






PATRONES ESPACIO-TEMPORALES EN LA ABUNDANCIA  
Y BIOMASA DE PECES LORO (PERCIFORMES: SCARIDAE)  
EN LA COSTA NORTE DE LA REPÚBLICA DOMINICANA**Spatial and temporal patterns in the abundance and biomass of parrotfish  
(Perciformes: Scaridae) along the north coast of the Dominican Republic**Someira Zambrano<sup>1\*</sup>, Aldo Croquer<sup>2</sup>, D. Yasmín Evangelista<sup>3a</sup>, Samuel King<sup>1a</sup>,  
Jonathan Delance<sup>3b</sup> y Daniel Romero-Mujalli<sup>4</sup>

<sup>1</sup>Centro para la Conservación y Ecodesarrollo de la Bahía de Samaná y su Entorno (CEBSE), Av. La Marina, Santa Bárbara de Samaná, 32000, República Dominicana. <sup>a</sup>s.king@samana.org.do,  <https://orcid.org/0009-0001-1644-842X>.

<sup>2</sup>The Nature Conservancy, División del Caribe, Av. Los Próceres #10, Santo Domingo, 10601, República Dominicana. aldo.croquer@tnc.org,  <https://orcid.org/0000-0001-8880-9338>.

<sup>3</sup>Ministerio de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Av. Cayetano Germosén, Ensanche El Pedregal, Santo Domingo, 11107, República Dominicana. <sup>a</sup>dorka.evangelista@ambiente.gob.do,  <https://orcid.org/0000-0002-8125-519X>; <sup>b</sup>jonathan.delance@ambiente.gob.do,  <https://orcid.org/0009-0001-6470-0386>.

<sup>4</sup>Department for Environment Constructions and Design, Institute of Microbiology (IM), University of Applied Sciences and Arts of Southern Switzerland (SUPSI), Mendrisio, 6850, Suiza. daniel.romero@supsi.ch,  <https://orcid.org/0000-0002-7824-8706>.

\*Para correspondencia: s.zambrano@samana.org.do,  <https://orcid.org/0000-0002-3032-3447>.

[Recibido: 23 de abril, 2024. Aceptado: 11 de junio, 2024]

## RESUMEN

Los arrecifes de coral en la República Dominicana han experimentado un declive acelerado debido a una serie de estresores locales y globales. La extracción comercial de peces loros (géneros *Scarus* y *Sparisoma*) ha llevado a la reducción de las poblaciones de estas especies y a la degradación de los arrecifes de coral debido al papel central que tienen estos organismos en el control del crecimiento de algas. En un intento de revertir este problema, las autoridades ambientales establecieron vedas para estas especies en 2017, 2021 y 2023, cada una con una duración de dos años. Sin embargo, la necesidad de líneas base que permitan entender la variabilidad espacial y temporal natural de estas poblaciones, dificulta cualquier intento de evaluación de la efectividad de las regulaciones. En este trabajo se presentan los resultados de un programa de monitoreo orientado a evaluar la variabilidad espacial y temporal de estas especies a lo largo de la costa norte de la República Dominicana. Para ello utilizamos un diseño espacial jerárquicamente anidado cubriendo dos escalas: (1) localidad (cientos de kilómetros) como factor aleatorio con tres niveles (Punta Rucia, Sosúa y Samaná) y sitios anidados (cientos de metros) dentro de localidad, cada uno monitoreado tres veces al año. En cada sitio se monitorearon 5 transectos de 30 x 2 m ubicados en el contorno del arrecife sobre los cuales se estimó la abundancia de peces loro siguiendo el protocolo de AGRRA. Las tendencias temporales de los ensamblajes de peces fueron variables a escala de sitios en 2021 (Permanova,  $gl = 8$ ,  $F = 2.3573$ ,  $p$ -valor = 0.001,  $CV = 19.51$ ) y 2022 (Permanova,  $gl = 4$ ,  $F = 2.7869$ ,  $p$ -valor = 0.001,  $CV = 20.97$ ), indicando que estas especies son altamente dinámicas en espacio y tiempo.



Nuestros resultados resaltan la importancia del entendimiento de la variabilidad espacial y temporal de los peces loro, si se quiere diseñar mejores medidas que ayuden a su efectiva protección en el país.

*Palabras clave:* peces herbívoros, arrecifes de coral, monitoreo, veda, Caribe central.

## ABSTRACT

Coral reefs in the Dominican Republic have declined rapidly due to global and local threats. Commercial extraction of parrotfish (*Scarus* spp. and *Sparisoma* spp.) has potentially led to a rapid reduction in herbivore populations in the DR, and concomitantly a coral reef decline due to the importance of these organisms to control macroalgal growth. To tackle this problem, the Dominican environmental authorities established parrotfish bans in 2017, 2021, and 2023 for two years each. However, the need for baselines to understand the natural spatial and temporal variation of these assemblages hampers any attempt to evaluate the effectiveness of these bans. In this paper, we present the results of a monitoring program to assess spatial and temporal variability of parrotfish assemblages across various spatial scales along the northern coast of the Dominican Republic. For this, we used a nested hierarchical design encompassing two spatial scales: (1) locality (hundreds of km) as a random factor with three levels (Punta Rucia, Sosúa, and Samaná) and (2) sites (hundreds of m) nested in the locality (three reef sites per locality) monitored at least three times a year (*i.e.*, every four months). At each site, five 30x2 m belt transects deployed haphazardly into each reef were monitored to count parrotfish using the AGGRA protocol. Temporal trends of parrotfish assemblages were variable at the scale of sites for 2021 (Permanova,  $df = 8$ ,  $F = 2.3573$ ,  $p$  level = 0.001,  $CV = 19.51$ ) and 2022 (Permanova,  $df = 4$ ,  $F = 2.7869$ ,  $p$  level = 0.001,  $CV = 20.97$ ) further indicating that these assemblages are highly dynamic in space and time. Our results highlight the importance of taking spatial and temporal variability as an essential factor in designing better and more efficient bans to protect herbivorous fish in the Dominican Republic.

*Keywords:* herbivorous fish, coral reefs, monitoring, fish ban, central Caribbean.

## INTRODUCCIÓN

Los arrecifes de coral son los ecosistemas que albergan un mayor número de especies por unidad de área en el planeta (Fisher et al., 2015; Knowlton et al., 2010). A pesar de distribuirse en mares tropicales oligotróficos, se encuentran entre los ecosistemas más productivos, lo que les permite albergar entre 25–30 % de todas las especies marinas (Reaka-Kudla, 2005; Reaka & Lombardi, 2011), además de proveer un sin número de bienes y servicios ecosistémicos a comunidades que viven en áreas costeras en condición de alta vulnerabilidad al cambio climático (Brander et al., 2007; Moberg & Folke, 1999; Woodhead et al., 2019).

Durante las últimas décadas los arrecifes de coral se encuentran experimentando un rápido declive (Álvarez-Filip et al., 2022). Estimaciones conservadoras muestran que actualmente una alta proporción de arrecifes se encuentran degradados. En los próximos 50 años se avizora que casi la totalidad de las áreas coralinas a nivel mundial, y en particular en el Caribe, pueden desaparecer o perder su estructura y función (Hoegh-Guldberg et al., 2018;

Sully et al., 2022). La clave del rápido declive de los arrecifes de coral, es la acelerada mortalidad que se ha venido registrando en los corales formadores de arrecife (Álvarez-Filip et al., 2022; Sully et al., 2022). De acuerdo con la IUCN (2023), estos corales son los que presentan mayor riesgo de extinción, incluso por encima de vertebrados clave como anfibios, reptiles, aves y mamíferos (Carpenter et al., 2008). En el Caribe, estimaciones recientes muestran que aproximadamente el 40% de todas las especies de corales experimentan un alto riesgo de extinción debido principalmente a enfermedades, blanqueamiento y degradación del hábitat (IUCN, 2023).

Si bien la mortandad de los corales formadores de arrecifes es la principal causa de la pérdida de complejidad estructural en los arrecifes del Caribe (*i.e.*, heterogeneidad de hábitats), el problema es catalizado por la extracción de especies clave que cumplen múltiples funciones reguladoras de procesos que son esenciales para el funcionamiento de estos ecosistemas (Bellwood et al., 2019). Por ejemplo, el problema de la sobrepesca, inicialmente de especies comerciales que son depredadores en el arrecife de coral y que controlan las poblaciones de otras especies (Bellwood et al., 2019; Roberts, 1995), y más recientemente sobre especies de peces herbívoros, ha acelerado la transición de estados alternativos desde arrecifes dominados por corales a arrecifes dominados por algas y/u otras especies sésiles que requieren del sustrato para completar sus ciclos de vida (McManus & Polsenberg, 2004; Norström et al., 2009).

En la República Dominicana (RD), como en otros sitios del Caribe, la extracción, comercialización y el consumo ilegal de especies de peces herbívoros de los géneros *Scarus* y *Sparisoma* ha crecido de forma alarmante (Steneck & Torres et al., 2023). Generalmente, estas especies son extraídas del arrecife con trampas o nasas, arpones y trasmallos a lo largo de todo el territorio marino de la RD, en arrecifes coralinos costeros e incluso en sitios alejados de la costa, como en el Banco de la Plata (Sellares-Blasco et al., 2023). En algunos casos, la extracción de peces loro ha dejado de ser una actividad artesanal y de subsistencia, para convertirse en operaciones comerciales de mayor escala.

Como consecuencia, en la actualidad, la mayor parte de las especies que pueden pastar sobre las macroalgas (*e.g.* *Scarus vetula*, *S. guacamaia*, *S. coereleus* y *Sparisoma viride*) han reducido sus poblaciones, y reportes de monitoreo conducidos en la isla desde 2015, muestran una clara predominancia de especies pequeñas (*e.g.* *Scarus iseri*, *S. rubripinne* y *Achaturus* spp.) que generalmente pastorean sobre algas tapete y no sobre otras especies de algas de mayor biomasa (Burkpile et al., 2018, 2019). La falta de control de las algas por peces herbívoros, la eutrofización, las enfermedades coralinas, el blanqueamiento y el aumento en la frecuencia e intensidad de los huracanes han producido la pérdida de coral vivo y biodiversidad, y a la ganancia de macroalgas en los arrecifes a nivel nacional (Croquer et al., 2022; Steneck & Torres, 2023).

En un esfuerzo para proteger las especies de peces loro y el impacto de su extracción en la salud arrecifal, las autoridades ambientales dominicanas han establecido periodos de veda para todo el territorio nacional (2017, 2021 y recientemente en 2023), cada una por dos años, acorde al enfoque precautorio dispuesto en el art. 8 de la Ley 64-00 (Croquer et al., 2022; Steneck & Torres, 2023). Además, se han hecho campañas de concientización presenciales con escuelas y con diferentes actores incluyendo a pescadores, consumidores y miembros de las comunidades.

A pesar del valioso aporte de estas estrategias, aún no queda claro si las mismas han tenido un impacto positivo sobre la recuperación de especies de peces loro claves para el arrecife, en parte por los vacíos de información que efectivamente muestren la variabilidad espacial y temporal natural (*e.g.* estacionalidad reproductiva) de estas especies. En este trabajo se presentan los resultados de un plan de monitoreo de peces herbívoros implementado por miembros de la Red Arrecifal Dominicana con el apoyo financiero y técnico de The Nature Conservancy replicado a lo largo de la costa norte de RD, tres veces al año desde el 2021 hasta el 2022.

## OBJETIVOS

- Estimar la variabilidad espacial y estacional en la abundancia y biomasa de peces loro (familia Scaridae) en la costa norte de la República Dominicana, para informar la toma de decisiones sobre implementación de vedas y otro tipo de regulaciones a nivel nacional.

## MATERIALES Y MÉTODOS

### Área de estudio

El estudio se realizó a lo largo de la costa norte de RD desde Punta Rucia hasta la Bahía de Samaná (Fig. 1). Los sitios de muestreo presentan condiciones diferentes a la costa este y sur, debido a que se encuentra en el frente atlántico. A lo largo de la costa, desde la frontera con Haití, se pueden encontrar formaciones coralinas en zonas donde florecen pastos marinos y manglares (*e.g.* Montecristi), cayos y cordilleras coralinas (*e.g.* Punta Rucia), pequeñas bahías y ensenadas con parches de coral y pavimentos coralinos (*e.g.* Sosúa), áreas influenciadas por aportes de sedimentos de ríos entre Cabarete y Las Terrenas, arrecifes de franja y barreras coralinas (*e.g.* Las Terrenas), zonas de alta energía de oleaje (*e.g.* Las Galeras-Playa Frontón), hasta localidades como la Bahía de Samaná en las que confluyen muchas de las características y los hábitats antes mencionados (Fig. 1; Tabla I).



Figura 1. Localización de los sitios de muestreo en la costa norte de la República Dominicana. De este a oeste, se observan Carriles 1–2 (en Las Galeras); Frontón; Cayo Arena, Ferry, Carenero (Samaná); Cayo Jackson 1–3 (en Las Terrenas); Aeropuerto, Cañón 1–3 (en Sosúa); Barrera 1–3 y Cayo Arena 1–3 (en Punta Rucia).

Tabla I. Ubicación de los sitios de muestreos en la costa norte de República Dominicana.

Localidad	Sitios	Latitud (N)	Longitud (O)
Las Galeras	Carriles 1	19.2856	69.1489
	Carriles 2	19.2749	69.1545
	Frontón	19.2976	69.1493
Bahía de Samaná	Cayo Arena	19.1611	69.2863
	Ferry	19.1625	69.2909
	Carenero	19.1900	69.2951
Las Terrenas	Cayo Jackson 1	19.2958	69.6601
	Cayo Jackson 2	19.2970	69.6620
	Cayo Jackson 3	19.2946	69.6584
Sosúa	Aeropuerto	19.7597	70.5184
	Cañon 1 y 2	19.7548	70.5197
	Cañon 3	19.7551	71.5203
Punta Rucia	Barrera 1	19.8474	71.2658
	Barrera 2	19.8493	71.2646
	Barrera 3	19.8493	71.2646
	Cayo Arena 1	19.8724	71.2995
	Cayo Arena 2	19.8693	71.3041
	Cayo Arena 3	19.8710	71.3046

### *Diseño experimental y muestreo*

Se utilizó un diseño jerárquico anidado, incluyendo dos escalas espaciales: (1) localidades separadas por cientos de kilómetros como factor aleatorio y con tres niveles (Punta Rucia, Sosúa y Samaná), y (2) sitios separados por cientos de metros como factor aleatorio y anidado a localidad con tres niveles (*i.e.* tres sitios/arrecifes por localidad de muestreo) (Fig. 1). Cada uno de los sitios anidados en localidades fueron muestreados tres veces al año, durante el primer, segundo y tercer cuarto del 2021 y del 2022.

### *Muestreo del ensamblaje de peces herbívoros arrecifales*

Para cuantificar la abundancia de peces herbívoros se utilizó el método de censos visuales propuesto por AGRRA (Lang et al., 2010) con algunas modificaciones. Brevemente, en cada arrecife se ubicaron 5 transectos de 30 m de longitud separados al menos 5 m, sobre los cuales se estimó la abundancia de peces a 1 m a cada lado del transecto, formando una banda de observación de 60 m<sup>2</sup> por transecto. Adicionalmente, se estimó la biomasa de peces utilizando las constantes alométricas de ReefBase siguiendo el procedimiento especificado por Agudo-Adriani et al. (2016, 2019). Los transectos se ubicaron de forma paralela a la línea de costa siguiendo el contorno del arrecife en intervalos de profundidad que oscilaron, en la mayoría de las ocasiones, entre 5 y 12 m dependiendo de la extensión del arrecife.

### *Análisis estadísticos*

Los análisis se enfocaron en determinar la variabilidad espacial y temporal de los ensamblajes de peces herbívoros y corroborar si estos patrones eran consistentes para el 2021 y el 2022. Para la exploración de patrones espaciales y temporales, se utilizó un análisis de ordenamiento no métrico (nMDS por sus siglas en inglés) utilizando el índice de Bray-Curtis como métrica de similitud, acompañado con gráficos de sombra para visualizar los cambios espaciales y temporales en la composición y abundancia de especies (Clarke & Warwick, 2001).

Para probar la hipótesis nula de inexistencia de patrones espaciales y temporales, se utilizó un análisis de varianza basado en permutaciones (Permanova, Anderson, 2001; Anderson & Braak, 2003) a partir de una matriz de similitud de Bray-Curtis. Previamente, se corroboró que cada grupo (sitios, y localidades en cada tiempo de muestreo) eran homogéneos en términos de la dispersión de las muestras (transectos) en el espacio de ordenación con la prueba de PermDisp (Anderson & Braak, 2003). El análisis de varianza basado en permutaciones fue seleccionado debido a que es más robusto que el ANOVA cuando se tienen datos no homogéneos en varianza y no requiere que la distribución de los datos se comporte como una distribución normal (Anderson & Walsh, 2013). Finalmente, se realizó una prueba porcentaje de similitud (SIMPER, por sus siglas en inglés) para determinar las especies de peces loro que contribuyen a explicar la variabilidad espacial y temporal observada en los ensamblajes (Clarke & Warwick, 2001).

Adicionalmente, se construyeron histogramas de frecuencias basados en los intervalos de talla previamente establecidos por AGRRA (Lang et al., 2010), con el fin de determinar la estructura de tallas de las especies de peces loro en los arrecifes muestreados y en las localidades geográficas. Los análisis se realizaron en programación R (Team, 2000) y el Primer + Permanova V6 (Clarke & Warwick, 2001).

## RESULTADOS

### *Variabilidad espacial y temporal*

Los ensamblajes de peces loro en los sitios de muestreo de la costa norte de la República Dominicana fueron variables a diferentes escalas espaciales entre los meses de muestreo, siendo esta tendencia consistente durante el 2021 y el 2022. Se encontró que estos ensamblajes fueron significativamente variables a nivel estadístico para la interacción entre sitio anidado en localidad y trimestre del año, tanto para el 2021 (Permanova,  $gl = 8$ ,  $F = 2.4$ ,  $p$ -valor = 0.001,  $CV = 19.51$ ) como para el 2022 (Permanova,  $gl = 4$ ,  $F = 2.8$ ,  $p$ -valor = 0.001,  $CV = 20.97$ ) (Tabla I). Adicionalmente, también se encontró variabilidad estadísticamente significativa a escala de localidades sin importar el trimestre solo en el 2021 (Permanova,  $gl = 4$ ,  $F = 2.5$ ,  $p$ -valor = 0.001,  $CV = 15.6$ ) (Tabla II).

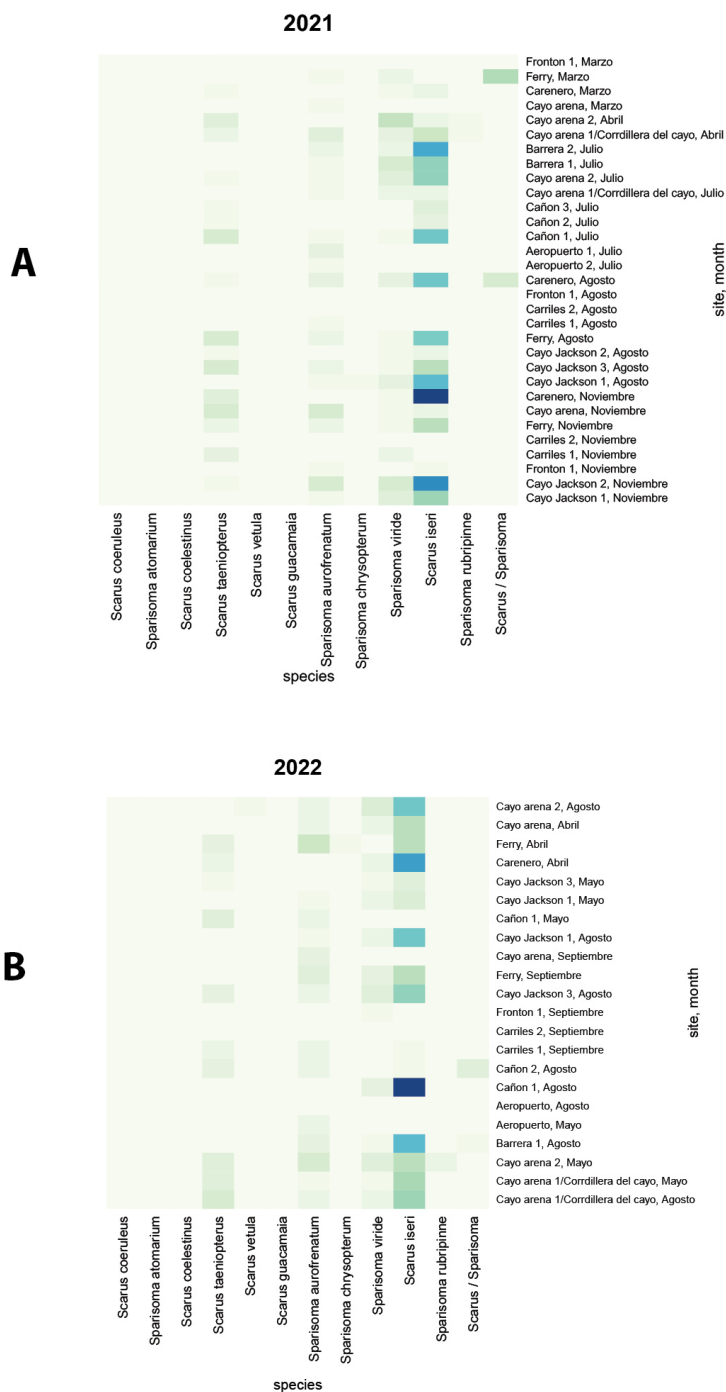


Figura 2. Mapa de calor que muestra diferencias en abundancia (individuos por m<sup>2</sup>) de especies importantes de peces loro en los sitios de estudio. **A)** Abundancia para el año 2021; **B)** abundancia para el año 2022. La celda representa la importancia relativa de cada especie (eje X) para cada uno de los sitios (eje Y), mientras más oscuro el color de la celda, mayor es la abundancia.



Figura 3. Mapa de calor que muestra diferencia en biomasa relativa (gramos por  $m^2$ ) de especies importantes de peces loro en los sitios de estudio. **A)** Biomasa para el año 2021, **B)** biomasa para el año 2022. La celda representa la importancia relativa de cada especie (eje X) para cada uno de los sitios (eje Y), mientras más oscuro el color de la celda, mayor es la biomasa de las especies.



Tabla II. Análisis de permutación de la varianza con base en el índice de Bray-Curtis.

2021							
Fuente de variación	gl	SC	CM	Pseudo-F	P(perm)	Permutaciones únicas	CV
Lo	4	60006	15001	2.4957	0.02	999	15.61818838
Qu	2	25158	12579	3.2129	0.02	998	13.37351137
Si(Lo)	12	75543	6295.2	2.9215	0.001	997	17.9870083
LoxQu**	4	15291	3822.7	0.75255	0.708	999	0
Si(Lo)xQu**	8	40637	5079.6	2.3573	0.001	998	19.51714183
Res	93	2.00E+05	2154.8				33.50415013
Total	123	4.17E+05					
2022							
Fuente de variación	gl	SC	CM	Pseudo-F	P(perm)	Permutaciones únicas	CV
Lo	4	30952	7738	1.535	0.155	999	11.92232675
Qu	1	1936	1936	0.4518	0.709	924	0
Si(Lo)	9	47258	5250.9	4.178	0.001	998	23.27070351
LoxQu**	3	12855	4285.1	1.2234	0.357	998	8.753825921
Si(Lo)xQu**	4	14010	3502.6	2.7869	0.001	997	20.97193483
Res	88	1.11E+05	1256.8				35.08120898
Total	109	2.23E+05					

\*\* = Celdas vacías debido a ausencia de datos para la fuente de variación; Lo = localidad; Qu = Cuatrimestre; Si = sitio; Res = residual, SC = suma de cuadrados, CM = cuadrados medios, CV = coeficiente de variación, GL = grados de libertad.

El análisis de similitud de porcentajes (SIMPER) muestra que la variabilidad en la abundancia de peces loros a escala de sitios anidados en cada localidad de muestreo está determinado por cuatro especies: (1) *Scarus iseri*, (2) *Sparisoma viride*, (3) *Sparisoma aurofrenatum* y (4) *Scarus taeniopterus*, todas éstas explicando más del 70% de la similitud promedio observado para cada combinación de sitios muestreados en diferentes meses de cada año en términos de abundancia (Fig. 2) y biomasa (Fig. 3). Los resultados también muestran la ausencia de especies de peces loros de gran porte como *Scarus coeruleus*, *S. guacamaia* y *S. coelestinus* (Fig. 3).

### Estructura de tallas

En cuanto a la estructura de tallas, los resultados muestran un claro sesgo hacia especies y/o individuos con un tamaño inferior a 10 cm de longitud total (Fig. 4). Específicamente, la mayor proporción de peces loros registrados de forma global en el 2021, se encontraron entre 0–5 y 6–10 cm, mientras que solo una pequeña proporción superó los 21 cm de talla (Fig. 4a). La misma tendencia fue observada en el 2022, donde la mayor proporción de peces se encontró entre 5–10 cm, mientras que solo una menor proporción superó los 21 cm de talla (Fig. 4b). La misma tendencia fue encontrada para todos los sitios en cada cuatrimestre de muestreo.

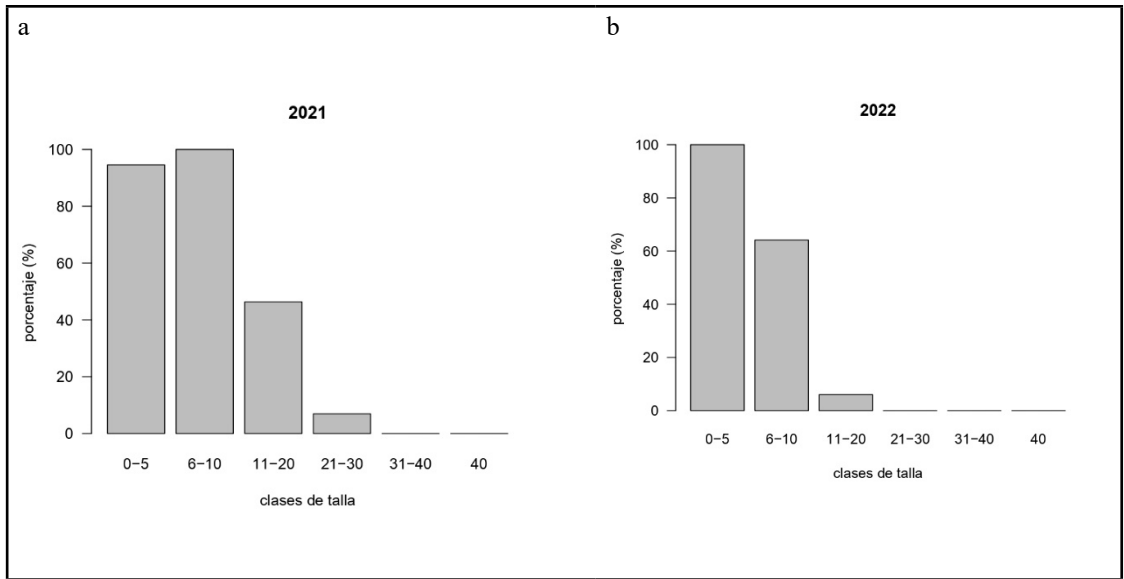


Figura 4. Distribución de frecuencia de tallas del pez loro en los sitios y años de estudio (a-b).

## DISCUSIÓN

Los resultados indican que los ensamblajes de especies de peces loro fueron consistentemente variables entre sitios y localidades durante el 2021 y el 2022. Además, estos ensamblajes estuvieron constituidos predominantemente por especies de tallas medias a pequeñas, mientras que los herbívoros de mayor porte y tamaño no fueron frecuentemente avistados. Incluso, para especies de talla pequeña, la mayoría de los individuos registrados se encontraron en intervalos de talla menores a 10 cm. Estos resultados sugieren que, en la costa norte de la República Dominicana, los ensamblajes de peces herbívoros pueden estar sujetos a diferentes presiones no excluyentes y posiblemente relacionadas. De esta forma, los patrones observados podrían responder a tres factores relacionados: (1) problemas de sobrepesca, (2) problemas de degradación del hábitat y (3) migración de las especies a hábitats más profundos donde la presión de la pesca sea menos intensa.

### *Problemas de sobrepesca*

La predominancia observada de especies de talla pequeña < 10 cm, y la ausencia de las especies de loro más grandes para el Caribe en la mayoría de los sitios muestreados, indica que las especies de peces loro en el país pueden estar sujetas a la sobrepesca. Por ejemplo, de manera específica, especies como *Scarus guacamaia*, *S. coeruleus* y *S. coelestinus* no se observaron en ninguno de los sitios muestreados durante el periodo de estudio; mientras que, especies como *Scarus iseri*, principalmente en estadio juvenil, fue la especie que dominó el ensamblaje de peces loro. En la República Dominicana, la sobrepesca de peces herbívoros ha sido identificada como una de las principales amenazas de pérdida de biodiversidad, estructura y función de los arrecifes de coral que se encuentran sobre el margen costero (Cortes-Useche et al., 2018, 2019; Croquer et al., 2022; Steneck & Torres, 2023), e incluso en zonas remotas como el Banco de La Plata (Sellares-Blasco et al., 2023). Los resultados de nuestro estudio suman a la evidencia sobre la problemática de la sobrepesca de peces herbívoros arrecifales a nivel nacional.

La sobrepesca es una de las principales amenazas que enfrentan los arrecifes modernos, dado que con la extracción no controlada de especies carnívoras y herbívoras clave, se altera directa (*e.g.* cambios en las tramas tróficas) o indirectamente (sobre crecimiento de algas, esponjas y otros organismos bentónicos) la estructura y función de estos ecosistemas (Loh et al., 2015; Roberts, 1995, Valentine & Heck, 2005). En particular, la extracción de especies grandes de peces loro ha producido impactos serios a nivel poblacional y sobre las comunidades de organismos bentónicos que forman los arrecifes en la región del Caribe (Shantz et al., 2020).

Aunque se han realizado intentos valiosos para mitigar el problema a través de la implementación de regulaciones y prohibiciones de extracción de peces herbívoros a nivel nacional, la efectividad de estas vedas no ha podido ser cuantificada de manera adecuada debido a que los cambios espaciales y temporales de los ensamblajes de peces loro se encuentran confundidos con el efecto de la instauración de las vedas. En el futuro, se sugiere que las vedas sean apoyadas con diseños que permitan separar estos efectos, implementando comparaciones sistemáticas antes y después de las vedas a diferentes escalas espaciales y comparando zonas de pesca con zonas de restricción pesquera (*e.g.* Beger et al., 2003; Hall et al., 2023). Los resultados presentados en este estudio ejemplifican que los ensamblajes de peces loro son extremadamente dinámicos en espacio y tiempo, y que, posiblemente, el mejor indicador para medir el éxito sea los cambios en la estructura de tallas/biomasa (Campbell et al., 2018; Ecoutin et al., 2014; Rochet et al., 2003) y no necesariamente cambios en abundancia.

Estudios que han analizado bases de datos históricas en más de 230 sitios del Caribe muestran que, las poblaciones de peces loro tienen un claro sesgo hacia individuos de talla pequeña, con un 70% ubicándose en tamaños menores de 11 cm en áreas que experimentan alta presión de pesca, e incluso 25% en áreas donde la presión de pesca es mínima (Shantz et al., 2020). En experimentos controlados, se ha demostrado que la exclusión de especies de peces loro de tallas grandes, no alteran la tasa de pastoreo sobre las algas, pero la remoción incrementa 4–10 veces la biomasa de algas sobre el arrecife, lo que, a su vez, reduce la supervivencia de especies de coral masivas (Shantz et al., 2020). Adicionalmente, se ha observado que la sobrepesca de estas especies puede alterar procesos clave en el arrecife como el reclutamiento, alterando el curso natural de la sucesión ecológica esperada en la comunidad de algas que promueve el asentamiento de la larva, en especial en áreas de alta sedimentación (Wakwella et al., 2020). Finalmente, se ha observado que la presencia de especies e individuos de mediana talla favorece el reclutamiento coralino (Shantz et al., 2020), lo que indica que la diversidad en tamaños en estas especies es un componente importante para la función de un arrecife (Shantz et al., 2020).

### *Pérdida de herbívora y degradación de hábitat*

Los resultados de este estudio muestran que la comunidad de peces loro es baja en términos de riqueza (número de especies), y además poco equitativa (la mayor abundancia está concentrada en dos a tres especies que dominan la comunidad). Estas especies presentan mandíbulas pequeñas y generalmente se alimentan de algas tapetes, mientras que, las de mayor porte son las que remueven mayor cantidad de algas del arrecife. La ausencia de las grandes especies del género *Scarus* spp., junto a otros factores, puede estar relacionado con la degradación de los arrecifes en la República Dominicana (Sellares-Blasco et al., 2023; Steneck & Torres, 2023).

En la República Dominicana, solo existe un estudio de exclusión experimental de herbívoros con el erizo negro *Diadema antillarum*, en el que se demostró que, en áreas con mayores densidades, la biomasa de algas se redujo de manera significativa, beneficiando el crecimiento de fragmentos de *Acropora cervicornis* trasplantados en áreas de restauración coralina (Cano et al., 2021). Sin embargo, a pesar de que existen estudios correlativos entre cambios y/o poca abundancia de peces loro y el declive de la cobertura coralina (e.g. Steneck & Torres, 2023), en el país no se cuenta con experimentos manipulativos que muestren y asignen causalidad y/o cuantifiquen la magnitud del cambio de las comunidades coralinas asociadas a la extracción de peces herbívoros. En el futuro, estas investigaciones deben ser consideradas como prioritarias.

En ambientes oligotróficos como los que favorecen la formación de arrecifes de coral en aguas tropicales, el control del crecimiento de las algas es un factor evolutivo clave para propiciar las condiciones que favorecen el crecimiento coralino por encima de los procesos de bioerosión (Bellwood et al., 2014; Glynn & Manzello, 2015), en especial en áreas donde la entrada de nutrientes asociados al desarrollo costero está presente (Szmant, 2002). La herbivoría es, por ende, uno de los factores clave que promueven el crecimiento arrecifal (Hughes et al., 2007).

En la República Dominicana, existe una clara tendencia de deterioro de la salud arrecifal, expresada por cambios de fase y transiciones de arrecifes dominados por corales a arrecifes dominados por macroalgas y otros organismos bentónicos (Sellares-Blasco et al., 2023; Steneck & Torres 2023). Diferentes estudios han demostrado que la remoción experimental de peces herbívoros y la sobrepesca tienen un impacto sobre el crecimiento de algas en el arrecife (Burkepile & Hay, 2008, 2009, 2010; McManus et al., 2000; Munsterman et al., 2021). Combinado con otros factores como las enfermedades coralinas, la remoción de herbívoros y/o los cambios en las comunidades de estos organismos, puede contribuir a eventos de mortandad de corales, pérdida de complejidad estructural, alteraciones en la producción de carbonato de calcio y la erosión del hábitat coralino (Álvarez-Filip et al., 2009, 2011, 2022; Estrada-Saldívar et al., 2020; Medellín-Maldonado et al., 2023; Perry & Álvarez-Filip, 2019), es decir, la degradación del estado de salud de los arrecifes a escala regional.

#### *Migración de especies y variabilidad temporal diaria de los ensamblajes de peces*

En los últimos 5 años, organizaciones miembros de la Red Arrecifal Dominicana (RAD) han realizado talleres a nivel nacional con pescadores y miembros de las comunidades locales, para intercambiar ideas sobre las vedas que han sido establecidas por el Estado. Como denominador común, los pescadores muestran su apoyo a vedas parciales y controladas y su rechazo a las vedas totales. Adicionalmente, refieren que la abundancia de loros no se ha reducido de manera drástica, sino que las especies se encuentran en zonas profundas del arrecife durante las horas en que los esfuerzos de monitoreo se realizan.

Si bien este estudio no aborda preguntas relacionadas con el comportamiento migratorio de peces loros y, por ende, los datos que presentamos no permiten hacer inferencias sobre estos aspectos de comportamiento, sí demostramos que existe una alta variabilidad temporal en estos ensamblajes. Por décadas se ha observado que algunas especies de peces loro migran de manera diurna en el arrecife (Ogden & Buckman, 1973; Rooker & Dennis, 1991), y muestran una alta variabilidad espacio temporal en este comportamiento (Davis et al., 2017). El comportamiento

migratorio de estas especies puede estar determinado por defensa de sus territorios, evasión a la depredación, conductas reproductivas, ciclos de luz y lunares (Buckman & Ogden, 1973; Helfman, 1986; Pickholtz et al., 2023). En la actualidad, no existen estudios en la República Dominicana que permitan apoyar o refutar lo que refieren los pescadores. Es por ello que, en el futuro, son imperativos estudios que comparen censos diurnos con censos realizados al atardecer en diferentes sitios y épocas del año.

En resumen, los resultados de este estudio muestran el valor del monitoreo continuo a nivel de sitios y localidades, así como la necesidad de replicarlo en diferentes regiones (costa norte, sur y este). En el futuro, tanto el sector público como el privado deben trabajar en alianzas que permitan el financiamiento a largo plazo de estos programas, de modo que, su valor agregado para el manejo de especies clave, como los peces loro, incremente en el tiempo.

### AGRADECIMIENTOS

Queremos agradecer a las instituciones que han hecho posible la implementación del plan de monitoreo de peces herbívoros arrecifales en la costa norte de la República Dominicana. A The Nature Conservancy y su programa en República Dominicana por el financiamiento y orientación científica. Al Centro para el Ecodesarrollo de la Bahía de Samaná y su Entorno (CEBSE) por facilitar sus instalaciones y prestar apoyo directo con su personal en la logística y ejecución de salidas de campo. A la Red Arrecifal Dominicana por la coordinación interinstitucional entre los miembros. Finalmente, al Ministerio de Medio Ambiente y Recursos Naturales por el apoyo en la permisología, acompañamiento técnico, y tiempo invertido en la revisión del plan de monitoreo.

### REFERENCIAS

- Agudo-Adriani, E. A., Cappelletto, J., Cavada-Blanco, F., & Croquer, A. (2016). Colony geometry and structural complexity of the endangered species *Acropora cervicornis* partly explains the structure of their associated fish assemblage. *PeerJ*, 4, e1861. <https://doi.org/10.7717/peerj.1861>
- Agudo-Adriani, E. A., Cappelletto, J., Cavada-Blanco, F., & Croquer, A. (2019). Structural complexity and benthic cover explain reef-scale variability of fish assemblages in Los Roques National Park, Venezuela. *Frontiers in Marine Science*, 6, 690. <https://doi.org/10.3389/fmars.2019.00690>
- Alvarez-Filip, L., Dulvy, N. K., Gill, J. A., Côté, I. M., & Watkinson, A. R. (2009). Flattening of Caribbean coral reefs: region-wide declines in architectural complexity. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 276(1669), 3019-3025. <https://doi.org/10.1098/rspb.2009.0339>
- Alvarez-Filip, L., Gill, J. A., Dulvy, N. K., Perry, A. L., Watkinson, A. R., & Côté, I. M. (2011). Drivers of region-wide declines in architectural complexity on Caribbean reefs. *Coral reefs*, 30, 1051–1060. <https://doi.org/10.1007/s00338-011-0795-6>

- Alvarez-Filip, L., González-Barrios, F. J., Pérez-Cervantes, E., Molina-Hernández, A., & Estrada-Saldívar, N. (2022). Stony coral tissue loss disease decimated Caribbean coral populations and reshaped reef functionality. *Communications Biology*, 5(1), 440. <https://doi.org/10.1038/s42003-022-03398-6>
- Anderson, M. J. (2001). A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral ecology*, 26(1), 32–46. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2001.01070>
- Anderson, M., & Braak, C. T. (2003). Permutation tests for multi-factorial analysis of variance. *Journal of statistical computation and simulation*, 73(2), 85–113. <https://doi.org/10.1080/00949650215733>
- Anderson, M. J., & Walsh, D. C. (2013). PERMANOVA, ANOSIM, and the Mantel test in the face of heterogeneous dispersions: what null hypothesis are you testing?. *Ecological monographs*, 83(4), 557–574. <https://doi.org/10.1890/12-2010.1>
- Beger, M., Jones, G. P., & Munday, P. L. (2003). Conservation of coral reef biodiversity: a comparison of reserve selection procedures for corals and fishes. *Biological Conservation*, 111(1), 53–62. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(02\)00249-5](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(02)00249-5)
- Bellwood, D. R., Goatley, C. H. R., Brandl, S. J., & Bellwood, O. (2014). Fifty million years of herbivory on coral reefs: fossils, fish and functional innovations. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 281(1781), 20133046. <https://doi.org/10.1098/rspb.2013.3046>
- Bellwood, D. R., Streit, R. P., Brandl, S. J., & Tebbett, S. B. (2019). The meaning of the term ‘function’ in ecology: A coral reef perspective. *Functional Ecology*, 33(6), 948–961. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.13265>
- Brander, L. M., Van Beukering, P., & Cesar, H. S. (2007). The recreational value of coral reefs: a meta-analysis. *Ecological Economics*, 63(1), 209–218. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2006.11.002>
- Buckman, N. S., & Ogden, J. C. (1973). Territorial behavior of the striped parrotfish *Scarus croicensis* Bloch (Scaridae). *Ecology*, 54(6), 1377–1382. <https://doi.org/10.2307/1934202>
- Burkepile, D. E., Adam, T. C., Roycroft, M., Ladd, M. C., Munsterman, K. S., & Ruttenberg, B. I. (2019). Species-specific patterns in corallivory and spongivory among Caribbean parrotfishes. *Coral Reefs*, 38, 417–423. <https://doi.org/10.1007/s00338-019-01808-6>
- Burkepile, D. E., Rasher, D. B., Adam, T. C., Hoey, A. S., & Hay, M. E. (2018). *Functional variation among parrotfishes: Are they complementary or redundant?*. In Hoey, A. S., & Bonaldo, R. M. (Ed.) *Biology of Parrotfishes* (pp. 134–160). CRC Press.
- Burkepile, D. E., & Hay, M. E. (2008). Herbivore species richness and feeding complementarity affect community structure and function on a coral reef. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105(42), 16201–16206. <https://doi.org/10.1073/pnas.080194610>
- Burkepile, D. E., & Hay, M. E. (2009). Nutrient versus herbivore control of macroalgal community development and coral growth on a Caribbean reef. *Marine Ecology Progress Series*, 389, 71–84. <https://doi.org/10.3354/meps08142>

- Burkepile, D. E., & Hay, M. E. (2010). Impact of herbivore identity on algal succession and coral growth on a Caribbean reef. *PloS one*, 5(1), e8963. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0008963>
- Campbell, S. J., Edgar, G. J., Stuart-Smith, R. D., Soler, G., & Bates, A. E. (2018). Fishing-gear restrictions and biomass gains for coral reef fishes in marine protected areas. *Conservation Biology*, 32(2), 401–410. <https://doi.org/10.1111/cobi.12996>
- Cano, I., Sellares-Blasco, R. I., Lefcheck, J. S., Villalpando, M. F., & Croquer, A. (2021). Effects of herbivory by the urchin *Diadema antillarum* on early restoration success of the coral *Acropora cervicornis* in the central Caribbean. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 539, 151541. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2021.151541>
- Carpenter, K. E., Abrar, M., Aeby, G., Aronson, R. B., Banks, S., Bruckner, A., Chiriboga A., Cortés J., Delbeek, J. C., Devantier, L., Edgar G. J., Edwards A. J., Fenner D., Guzmán H. M., Hoeksema, B. W., Hodgson, G., Johan, O., Licuanan, W. Y., Livingstone, S. R., ... & Wood, E. (2008). One-third of reef-building corals face elevated extinction risk from climate change and local impacts. *Science*, 321(5888), 560–563. <https://doi.org/10.1126/science.1159196>
- Clarke, K. R., & Warwick, R. M. (2001). Change in marine communities. *An approach to statistical analysis and interpretation*, 2, 1–168.
- Cortés-Useche, C., Calle-Triviño, J., Sellares-Blasco, R., Luis-Báez, A., & Arias-González, J. E. (2018). An updated checklist of the reef fishes of the Southeastern Reefs Marine Sanctuary of the Dominican Republic. *Revista mexicana de biodiversidad*, 89(2), 382–392. <https://doi.org/10.22201/ib.20078706e.2018.2.2149>
- Cortés-Useche, C., Muñoz-Castillo, A. I., Calle-Triviño, J., Yathiraj, R., & Arias-González, J. E. (2019). Reef condition and protection of coral diversity and evolutionary history in the marine protected areas of Southeastern Dominican Republic. *Regional Studies in Marine Science*, 32, 100893. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2019.100893>
- Croquer, A., Zambrano S., Irazabal, I., & Torres, R. (2022). Factores globales y locales que inciden sobre la degradación de los arrecifes coralinos: una revisión para la República Dominicana. *AULA Revista de Humanidades y Ciencias Sociales*, 68(1), 31–60.
- Davis, K., Carlson, P. M., Lowe, C. G., Warner, R. R., & Caselle, J. E. (2017). Parrotfish movement patterns vary with spatiotemporal scale. *Marine Ecology Progress Series*, 577, 149–164. <https://doi.org/10.3354/meps12174>
- Ecoutin, J. M., Simier, M., Albaret, J. J., Laë, R., Raffray, J., Sadio, O., & de Morais, L. T. (2014). Ecological field experiment of short-term effects of fishing ban on fish assemblages in a tropical estuarine MPA. *Ocean & Coastal Management*, 100, 74–85. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2014.08.009>
- Estrada-Saldívar, N., Molina-Hernández, A., Pérez-Cervantes, E., Medellín-Maldonado, F., González-Barrios, F. J., & Alvarez-Filip, L. (2020). Reef-scale impacts of the stony coral tissue loss disease outbreak. *Coral Reefs*, 39, 861–866. <https://doi.org/10.1007/s00338-020-01949-z>

- Fisher, R., O’Leary, R. A., Low-Choy, S., Mengersen, K., Knowlton, N., Brainard, R. E., & Caley, M. J. (2015). Species richness on coral reefs and the pursuit of convergent global estimates. *Current Biology*, 25(4), 500–505.
- Glynn, P. W., & Manzello, D. P. (2015). Bioerosion and Coral Reef Growth: A Dynamic Balance. In: Birkeland, C. (eds) *Coral Reefs in the Anthropocene*. Springer, Dordrecht. [https://doi.org/10.1007/978-94-017-7249-5\\_4](https://doi.org/10.1007/978-94-017-7249-5_4).
- Hall, A. E., Sievers, K. T., & Kingsford, M. J. (2023). Conservation benefits of no-take marine reserves outweigh modest benefits of partially protected areas for targeted coral reef fishes. *Coral Reefs*, 42(2), 319–333. <https://doi.org/10.1007/s00338-023-02344-0>
- Helfman, G. S. (1986). Fish behavior by day, night and twilight. In Pitcher, T.J. (eds) *The Behaviour of Teleost Fishes*. Springer, Boston, MA. [https://doi.org/10.1007/978-1-4684-8261-4\\_14](https://doi.org/10.1007/978-1-4684-8261-4_14)
- Hoegh-Guldberg, O., Kennedy, E. V., Beyer, H. L., McClennen, C., & Possingham, H. P. (2018). Securing a long-term future for coral reefs. *Trends in Ecology & Evolution*, 33(12), 936–944.
- Hughes, T. P., Rodrigues, M. J., Bellwood, D. R., Ceccarelli, D., Hoegh-Guldberg, O., McCook, L., & Willis, B. (2007). Phase shifts, herbivory, and the resilience of coral reefs to climate change. *Current biology*, 17(4), 360–365.
- IUCN. (2023). The IUCN Red List of Threatened Species. Versión 2023-1. <https://www.iucnredlist.org>. [Revisado en noviembre de 2023].
- Knowlton, N., Brainard, R. E., Fisher, R., Moews, M., Plaisance, L., & Caley, M. J. (2010). Coral reef biodiversity. *Life in the world’s oceans: diversity distribution and abundance*, 65–74.
- Lang, J. C., Marks, K. W., Kramer, P. A., Kramer, P. R., & Ginsburg, R. N. (2010). AGRRA protocols version 5.4. *Atlantic and Gulf Rapid Reef Assessment Program, Florida, USA*, 1–31.
- Loh, T. L., McMurray, S. E., Henkel, T. P., Vicente, J., & Pawlik, J. R. (2015). Indirect effects of overfishing on Caribbean reefs: sponges overgrow reef-building corals. *PeerJ*, 3, e901. <https://doi.org/10.7717/peerj.901>
- McManus, J. W., Menez, L. A., Kesner-Reyes, K. N., Vergara, S. G., & Ablan, M. C. (2000). Coral reef fishing and coral-algal phase shifts: implications for global reef status. *ICES Journal of Marine Science*, 57(3), 572–578. <https://doi.org/10.1006/jmsc.2000.0720>
- McManus, J. W., & Polsenberg, J. F. (2004). Coral-algal phase shifts on coral reefs: ecological and environmental aspects. *Progress in Oceanography*, 60(2–4), 263–279. <https://doi.org/10.1016/j.pocean.2004.02.014>
- Medellín-Maldonado, F., Cruz-Ortega, I., Pérez-Cervantes, E., Norzogaray-López, O., Carricart-Ganivet, J. P., López-Pérez, A., & Alvarez-Filip, L. (2023). Newly deceased Caribbean reef-building corals experience rapid carbonate loss and colonization by endolithic organisms. *Communications Biology*, 6(1), 934.



- Moberg, F., & Folke, C. (1999). Ecological goods and services of coral reef ecosystems. *Ecological economics*, 29(2), 215–233.
- Munsterman, K. S., Allgeier, J. E., Peters, J. R., & Burkepile, D. E. (2021). A view from both ends: shifts in herbivore assemblages impact top-down and bottom-up processes on coral reefs. *Ecosystems*, 24, 1702–1715. <https://doi.org/10.1007/s10021-021-00612-0>
- Norström, A. V., Nyström, M., Lokrantz, J., & Folke, C. (2009). Alternative states on coral reefs: beyond coral–macroalgal phase shifts. *Marine ecology progress series*, 376, 295–306. <https://doi.org/10.3354/meps07815>
- Ogden, J. C., & Buckman, N. S. (1973). Movements, foraging groups, and diurnal migrations of the striped parrotfish *Scarus croicensis* Bloch (Scaridae). *Ecology*, 54(3), 589–596. <https://doi.org/10.2307/1935344>
- Perry, C. T., & Alvarez-Filip, L. (2019). Changing geo-ecological functions of coral reefs in the Anthropocene. *Functional Ecology*, 33(6), 976–988. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.13247>
- Pickholtz, R., Kiflawi, M., Buba, Y., Chaikin, S., Gavriel, T., Lapid, G., Lazarus, M., Malamud, S., Marom, N., Marom, S., Nieger-Rachmilevitz, M., Olsson, K., Perevolotsky, T., Bat-Sheva Rothman, S., Salingrè, S., Shapira, N., Sternbach, B., Wandel, H., & Belmaker, J. (2023). Confronting the ‘nocturnal problem’ in coral reefs: sleeping site selection and cocoon formation in parrotfishes. *Coral Reefs*, 42, 811–825. <https://doi.org/10.1007/s00338-023-02389-1>
- Reaka, M. L., & Lombardi, S. A. (2011). *Hotspots on global coral reefs*. In Zachos, F., Habel, J. (eds) *Biodiversity Hotspots*. Springer, Berlin, Heidelberg. [https://doi.org/10.1007/978-3-642-20992-5\\_24](https://doi.org/10.1007/978-3-642-20992-5_24)
- Reaka-Kudla, M. L. (2005). *Biodiversity of Caribbean coral reefs*. In: Miloslavich, P., and E. Klein (eds.), *Caribbean Marine Biodiversity*, pp. 259–276. Des Tech Publishers, Lancaster, PA.
- Roberts, C. M. (1995). Effects of fishing on the ecosystem structure of coral reefs. *Conservation biology*, 9(5), 988–995. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1995.9051332.x-i1>
- Rochet, M. J., & Trenkel, V. M. (2003). Which community indicators can measure the impact of fishing? A review and proposals. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 60(1), 86–99. <https://doi.org/10.1139/f02-164>
- Rooker, J. R., & Dennis, G. D. (1991). Diel, lunar and seasonal changes in a mangrove fish assemblage off southwestern Puerto Rico. *Bulletin of Marine Science*, 49(3), 684–698.
- Sellares-Blasco, R. I. S., Croquer, A., Villalpando, M. F., Valdez-Trinidad, A., Shamir, O., Delance, J., & Guendulain-García, S. D. (2023). First Quantitative Assessment of Benthic and Fish Assemblages of Silver Bank, Dominican Republic. *Caribbean Journal of Science*, 53(2), 258–272. <https://doi.org/10.18475/cjos.v53i2.a9>

- Shantz, A. A., Ladd, M. C., & Burkepile, D. E. (2020). Overfishing and the ecological impacts of extirpating large parrotfish from Caribbean coral reefs. *Ecological Monographs*, 90(2), e01403. <https://doi.org/10.1002/ecm.1403>
- Steneck, R. S., & Torres, R. (2023). Trends in Dominican Republic Coral Reef Biodiversity 2015–2022. *Diversity*, 15(3), 389. <https://doi.org/10.3390/d15030389>
- Sully, S., Hodgson, G., & van Woesik, R. (2022). Present and future bright and dark spots for coral reefs through climate change. *Global change biology*, 28(15), 4509–4522. <https://doi.org/10.1111/gcb.16083>
- Szmant, A. M. (2002). Nutrient enrichment on coral reefs: is it a major cause of coral reef decline?. *Estuaries*, 25, 743–766. <https://doi.org/10.1007/BF02804903>
- Team, R. C. (2000). R language definition. Vienna, Austria: R foundation for statistical computing, 3(1).
- Valentine, J. F., & Heck, K. L. (2005). Perspective review of the impacts of overfishing on coral reef food web linkages. *Coral Reefs*, 24, 209–213. <https://doi.org/10.1007/s00338-004-0468-9>
- Wakwella, A., Mumby, P. J., & Roff, G. (2020). Sedimentation and overfishing drive changes in early succession and coral recruitment. *Proceedings of the Royal Society B*, 287(1941), 20202575. <https://doi.org/10.1098/rspb.2020.2575>
- Woodhead, A. J., Hicks, C. C., Norström, A. V., Williams, G. J., & Graham, N. A. (2019). Coral reef ecosystem services in the Anthropocene. *Functional Ecology*, 33(6), 1023–1034. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.13331>
- Cómo citar:** Zambrano, S., Croquer, A., Evangelista, D. Y., King, S., Delance, J., & Romero-Mujalli, D. (2024). Patrones espacio-temporales en la abundancia y biomasa de peces loro (Perciformes: Scaridae) en la costa norte de la República Dominicana. *Novitates Caribaea*, (24), 19–36. <https://doi.org/10.33800/nc.vi24.355>