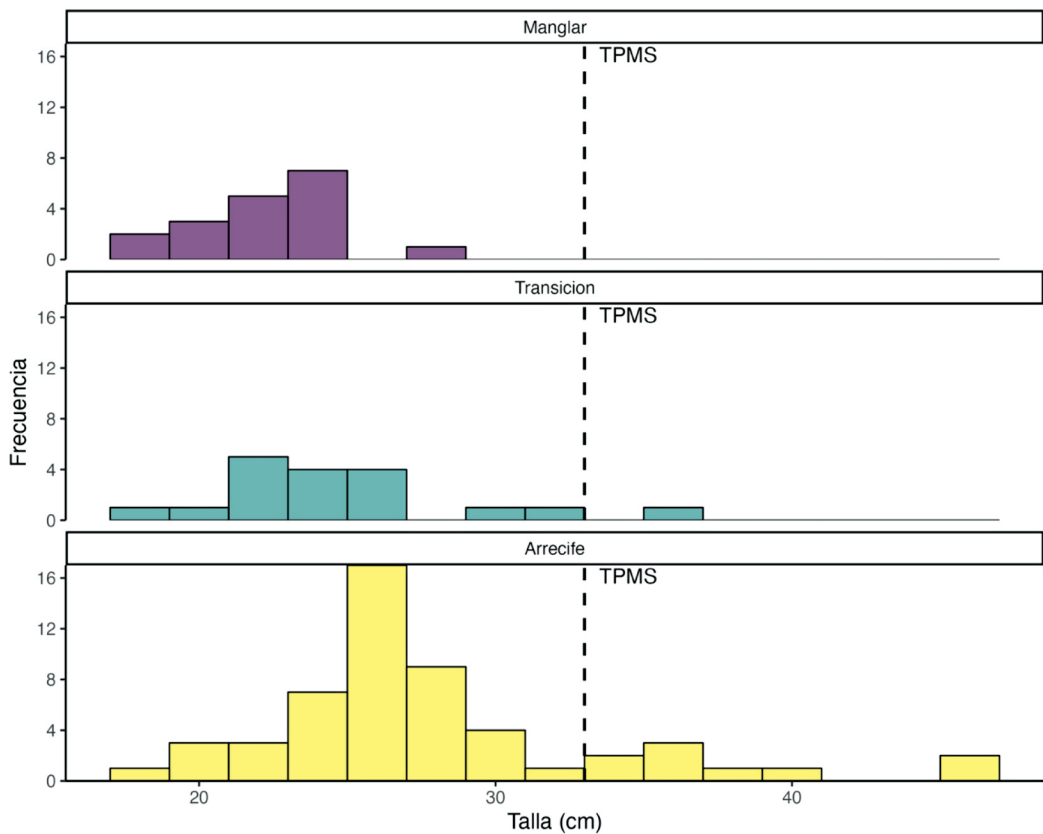


Fig. 7. Distribución de tallas del pargo cola amarilla (*Lutjanus argentiventris*) en los diferentes hábitats presentes en el Área Marina de Manejo Bahía Santa Elena. TPMS: Talla de primera madurez sexual. / **Fig. 7.** Size distribution of yellowtail snapper (*Lutjanus argentiventris*) in the different habitats present in the Santa Elena Bay Marine Management Area. TPMS: Size at maturity.

de utilizar métodos complementarios para tener una mejor estimación de la diversidad (Eisele et al., 2020; Espinoza et al., 2022). Por ejemplo, con cámaras o censos visuales, podrían detectarse individuos más pequeños que no son enganchados con los señuelos normalmente utilizados para pesca recreativa, o más bentónicos y crípticos. Además, con métodos visuales se podrían ver individuos más pelágicos y grandes que no fueron capturados con los señuelos relativamente pequeños que se utilizaron. No obstante, la técnica permitió registrar una alta representatividad de especies costeras asociadas a ambientes estuarinos y arrecifales (Eisele et al., 2020; Espinoza & Salas, 2005; Martínez-Andrade, 2003; Salas et al., 2015). Aunque la

riqueza y la CPUE no variaron significativamente entre hábitats, el análisis multivariado reveló diferencias en la composición de especies y una clara separación entre hábitats de manglar y arrecifales. Las especies dominantes, como los pargos *Lutjanus colorado* y *L. novemfasciatus* se asociaron principalmente al hábitat de manglar, mientras que *L. argentiventris* fue más frecuente en el arrecife, en concordancia con su afinidad por ambientes estuarinos y arrecifales, respectivamente (Hammerschlag-Peyer & Layman, 2010; Martínez-Andrade, 2003). Estos patrones de la composición sugieren que existe una segregación espacial y uso diferencial de hábitat que reducen la competencia (Aschenbrenner et al., 2016; Lear et al., 2021; Orrell et al., 2024),



un proceso esencial para las transiciones ontogenéticas y la persistencia de las poblaciones (Bastos et al., 2022; Gillanders et al., 2003; Takahashi et al., 2020).

En el pargo cola amarilla *L. argentiventrís*, se observó un incremento en el tamaño de los individuos hacia las zonas externas de la bahía, lo que sugiere una migración ontogenética desde áreas internas hacia ambientes arrecifales más profundos, lo cual se ha evidenciado en otros estudios y que recalca la importancia de la conectividad entre diferentes tipos de ambientes (Aburto-Oropeza et al., 2009; Lyons & Schneider, 1990; Ramirez-Martínez et al., 2016; Vega et al., 2015). En especies como *Hemiramphus saltator*, *L. guttatus*, *Cynoscion albus* y *Sphyræna ensis*, la mayoría de las capturas fueron por debajo de la talla de primera madurez (AJDIP/026, 2018). También para otras especies como *L. colorado* y *L. novemfasciatus*, se encontraron tallas por debajo de la talla de madurez sexual según otros estudios (Duncan et al., 2011; Rojas, 1997; Sala et al., 2003; Vega et al., 2015). Sin embargo, será clave continuar con la aplicación del monitoreo para obtener más datos que permitan analizar patrones de distribución de tallas.

El afloramiento estacional puede modificar la estructura de comunidades de peces mediante mecanismos fisiológicos (Brett & Groves, 1979; Fey et al., 2019; Keefer et al., 2009) y cambios en las dinámicas tróficas (Kämpf & Chapman, 2016), aunque sus efectos pueden variar según el hábitat y escala del análisis. En el Golfo de Santa Elena, estudios previos han documentado respuestas variables al afloramiento. En arrecifes, se han observado diferencias en la composición de peces entre estaciones, sugiriendo redistribución de algunas especies entre ambientes (Eisele et al., 2020). A escala de la AMM-BSE, que es un sistema semicerrado y ambientalmente heterogéneo, se han detectado variaciones estacionales en la riqueza de especies (Espinoza et al., 2022). Asimismo, se han reportado cambios aparentes en la biomasa por grupo trófico, con un aumento significativo de planctívoros durante el afloramiento, particularmente en arrecifes (Arias-Zumbado, 2021).

Además, detectaron variaciones estacionales en la riqueza de especies dentro de la bahía, utilizando también pesca y liberación con caña. Cabe destacar que los estudios de Espinoza et al. (2022) y Arias-Zumbado (2021) utilizaron la misma técnica de muestreo que el presente estudio, con un esfuerzo total comparable o menor. En este contexto, la ausencia de diferencias estadísticas y de una estructuración multivariada por estación en nuestros resultados, pese a las tendencias descriptivas hacia mayor riqueza y CPUE durante el afloramiento en el arrecife, similar a Arias-Zumbado (2021) sugiere que el efecto del afloramiento sobre métricas comunitarias es débil o altamente variable entre años, más que una simple limitación del esfuerzo de muestreo.

En cuando a la dinámica temporal, los resultados del NMDS sugieren que la estructura de las comunidad íctica mantiene una estabilidad relativa a escala estacional. No obstante, la alta variabilidad intra-estacional observada podría estar enmascarando posibles patrones más sutiles de recambio en la composición y abundancia de especies. Esta aparente estabilidad contrasta con estudios previos en el AMM-BSE, donde se han documentado cambios de comportamiento y ecológicos significativos vinculados al afloramiento estacional, como el aumento en los rangos de movimiento de *L. colorado* y *L. novemfasciatus* durante el afloramiento (Vargas-Araya et al., 2025) y fluctuaciones en la biomasa de diferentes grupos de peces (Arias-Zumbado, 2021). Dado que mecanismos dependientes de la densidad, como la competencia y la interacción presa-depredador, determinan la selección de hábitat en peces (Bacheler et al., 2019; Erisman et al., 2020), es probable que la detección de la comunidad en los monitoreos esté influenciada por factores ambientales de alta frecuencia que actúan a una escala menor que la estacional. Por ejemplo, mediante datos de telemetría acústica, Tisseaux-Navarro et al. (2024) mostró un aumento en el número de pargos (*L. colorado* y *L. novemfasciatus*) que ingresaban a la zona interna de manglar del AMM-BSE durante la marea alta. Por lo tanto, para futuros análisis

será clave continuar con el monitoreo e integrar variables locales como la marea y el fotoperiodo para distinguir efectivamente las fluctuaciones de corto plazo de las señales estacionales (Dorenbosch et al., 2004; Hartill et al., 2004; Tisseaux-Navarro et al., 2024).

Este estudio demuestra la viabilidad y utilidad de monitoreos participativos en AMPs u otras áreas con manejo espacial basado en el uso de pesca y liberación con caña y carrete. Al igual que en el AMM-BSE, este tipo de monitoreos son capaces de generar datos robustos sobre riqueza, abundancia y biomasa en una gran variedad de hábitats, incluidos aquellos de baja visibilidad (Espinoza et al., 2022; SINAC, 2020). A pesar de las limitaciones en la identificación taxonómica, comunes en la ciencia ciudadana (Austen et al., 2016; Foster-Smith & Evans, 2003; Gibson et al., 2019), la mayoría de las especies relevantes para el manejo fueron correctamente reconocidas. A partir de este estudio se recomienda fortalecer la frecuencia de las capacitaciones en los protocolos del monitoreo, el uso consistente de registros fotográficos de todas las capturas y de herramientas digitales para mejorar la precisión geográfica, y para la creación de bases de datos que permitan cotejar y validar de forma más rápida y eficiente al digitalizar los datos, por ejemplo, iNaturalist. Asimismo, se reconoce que será importante utilizar ictiómetros o cintas de medición de mayor longitud para aquellos individuos grandes, como en el caso de las cornetas (Fistulariidae). La continuidad del monitoreo, junto con la ampliación del tamaño de muestra y la incorporación de métodos complementarios, como monitoreos visuales, con cámaras, entre otros, permitirá evaluar cambios temporales y fortalecer la base científica para el área protegida y la gestión pesquera ecosistémica en la región. El enfoque de ciencia ciudadana, apoyado por observadores e investigadores, demostró potencial de sostenibilidad y utilidad para la evaluación de medidas de manejo, y podría sentar las bases para un programa de marcaje y recaptura colaborativo. En conjunto, los resultados resaltan el valor de integrar diversas técnicas y actores para caracterizar la diversidad íctica,

la estructura de tallas y los patrones espacio-temporales de especies comerciales, aportando información clave para el manejo adaptativo y la conservación en la región.

Declaración de contribución de autoría:

Lucía Vargas, Mario Espinoza y Cristian Zúñiga contribuyeron en la concepción y diseño del estudio, la recopilación de datos, análisis e interpretación de resultados y preparación del manuscrito.

Declaración de ética: Los autores declaran que todos están de acuerdo con esta publicación y que han hecho aportes que justifican su autoría; que no hay conflicto de interés de ningún tipo; y que han cumplido con todos los requisitos y procedimientos éticos y legales pertinentes. Todas las fuentes de financiamiento se detallan plena y claramente en la sección de agradecimientos. El respectivo documento legal firmado se encuentra en los archivos de la revista.

Ver material suplementario
a02v74s2-suppl. 1

AGRADECIMIENTOS

El trabajo de campo no hubiera sido posible sin el apoyo de los tour operadores, empresas y personas voluntarias integrantes de Ciencia Ciudadana Marina Santa Elena (CC-MAR), como Diving Center Cuajiniquil, Snorkeling Cuajiniquil, Zeneira Tours, North Pacific Adventures, Vilara Tours, Pearls Tours, Trending Tours, Ocean Dreams, Turistik Travels, Black Marlin. Gracias a Lissy Ruiz, Christian Zúñiga, Roberto Rojas, Gabriel Sibaja, Fausto Arias, Minor Lara Angulo, Jorge Valerio, Daniela Fuentes, por su rol de organización de los eventos de pesca científica. Restaurante Arrecife y Hacienda Casa del Viento por el espacio para las capacitaciones. Agradecemos al Área de Conservación Guanacaste (ACG-Costa Rica) e Instituto Costarricense de Pesca y Acuicultura (INCOPESCA). Este estudio se realizó bajo el permiso R-ACG-PI-031-2020



y ADENDUM R-SINAC-ACG-PI-033-2020 y R-SINAC-ACG-PI-029-2024. Este proyecto fue apoyado financieramente por el Sistema de Estudios de Posgrado (SEP) de la Universidad de Costa Rica, Guanacaste Dry Forest Conservation Fund, Federación Costarricense de Pesca Turística (FECOP), Costa Rica Wildlife, y patrocinios de proveedores como Tico Souvenirs, Fishing Craft, Top Fishing, Kraken Tienda de Pesca, Jova Lure, JM Lures, Rainforest Publications, Camping Club, Mig Mike, Amstar DMC, Unlimited Vacation Club, Green Baldi, Tico Braid, El Pique, GI Lures, Tico Lures, JFI.

REFERENCIAS

- Aburto-Oropeza, O., Dominguez-Guerrero, I., Cota-Nieto, J., & Plomozo-Lugo, T. (2009). Recruitment and ontogenetic habitat shifts of the yellow snapper (*Lutjanus argentiventris*) in the Gulf of California. *Marine Biology*, 156(12), 2461–2472. <https://doi.org/10.1007/s00227-009-1271-5>
- Agardy, T., Himes-Cornell, A., Bowser, L., & Hoelting, K. (2025). *Documenting biodiversity outcomes in marine fisheries management, A supplemental guide to the FAO handbook on identifying, evaluating, and reporting fisheries-related other effective area-based conservation measures*. FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper, (709). <https://doi.org/10.4060/cd6085en>
- AJDIP/026-2018, del 12 de enero que Establece tallas legales de primera captura (TLPC) respondiendo a las tallas de primera madurez sexual. Costa Rica: Instituto Costarricense de Pesca y Acuicultura. Disponible en: https://pgrweb.go.cr/scij/Busqueda/Normativa/Normas/nrm_texto_completo.aspx?nValor1=1&nValor2=85802
- Alfaro, E. J., & Cortés, J. (2015). Atmospheric forcing of cool subsurface water events in Bahía Culebra, Gulf of Papagayo, Costa Rica. *Revista de Biología Tropical*, 60(6), 173. <https://doi.org/10.15517/rbt.v60i2.20001>
- Allen, R. M., Metaxas, A., & Snelgrove, P. V. R. (2018). Applying Movement Ecology to Marine Animals with Complex Life Cycles. *Annual Review of Marine Science*, 10(1), 19–42. <https://doi.org/10.1146/annurev-marine-121916-063134>
- Amador, J. A., Alfaro, E. J., Lizano, O. G., & Magaña, V. O. (2006). Atmospheric forcing of the eastern tropical Pacific: A review. *Progress in Oceanography*, 69(2–4), 101–142. <https://doi.org/10.1016/j.pocean.2006.03.007>
- Angulo, A., Martínez-Servín, F., Torres-Hernández, E., Domínguez-Domínguez, O., & Cortés, J. (2021). Ictiofauna de la zona intermareal rocosa del Área de Conservación Guanacaste, Pacífico Norte de Costa Rica: Diversidad y aspectos ecológicos y biogeográficos. *Revista de Biología Tropical*, 69(S2), S277–S296. <https://revistas.ucr.ac.cr/index.php/rbt/article/view/48320>
- Arias Zumbado, F. E. (2021). *Caracterización espacial de los vertebrados marinos y su aprovechamiento económico en Bahía Santa Elena, Costa Rica* [Tesis de Maestría]. Universidad Nacional, Costa Rica.
- Arias-Godínez, G., Jiménez, C., Gamboa, C., Cortés, J., Espinoza, M., Beita-Jiménez, A., & Alvarado, J. J. (2021). The effect of coral reef degradation on the trophic structure of reef fishes from Bahía Culebra, North Pacific coast of Costa Rica. *Journal of Coastal Conservation*, 25(1), 1–10. <https://doi.org/10.1007/s11852-021-00802-x>
- Aschenbrenner, A., Hackrad, C. W., & Ferreira, B. P. (2016). Spatial variation in density and size structure indicate habitat selection throughout life stages of two Southwestern Atlantic snappers. *Marine Environmental Research*, 113, 49–55. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2015.10.013>
- Austen, G. E., Bindemann, M., Griffiths, R. A., & Roberts, D. L. (2016). Species identification by experts and non-experts: Comparing images from field guides. *Scientific Reports*, 6(1), 33634. <https://doi.org/10.1038/srep33634>
- Bacheler, N. M., Michelot, T., Cheshire, R. T., & Shertzer, K. W. (2019). Fine-scale movement patterns and behavioral states of gray triggerfish *Balistes capricus* determined from acoustic telemetry and hidden Markov models. *Fisheries Research*, 215, 76–89. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2019.02.014>
- Bastos, R. F., Lippi, D. L., Gaspar, A. L. B., Yogui, G. T., Frédou, T., Garcia, A. M., & Ferreira, B. P. (2022). Ontogeny drives allochthonous trophic support of snappers: Seascape connectivity along the mangrove-seagrass-coral reef continuum of a tropical marine protected area. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 264, 107591. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2021.107591>
- Bates, D., Mächler, M., Bolker, B., & Walker, S. (2015). Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4. *Journal of Statistical Software*, 67(1). <https://doi.org/10.18637/jss.v067.i01>
- Beita-Jiménez, A., Alvarado, J., Mena, S., & Guzmán-Mora, A. (2019). Benefits of protection on reef fish assemblages in a human impacted region in Costa Rica. *Ocean & Coastal Management*, 169, 165–170. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2018.12.023>

- Bela, G., Peltola, T., Young, J. C., Balázs, B., Arpin, I., Pataki, G., Hauck, J., Kelemen, E., Kopperoinen, L., Van Herzele, A., Keune, H., Hecker, S., Suškevičs, M., Roy, H. E., Itkonen, P., Külvik, M., László, M., Basnou, C., Pino, J., & Bonn, A. (2016). Learning and the transformative potential of citizen science: Lessons from the Study of Nature. *Conservation Biology*, 30(5), 990–999. <https://doi.org/10.1111/cobi.12762>
- BIOMARCC-SINAC-GIZ. (2012). *Clasificación sistemas marinos costeros costa pacífica de Costa Rica* (p. 63 págs).
- BIOMARCC-SINAC-GIZ. (2013). *Estudios científicos de hábitat marino costero y situación socioeconómica del Pacífico Norte de Costa Rica* (p. 236 págs).
- Bolser, D. G., Grüss, A., Lopez, M. A., Reed, E. M., Mascareñas-Osorio, I., & Erisman, B. E. (2018). The influence of sample distribution on growth model output for a highly-exploited marine fish, the Gulf Corvina (*Cynoscion othonopterus*). *PeerJ*, 6, e5582. <https://doi.org/10.7717/peerj.5582>
- Bonney, R., Byrd, J., Carmichael, J. T., Cunningham, L., Oremland, L., Shirk, J., & Von Harten, A. (2021). Sea Change: Using Citizen Science to Inform Fisheries Management. *BioScience*, 71(5), 519–530. <https://doi.org/10.1093/biosci/biab016>
- Brett, J. R., & Groves, T. D. D. (1979). 6—Physiological Energetics. In W. S. Hoar, D. J. Randall, & J. R. Brett (Eds.), *Fish Physiology* (Vol. 8, pp. 279–352). Academic Press. [https://doi.org/10.1016/S1546-5098\(08\)60029-1](https://doi.org/10.1016/S1546-5098(08)60029-1)
- Brooks, M. E., Kristensen, K., Benthem, K. J. van, Magnusson, A., Berg, C. W., Nielsen, A., Skaug, H. J., Mächler, M., & Bolker, B. M. (2017). glmmTMB Balances Speed and Flexibility Among Packages for Zero-inflated Generalized Linear Mixed Modeling. *The R Journal*, 9(2), 378–400.
- Cigliano, J. A., Meyer, R., Ballard, H. L., Freitag, A., Phillips, T. B., & Wasser, A. (2015). Making marine and coastal citizen science matter. *Ocean & Coastal Management*, 115, 77–87. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2015.06.012>
- De Young, C. (2007). *Review of the state of world marine capture fisheries management: Pacific Ocean*. Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- Degenford, J. H., Liang, D., Bailey, H., Hoover, A. L., Zarate, P., Azócar, J., Devia, D., Alfaro-Shigueto, J., Mangel, J. C., de Paz, N., Davila, J. Q., Barturen, D. S., Rguez-Baron, J. M., Williard, A. S., Fahy, C., Barbour, N., & Shillinger, G. L. (2021). Using fisheries observation data to develop a predictive species distribution model for endangered sea turtles. *Conservation Science and Practice*, 3(2). <https://doi.org/10.1111/csp2.349>
- Dominici-Arosemena, A., & Bignoli, E. (2005). Community structure of Eastern Pacific reef fishes (Gulf of Papagayo, Costa Rica). *Tecnociencia*, 7(2), 19–41.
- Dorenbosch, M., Verweij, M. C., Nagelkerken, I., Jiddawi, N., & van der Velde, G. (2004). Homing and Daytime Tidal Movements of Juvenile Snappers (Lutjanidae) between Shallow-Water Nursery Habitats in Zanzibar, Western Indian Ocean. *Environmental Biology of Fishes*, 70(3), 203–209. <https://doi.org/10.1023/B:EBFI.0000033336.10737.f5>
- Duncan, N., Ibarra, Z., Hernández, C., García Aguilar, N., Velasco, G., Rodríguez-Ibarra, E., Ibarra, L., Rodríguez Montes de Oca, G., Parra, M., Quintana-Casares, J., Roque, A., & Valle, G. (2011). Maduración del Pargo prieto (*Lutjanus novemfasciatus*) en cautiverio. In *Avances en acuicultura y manejo ambiental* (pp. 39–55).
- Eisele, M. H., Madrigal-Mora, S., & Espinoza, M. (2020). Drivers of reef fish assemblages in an upwelling region from the Eastern Tropical Pacific Ocean. *Journal of Fish Biology*, 98(4), 1074–1090. <https://doi.org/10.1111/jfb.14639>
- Erisman, B. E., Bolser, D. G., Ilich, A., Frasier, K. E., Glaspie, C. N., Moreno, P. T., Dell’Apa, A., de Mutsert, K., Yassin, M. S., Nepal, S., Tang, T., & Sacco, A. E. (2020). A meta-analytical review of the effects of environmental and ecological drivers on the abundance of red snapper (*Lutjanus campechanus*) in the U.S. Gulf of Mexico. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 30, 437–462. <https://doi.org/10.1007/s11160-020-09608-w>
- Espinoza, M., Arias-Zumbado, F., Chaves-Zamora, I., & Fariás-Tafolla, B. (2022). Comparación de cuatro métodos para contar peces en una bahía tropical: El caso del Área Marina de Manejo Bahía Santa Elena en el Pacífico de Costa Rica. *Revista de Biología Tropical*, 70(1), 235–249.
- Espinoza, M., & Salas, E. (2005). Estructura de las comunidades de peces de arrecife en las Islas Catalinas y Playa Ocotol, Pacífico Norte de Costa Rica. *Revista de Biología Tropical*, 53(3–4), 523–536.
- Esteves-Dias, A. C., Cinti, A., Parma, A. M., & Seixas, C. S. (2020). Participatory monitoring of small-scale coastal fisheries in South America: Use of fishers’ knowledge and factors affecting participation. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 30(2), 313–333. <https://doi.org/10.1007/s11160-020-09602-2>
- FAO. (2024). *El estado mundial de la pesca y la acuicultura 2024*. FAO; <https://openknowledge.fao.org/handle/20.500.14283/cd0683es>
- Fey, S. B., Vasseur, D. A., Alujević, K., Kroeker, K. J., Logan, M. L., O’Connor, M. I., Rudolf, V. H. W., DeLong, J. P., Peacor, S., Selden, R. L., Sih, A., & Clusella-Trullas,



- S. (2019). Opportunities for behavioral rescue under rapid environmental change. *Global Change Biology*, 25(9), 3110–3120. <https://doi.org/10.1111/gcb.14712>
- Foster-Smith, J., & Evans, S. M. (2003). The value of marine ecological data collected by volunteers. *Biological Conservation*, 113(2), 199–213. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(02\)00373-7](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(02)00373-7)
- Froese, R., & Pauly, D. (2025). *FishBase*. World Register of Marines Species (WORMS), World Wide Web Electronic Publication. <https://www.fishbase.org>
- Galzin, R., Crec'hriou, R., Lenfant, P., & Planes, S. (2004). Marine protected areas: A laboratory for scientific research. *Revue d'Ecologie (La Terre et La Vie)*, 59, 37–48.
- Gibson, K. J., Streich, M. K., Topping, T. S., & Stunz, G. W. (2019). Utility of citizen science data: A case study in land-based shark fishing. *PLOS One*, 14(12), e0226782. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0226782>
- Gillanders, B., Able, K., Brown, J., Eggleston, D., & Sheridan, P. (2003). Evidence of connectivity between juvenile and adult habitats for mobile marine fauna: An important component of nurseries. *Marine Ecology Progress Series*, 247, 281–295. <https://doi.org/10.3354/meps247281>
- Gotama, R., Stean, S. J., Sparks, L. D., Prasetyo, R., & Sebastian, P. (2023). Citizen science approach for monitoring fish and megafauna assemblages in a remote Marine Protected Area. *Regional Studies in Marine Science*, 64 (38135). <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2023.103058>
- Griffin, L. P., Adam, P.-A., Fordham, G., Curd, G., McGarrigal, C., Narty, C., Nogués, J., Rose-Innes, K., Merwe, D. V., Danylchuk, S. C., Cooke, S. J., & Danylchuk, A. J. (2021). Cooperative monitoring program for a catch-and-release recreational fishery in the Alphonse Island group, Seychelles: From data deficiencies to the foundation for science and management. *Ocean & Coastal Management*, 210, 105681. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2021.105681>
- Hammerschlag-Peyer, C. M., & Layman, C. A. (2010). Intra-population variation in habitat use by two abundant coastal fish species. *Marine Ecology Progress Series*, 415, 211–220. <https://doi.org/10.3354/meps08714>
- Hargrove, J. S., Weyl, O. L. F., Allen, M. S., & Deacon, N. R. (2015). Using Tournament Angler Data to Rapidly Assess the Invasion Status of Alien Sport Fishes (*Micropterus* spp.) in Southern Africa. *PLOS ONE*, 10(6), e0130056. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0130056>
- Hartill, B., Morrison, M., Smith, M., Boubée, J., & Parsons, D. M. (2004). Diurnal and tidal movements of snapper (*Pagrus auratus*, Sparidae) in an estuarine environment. *Marine and Freshwater Research*, 54(8), 931–940. <https://doi.org/10.1071/MF02095>
- Harvey, E., Mclean, D., Frusher, S., Haywood, M., Newman, S., & Williams, A. (2013). *The use of BRUVs as a tool for assessing marine fisheries and ecosystems: A review of the hurdles and potential*.
- Hoffmann, S. (2022). Challenges and opportunities of area-based conservation in reaching biodiversity and sustainability goals. *Biodiversity and Conservation*, 31(2), 325–352. <https://doi.org/10.1007/s10531-021-02340-2>
- Kämpf, J., & Chapman, P. (2016). *Upwelling Systems of the World*. Springer International Publishing. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-42524-5>
- Keefer, M. L., Peery, C. A., & High, B. (2009). Behavioral thermoregulation and associated mortality trade-offs in migrating adult steelhead (*Oncorhynchus mykiss*): Variability among sympatric populations. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 66(10), 1734–1747. <https://doi.org/10.1139/F09-131>
- Lear, K. O., Whitney, N. M., Morris, J. J., & Gleiss, A. C. (2021). Temporal niche partitioning as a novel mechanism promoting co-existence of sympatric predators in marine systems. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 288(1954), 20210816. <https://doi.org/10.1098/rspb.2021.0816>
- Lenth, R. (2024). *emmeans: Estimated Marginal Means, aka Least-Squares Means*. R package version 1.10.1, <https://CRAN.R-project.org/package=emmeans>
- Lizano, R., O. G., & Alfaro, M., E. J. (2015). Dinámica atmosférica y oceánica en algunos sitios del Área de Conservación Guanacaste (ACG), Costa Rica. *Revista de Biología Tropical*, 62(4), 17. <https://doi.org/10.15517/rbt.v62i4.20018>
- Lüdecke, D., Ben-Shachar, M. S., Patil, I., Waggoner, P., & Makowski, D. (2021). performance: An R Package for Assessment, Comparison and Testing of Statistical Models. *Journal of Open Source Software*, 6(60), 3139. <https://doi.org/10.21105/joss.03139>
- Lyons, J., & Schneider, D. W. (1990). Factors influencing fish distribution and community structure in a small coastal river in southwestern Costa Rica. *Hydrobiologia*, 203(1), 1–14. <https://doi.org/10.1007/BF00005608>
- Martinez-Andrade, F. (2003). *A comparison of life histories and ecological aspects among snappers (Pisces: Lutjanidae)* [Ph.D., Louisiana State University and Agricultural and Mechanical College].

- <https://www.proquest.com/docview/305321615/abstract/1F7970AC548F4A84PQ/1>
- Mora, C., Myers, R. A., Coll, M., Libralato, S., Pitcher, T. J., Sumaila, R. U., Zeller, D., Watson, R., Gaston, K. J., & Worm, B. (2009). Management Effectiveness of the World's Marine Fisheries. *PLOS Biology*, 7(6), e1000131. <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.1000131>
- Moser, J., & Shepherd, G. R. (2009). Seasonal Distribution and Movement of Black Sea Bass (*Centropristis striata*) in the Northwest Atlantic as Determined from a Mark-Recapture Experiment. *Journal of Northwest Atlantic Fishery Science*, 40, 17–28. <https://doi.org/10.2960/J.v40.m638>
- Oksanen, J., Simpson, G., Blanchet, F., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P., O'Hara, R., Solymos, P., Stevens, M., Szoecs, E., Wagner, H., Barbour, M., Bedward, M., Bolker, B., Borcard, D., Borman, T., Carvalho, G., Chirico, M., De Caceres, M., ... Weedon, J. (2026). *vegan: Community Ecology Package* (Versión 2.7-3) [Software de R]. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>
- Orrell, D., Sadd, D., Jones, K., Chadwick, K., Simpson, T., Philpott, D., & Hussey, N. (2024). Coexistence, resource partitioning, and fisheries management: A tale of two mesopredators in equatorial waters. *Journal of Fish Biology*, 106(5), 1377–1399. <https://doi.org/10.1111/jfb.15744>
- Pacheco Chaves, B., Alfaro Rodríguez, J., Marín Alpizar, B., & González Rojas, M. (2020). *Caracterización de la pesquería de palangre realizada por la flota costarricense comercial de mediana escala y avanzada dirigida a la captura de especies pelágicas en el Océano Pacífico de Costa Rica*. (No. Documento Técnico N° 28; p. 70). Departamento de Investigación, Incopesca.
- Pinder, A. C., Raghavan, R., & Britton, R. (2014). Efficacy of angler catch data as a population and conservation monitoring tool for the flagship Mahseer fishes (*Tor* spp.) of Southern India. *Aquatic Conservation Marine and Freshwater Ecosystems*, 25(6), 829–838. <https://doi.org/10.1002/aqc.2543>
- R Core Team. (2023). *R: A Language and Environment for Statistical Computing* [Computer Software]. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>.
- Ramirez-Martínez, G. A., Castellanos-Galindo, G. A., & Krumme, U. (2016). Tidal and Diel Patterns in Abundance and Feeding of a Marine-Estuarine-Dependent Fish from Macrotidal Mangrove Creeks in the Tropical Eastern Pacific (Colombia). *Estuaries and Coasts*, 39(4), 1249–1261. <https://doi.org/10.1007/s12237-016-0070-8>
- Robertson, D. R., & G. R. Allen. (2015). *Shorefishes of the Tropical Eastern Pacific online information system*. Version 2.0. Smithsonian Tropical Research Institute, Balboa, Panama.
- Rojas, J. R. (1997). Dieta del “pargo colorado” *Lutjanus colorado* (Pisces: Lutjanidae) en el Golfo de Nicoya, Costa Rica. *Revista de Biología Tropical*, 45(3), 1173–1183.
- Sala, E., Aburto-Oropeza, O., Paredes, G., & Thompson, G. (2003). Spawning aggregations and reproductive behavior of reef fishes in the Gulf of California. *Bulletin Of Marine Science*, 72(1), 103–121.
- Salas, E., Sánchez-Godínez, C., & Montero-Cordero, A. (2015). Peces marinos de la Reserva Biológica Isla del Caño: Estructura de las comunidades de peces de arrecife y lista taxonómica actualizada de los peces costeros. *Revista Biología Tropical*, 63(S1), 97–116.
- Senabre, E., Ferran-Ferrer, N., & Perelló, J. (2018). Participatory design of citizen science experiments. *Comunicar*, 26(54), 29–38. <https://doi.org/10.3916/C54-2018-03>
- SINAC. (2017). *Plan General de Manejo del Sitio de Importancia para la Conservación Bahía* (p. 69). SINAC (Sistema Nacional de Áreas de Conservación).
- SINAC. (2020). *Plan de aprovechamiento de recursos pesqueros del Área Marina de Manejo Bahía Santa Elena, Guanacaste* (p. 56). Sistema Nacional de Áreas de Conservación-Área de Conservación Guanacaste. Guanacaste-Costa Rica.
- Starr, R. M., Wendt, D. E., Barnes, C. L., Marks, C. I., Malone, D., Waltz, G., Schmidt, K. T., Chiu, J., Launer, A. L., Hall, N. C., & Yochum, N. (2015). Variation in Responses of Fishes across Multiple Reserves within a Network of Marine Protected Areas in Temperate Waters. *PLOS One*, 10(3), e0118502. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0118502>
- Stuhldreier, I., Sánchez-Noguera, C., Roth, F., Jiménez, C., Rixen, T., Cortés, J., & Wild, C. (2015). Dynamics in benthic community composition and influencing factors in an upwelling-exposed coral reef on the Pacific coast of Costa Rica. *PeerJ*, 3, e1434. <https://doi.org/10.7717/peerj.1434>
- Takahashi, M., DiBattista, J. D., Jarman, S., Newman, S. J., Wakefield, C. B., Harvey, E. S., & Bunce, M. (2020). Partitioning of diet between species and life history stages of sympatric and cryptic snappers (Lutjanidae) based on DNA metabarcoding. *Scientific Reports*, 10(1), 4319. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-60779-9>
- Tisseaux-Navarro, A., Juárez, B., Vargas-Hernández, J. M., Salazar-Ceciliano, J. P., Cambroner-Solano, S., de Alegría-Arzaburu, A. R., Vargas-Araya, L., Matley, J.,



- Fisk, A. T., & Espinoza, M. (2024). Diurnal and semi-diurnal movements of two commercially important fish in a tropical bay. *Marine Biology*, 171(9), 1–15.
- Vargas Araya, L. (2023). *Residencia, Patrones de Movimiento y Uso de Hábitat de Dos Especies de Pargo (Lutjanidae) en una Bahía Tropical Mediante Monitoreo Acústico y Ciencia Ciudadana*. (Tesis de Maestría), Universidad de Costa Rica.
- Vargas-Araya, L., Matley, J., Fisk, A., & Espinoza, M. (2025). Evidence of shifts in habitat use of two snappers (Lutjanidae) in a tropical estuarine bay subjected to seasonal upwelling. *Marine Ecology Progress Series*, 752, 149–168. <https://doi.org/10.3354/meps14758>
- Vega, Á. J., Robles, Y. A., & Godí, K. (2015). El papel de los manglares como criaderos de pargo (Lutjanidae) en el Golfo de Chiriquí. *Tecnociencia*, 17(2), 83–97.
- Vohland, K., Land-Zandstra, A., Ceccaroni, L., Lemmens, R., Perelló, J., Ponti, M., Samson, R., & Wagenknecht, K. (Eds.). (2021). *The Science of Citizen Science*. Springer International Publishing. <https://doi.org/10.1007/978-3-030-58278-4>
- Wendt, D. E., & Starr, R. M. (2009). Collaborative Research: An Effective Way to Collect Data for Stock Assessments and Evaluate Marine Protected Areas in California. *Marine and Coastal Fisheries*, 1(1), 315–324. <https://doi.org/10.1577/C08-054.1>
- Yochum, N., Starr, R. M., & Wendt, D. E. (2011). Utilizing Fishermen Knowledge and Expertise: Keys to Success for Collaborative Fisheries Research. *Fisheries*, 36(12), 593–605. <https://doi.org/10.1080/03632415.2011.633467>
- Zuur, A. F., Ieno, E. N., Walker, N., Saveliev, A. A., & Smith, G. M. (2009). *Mixed effects models and extensions in ecology with R*. Springer. <https://doi.org/10.1007/978-0-387-87458-6>