



Robert S. Steneck<sup>1,\*</sup> y Rubén Torres<sup>2</sup>

COMUNICACIÓN

# Tendencias en la Biodiversidad de los Arrecifes de Coral de República Dominicana 2015–2022

<sup>1</sup> Escuela de Ciencias Marinas, Universidad de Maine, Orono, ME 04469, EUA

<sup>2</sup> Reef Check República Dominicana; Jacinto Mañón #20, Edificio Paraíso, apto. 1B, Ensanche Paraíso, Santo Domingo, 11005, República Dominicana

\* Correspondencia: [steneck@maine.edu](mailto:steneck@maine.edu)



**ARTÍCULO ORIGINAL:** 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>.

**TRADUCCIÓN AL ESPAÑOL:** Steneck, R. S. y Torres, R. (2023). Tendencias en la biodiversidad de los arrecifes de coral de República Dominicana. Santo Domingo: Fundación Propagas. Disponible en: <https://bvearmb.do/handle/123456789/3216>

Esta es una traducción al español del artículo original editada por la Fundación Propagas con el objetivo de alcanzar a una audiencia más amplia, particularmente en la República Dominicana y potenciar el impacto y uso de los resultados de esta investigación.

**TRADUCIDO POR:**

Rubén Torres

**CORRECCIÓN DEL IDIOMA ESPAÑOL:**

Janet Canals

**DISEÑO Y DIAGRAMACIÓN:**

NODO. Comunicación + Diseño



**COPYRIGHT:** © 2023 por los autores. Concesionario MDPI, Basilea, Suiza. Este artículo es un artículo de acceso abierto distribuido bajo los términos y condiciones de la licencia Creative Commons Attribution (CC BY) (<https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>).

# Tabla de contenido

<b>Resumen</b>	<b>2</b>
<b>1. Introducción</b>	<b>2</b>
<b>2. Métodos</b>	<b>4</b>
<b>3. Resultados y Análisis</b>	<b>4</b>
3.1. Tendencias en los corales, sus impulsores y la próxima generación	4
3.2. Tendencias en las interacciones entre las especies de peces, sus presas y la retroalimentación del ecosistema	8
<b>4. Conclusiones</b>	<b>15</b>
<b>Referencias</b>	<b>16</b>

## Resumen

En 2015, iniciamos un programa de monitoreo de ecosistemas de arrecifes de coral a nivel nacional en la República Dominicana (RD) para establecer referentes de biodiversidad contra los cuales se podrían rastrear las tendencias en los componentes más importantes de la estructura y función del ecosistema de arrecifes de coral. Se establecieron transectos replicados a una profundidad de 10 m en cada una de las 12 ubicaciones de arrecifes de coral dentro de 6 regiones de la RD en 2015, 2017, 2019 y 2022. Cuantificamos la abundancia a nivel de especies de corales adultos y juveniles, peces de arrecife, erizos de mar, peces león y grupos funcionales de algas. En todo el país, la cobertura de corales y peces de arrecife ha disminuido. La disminución más pronunciada ocurrió en los arrecifes que se encontraban entre los mejores del Caribe en 2015. Sin embargo, para 2022, los corales adultos y juveniles, los peces loro y otros herbívoros habían disminuido y las macroalgas habían aumentado. Las disminuciones en la abundancia de coral de la costa norte se correspondieron con las perturbaciones observadas por el blanqueamiento de corales, los huracanes y las enfermedades. La capacidad de los arrecifes para recuperarse de tales perturbaciones se ha visto comprometida por la abundancia y el aumento de macroalgas, que probablemente han contribuido a la disminución de corales juveniles en la costa norte. En todo el país, las poblaciones de todas las especies de peces de arrecife se han reducido por debajo de las de otras regiones del Caribe. **Una mejor gestión de la presión pesquera sobre los arrecifes de coral probablemente arrojaría resultados positivos.**

**PALABRAS CLAVE:** Caribe; arrecifes de coral; gestión pesquera; biodiversidad marina; tendencias de los ecosistemas marinos; resiliencia de recuperación; marina tropical

## 1. Introducción

Los arrecifes de coral dominados por corales *escleractinios* nunca han estado tan amenazados como en la actualidad. Los corales mueren a causa de los huracanes, el calentamiento de los océanos, las enfermedades y el crecimiento excesivo de algas marinas. En la mayoría de los casos, las intervenciones humanas que se realizan no logran detener los factores que

matan los corales. Por tanto, la mejor esperanza es gestionar los arrecifes de coral para una recuperación eficiente y rápida de esos eventos [1–3]. Si bien puede haber un consenso general de que la gestión para la recuperación de los arrecifes de coral es necesaria, cómo hacerlo y cómo monitorear los cambios requieren una evaluación seria. Específicamente, los administradores y los formuladores de políticas necesitan conocer no solo el estado de un arrecife de coral y los factores importantes para este, sino también su tendencia. Con dicha información, los administradores pueden determinar la mejor manera de utilizar los limitados recursos disponibles para ayudar en la recuperación de los arrecifes de coral.

Es ampliamente reconocido que los arrecifes de coral se encuentran entre los ecosistemas más amenazados del mundo, y esto es especialmente cierto en el Caribe, donde las tendencias en la disminución de los herbívoros, el aumento de las algas y la disminución de los corales efectivamente mantienen a los arrecifes de coral en **un estado de algas degradado** [1,3–6]. Hasta hace poco, la recuperación de los arrecifes de las perturbaciones en el Caribe era desconocido [2–5]. De hecho, se sabe muy poco acerca de dónde y por qué la condición de los arrecifes está empeorando para la mayoría de los arrecifes de coral de un país. Si bien es necesario estudiar las *tendencias* en los arrecifes de coral, algunos estudios se centraron solo en unos pocos lugares dentro de una isla o un país, por ejemplo, [4]. Es probable que diferentes factores impulsen la condición de los arrecifes en diferentes lugares en un país o una isla. Es posible que diferentes factores en diferentes regiones puedan afectar los cambios en los arrecifes de coral que no serán evidentes en un solo sitio.

Lo que se necesita son evaluaciones de las tasas de disminución o recuperación de los arrecifes a lo largo del tiempo y el espacio. Esto informa a los manejadores de recursos dónde se deben tomar las medidas más urgentes para que puedan mitigar el deterioro o aumentar las probabilidades de recuperación. Una acción efectiva y oportuna puede evitar que el ecosistema de arrecifes de coral quede “atrapado” en un entorno sin corales [4,5]. Es importante aprender de los arrecifes que son más saludables que otros. Por ejemplo, estudios recientes determinaron que los arrecifes de coral en el Caribe oriental, donde la pesca había sido limitada, eran más saludables y tenían más corales juveniles que los arrecifes con prácticas de pesca sin restricciones [3,6]. Varias islas del Caribe han limitado efectivamente la presión

pesquera, especialmente sobre los peces loro herbívoros [7]. **Una de esas islas, Bonaire (Antillas Holandesas), prospera hoy y tiene arrecifes de coral altamente resistentes que se han recuperado por completo de un evento severo de blanqueamiento de corales en 2010 [3]. Para lograr tal resiliencia de recuperación se requieren condiciones en las que las larvas de coral puedan asentarse y crecer para convertirse en corales juveniles, y los corales lesionados puedan recuperarse. Si los corales juveniles sobreviven y crecen, mejoran la recuperación del ecosistema de arrecifes de coral [3,8,9].**

En este informe analizamos el estado y las *tendencias* de siete años en 12 arrecifes de coral distribuidos en 6 regiones dentro de tres sectores a lo largo de la costa de República Dominicana (RD) (Figura 1).

Dimos seguimiento a los principales impulsores e indicadores de la salud de los arrecifes de coral. Un impulsor es un factor que contribuye o provoca un cambio en la estructura o función de los arrecifes de coral. Se puso gran énfasis en los impulsores que permiten que un arrecife esté saludable, prospere o se recupere después de una perturbación. Medimos las tendencias en variables claves entre las muestras replicadas a una profundidad de 10 m en ubicaciones idénticas durante cada período de monitoreo. **Concretamente, buscamos determinar las tendencias en la abundancia de corales de arrecife, macroalgas, peces loro y corales juveniles.** También censamos erizos de mar *Diadema*, otros peces herbívoros como el pez cirujano y peces carnívoros. Este estudio informa no solo el estado de los arrecifes de coral de la RD en 2022, sino específicamente cómo y dónde han cambiado desde nuestro primer estudio en 2015.



**Figura 1.** Seis regiones monitoreadas (enumeradas en la figura y el panel de la derecha). Cada región contenía dos sitios de monitoreo (enumerados en el panel de la derecha). Las regiones se subdividieron a su vez en los sectores norte, este y sur.

## 2. Métodos

Establecimos 12 sitios de monitoreo de arrecifes de coral, distribuidos en 6 regiones: desde cerca de la frontera sur con Haití, siguiendo hacia la región más al este y bordeando hasta llegar cerca de la frontera norte con Haití (Figura 1). Todos los sitios tenían arrecifes de coral bien desarrollados que se usaban para bucear y pescar. La mayoría de los arrecifes de coral eran arrecifes de barrera y banco bien desarrollados. Los más singulares fueron los de la región de Montecristi, donde el desarrollo del arrecife fue de 10 km desde la costa.

Para nuestro monitoreo, utilizamos un protocolo modificado de Evaluación Rápida de Arrecifes del Atlántico y el Golfo (AGRRA) [10] para cuantificar la estructura de la comunidad bentónica sésil en cada sitio. Se colocaron en cada lugar, a una profundidad de 10 m bajo el agua, líneas de plomo de transecto de 10 m sobre el arrecife ( $n = 4$  por arrecife). Registramos el número de centímetros en cada transecto interceptado por coral vivo (medido para cada especie de coral), esponjas, gorgonias y algas bentónicas (medidas por grupo funcional como mantos de algas, algas coralinas incrustantes (*Corallinales*) y costras no coralinas (*peyssonnelid*), y macroalgas). Las macroalgas bentónicas se subdividieron en macrófitas corticadas erectas [11] y géneros específicos *Lobophora* y *Halimeda* debido a sus efectos dañinos sobre los corales de arrecife [12,13]. La altura tope se midió al milímetro más cercano para todas las algas no incrustantes. Los porcentajes de cobertura de cada organismo béntico (por transecto) se determinó sumando los centímetros interceptados por el organismo y luego dividiendo este total por la longitud del transecto. El muestreo de transectos se estratificó aún más para incluir solo los sustratos duros (es decir, se excluyeron los canales de arena de nuestro análisis). La biomasa de macroalgas se obtuvo cuantificando el volumen de algas, que es el producto de los porcentajes de cobertura y la altura tope, también llamado “índice de algas” [6].

Asimismo, utilizamos una variedad de métodos para cuantificar otros organismos que habitan en los arrecifes. Las densidades de corales juveniles se cuantificaron mediante el despliegue de cuadrantes de 25 cm × 25 cm en 5 ubicaciones (marcas de 0, 2, 5, 5, 7, 5 y 10 m) adyacentes a cada transecto de 10 m. Los cuadrantes se colocaron en sustratos de arrecifes en gran parte desprovistos de corales adultos (es decir, < 25 % de cobertura de corales vivos). En términos operacionales, definimos los corales juveniles como aquellos cuyo diámetro máximo es de menos de 40 mm. Cada

coral juvenil se identificó a nivel de especie y se midió al milímetro más cercano. El erizo de mar *D. antillarum* se censó mediante transectos de banda (2 m de ancho) centrados en el transecto de 10 m de largo utilizado para cuantificar organismos bentónicos sésiles. Por lo tanto, dentro de cada transecto de banda, inspeccionamos un área de 20 m<sup>2</sup>. Medimos el tamaño de la prueba de cada erizo encontrado al milímetro más cercano. Se cuantificó la densidad de la población y el tamaño de todos los peces grandes (es decir, se excluyeron los planctívoros pequeños, como los chromis y todos los blenios y gobios) utilizando transectos de banda repetidos de 30 m × 4 m [14]. Esto implicó unir un carrete con 30 m de hilo a un coral muerto y nadar lentamente, registrando todas las especies grandes, incluyendo la mayoría de los peces depredadores y herbívoros. En el nado de regreso se registraron especies más pequeñas. La biomasa de cada especie de pez (por transecto) se determinó utilizando relaciones de longitud-peso publicadas [15], y <http://fishbase.se> (consultado el 1 de febrero de 2023).

## 3. Resultados y Análisis

Para cualquier arrecife de coral, la abundancia de coral es el componente más importante; sin embargo, el estado de los corales y los arrecifes de coral depende de muchos otros factores. Los patrones en la abundancia de coral a lo largo del tiempo muestran variabilidad en todos los niveles, desde transectos individuales hasta sitios de arrecifes, regiones, sectores y todo el país. **Todas las barras de error reflejan el error estándar.** A continuación resumimos las tendencias en los componentes importantes de la estructura y función del ecosistema coralino, tanto geográficas como espaciales. Los detalles de todas las variables monitoreadas en cada estación para cada año se proporcionan en la información complementaria (Figura S1). El monitoreo se realizó en marzo de 2015, mayo de 2017 y 2019 y junio de 2022.

### 3.1. TENDENCIAS EN LOS CORALES, SUS IMPULSORES Y LA PRÓXIMA GENERACIÓN

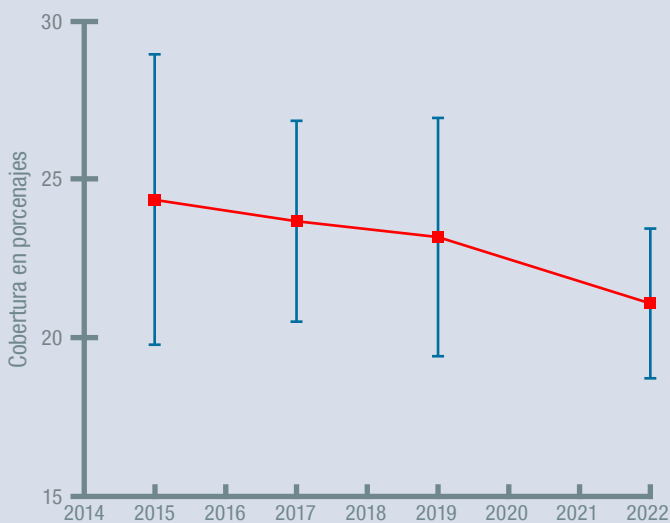
**La abundancia de coral ha disminuido en casi un 5 % en todo el país desde 2015 (Figura 2A). Si bien la abundancia de coral entre los sitios del Sector Sur fue variable, no mostró una tendencia neta (Figura 2B). En contraste, la cobertura de coral en la mayoría de los sitios del Sector Norte disminuyó (Figura 2C). Al promediar todos los datos del porcentaje de cobertura de coral entre los sitios de los**

**Sectores Norte, Sur y Este (Figura 2D), encontramos patrones afines a nivel regional. La abundancia de coral consistentemente baja predominó en el Sector Este (Punta Cana).**

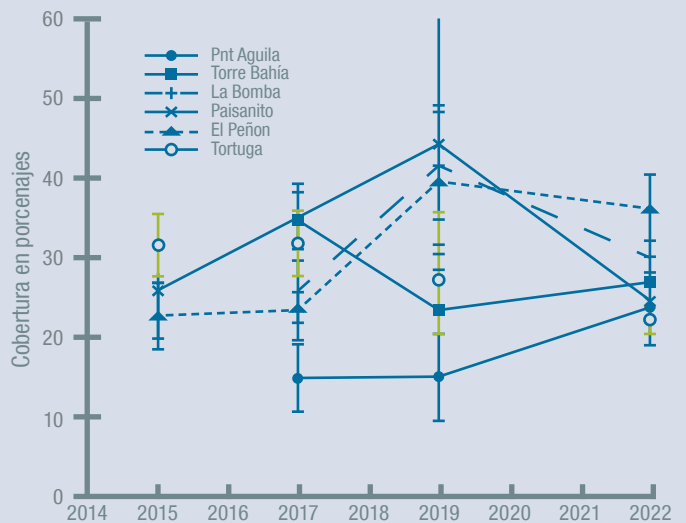
El Sector Este carece de conectividad con las fuentes de larvas de coral debido a la barrera oceanográfica Canal de la Mona [16]. Está excepcionalmente aislado por los vientos alisios del este, que

crean corrientes costeras hacia las costas norte y sur. Los arrecifes monitoreados a lo largo de la costa sur generalmente promediaron corales más abundantes durante el período, pero sin ninguna tendencia estacional definida. En contraste, la cobertura de coral a lo largo de la costa norte (especialmente en la región de Montecristi) ha disminuido constantemente desde sus altos valores en 2015.

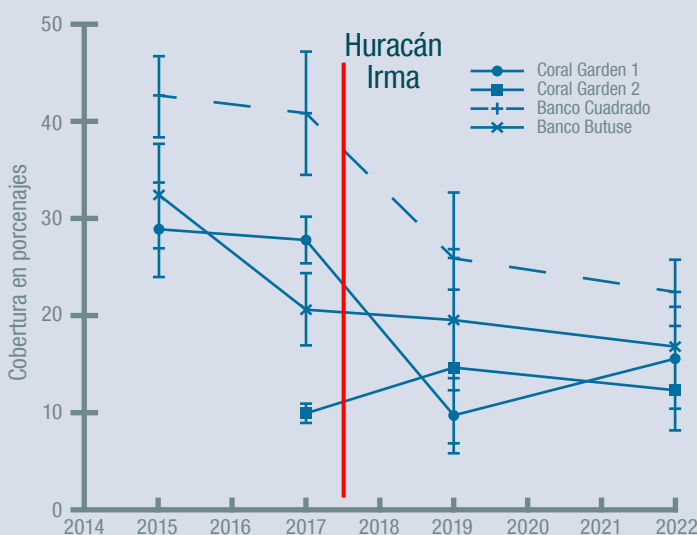
**A Todos los Sitios en República Dominicana**



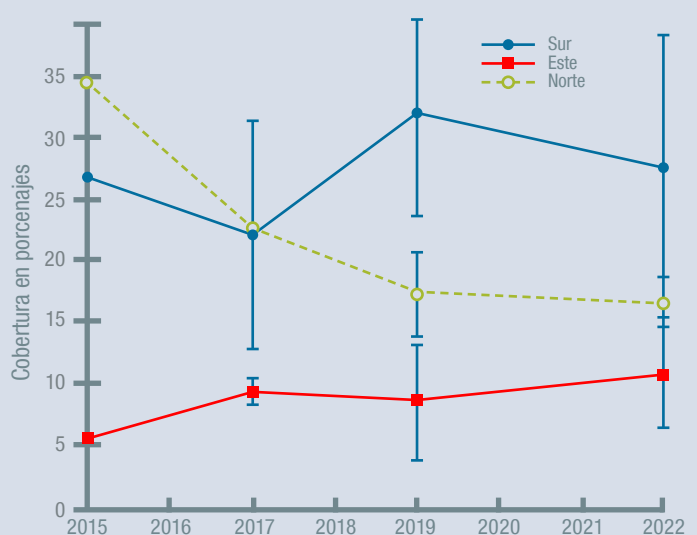
**B Sitios en el Sur**



**C Sitios en el Norte**



**D Sectores Norte, Sur y Este**

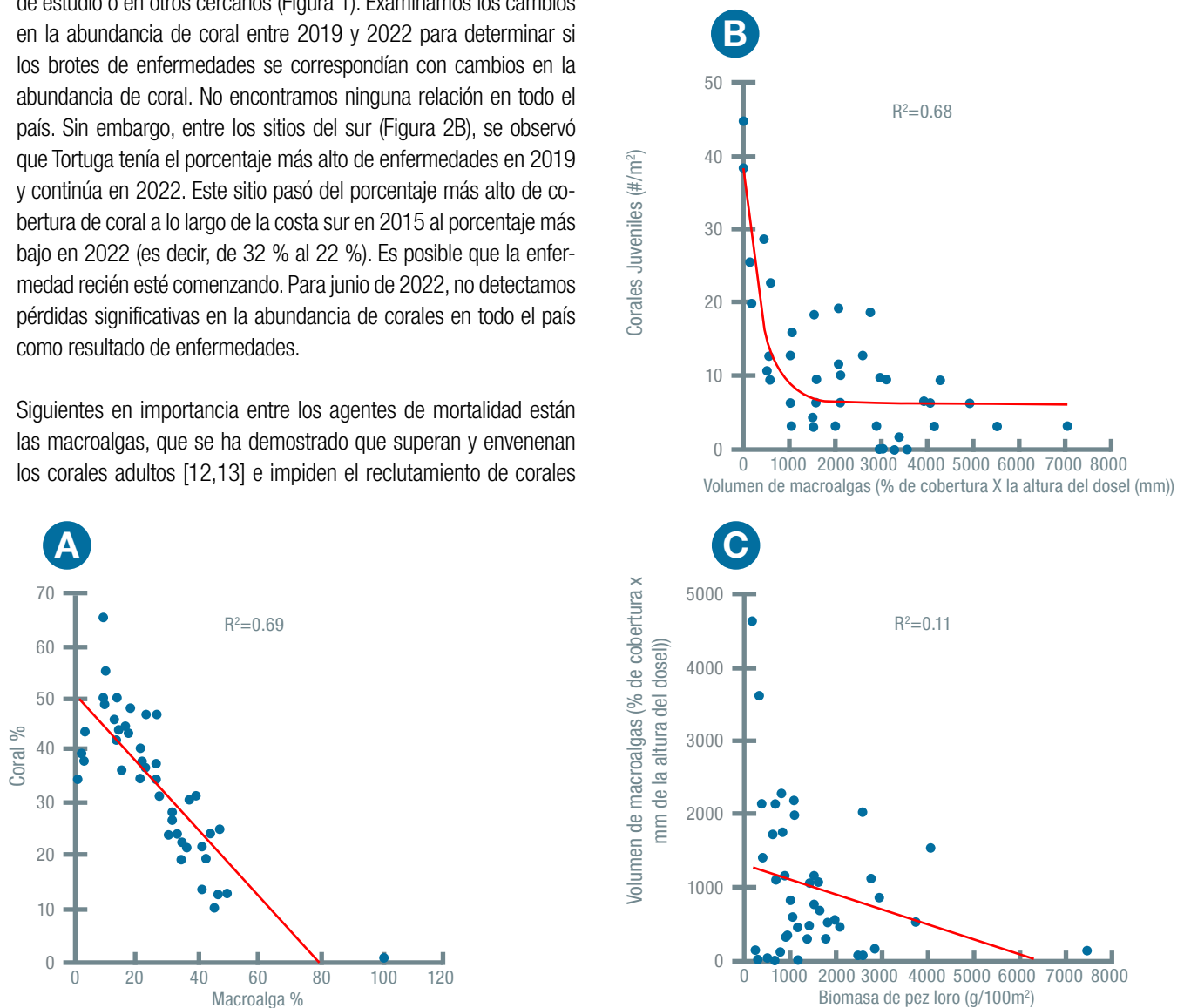


**Figura 2.** Tendencias en la cobertura de coral de todos los sitios de RD (A), en el sur (B) y en el norte (C). Los datos de los sectores Norte, Sur y Este (D) muestran disminuciones fuertes y prolongadas en la cobertura de coral en el Sector Norte.

A continuación, examinamos las interacciones que pueden limitar la abundancia de coral. Recientemente, la mortalidad relacionada con enfermedades ha afectado a numerosas especies de coral en todo el Caribe. Lo más preocupante es una enfermedad introducida recientemente que provoca la pérdida rápida de tejido del coral pétreo (SCTL, siglas en inglés) [16]. Un estudio reciente en la República Dominicana cuantificó todas las enfermedades de los corales, así como otros agentes de mortalidad en los últimos años [17,18]. El estudio de las enfermedades de los corales se llevó a cabo en nuestros sitios de estudio o en otros cercanos (Figura 1). Examinamos los cambios en la abundancia de coral entre 2019 y 2022 para determinar si los brotes de enfermedades se correspondían con cambios en la abundancia de coral. No encontramos ninguna relación en todo el país. Sin embargo, entre los sitios del sur (Figura 2B), se observó que Tortuga tenía el porcentaje más alto de enfermedades en 2019 y continúa en 2022. Este sitio pasó del porcentaje más alto de cobertura de coral a lo largo de la costa sur en 2015 al porcentaje más bajo en 2022 (es decir, de 32 % al 22 %). Es posible que la enfermedad recién esté comenzando. Para junio de 2022, no detectamos pérdidas significativas en la abundancia de corales en todo el país como resultado de enfermedades.

Siguientes en importancia entre los agentes de mortalidad están las macroalgas, que se ha demostrado que superan y envenenan los corales adultos [12,13] e impiden el reclutamiento de corales

juveniles [9,19]. Para determinar si los corales están limitados por las macroalgas, recolectamos toda la información de todos los transectos de todos los años para determinar la cobertura máxima de coral que puede coexistir con las macroalgas (Figura 3A) y realizamos un análisis similar utilizando todos los datos de cuadrantes de corales juveniles (Figura 3B). En ambos casos, hubo una relación negativa significativa. En un análisis similar, determinamos que la abundancia máxima de macroalgas estaba inversamente correlacionada con la abundancia de peces loro (Figura 3C).



**Figura 3.** Apoyo a fuertes impulsores que limitan la abundancia de componentes importantes de los ecosistemas de arrecifes de coral de la RD. La cobertura de coral (A) y la densidad de coral juvenil (B) estaban limitadas por la cobertura de macroalgas (N = 180, transectos de 10 m, N= 895, cuadrantes, respectivamente de 625 cm<sup>2</sup>) y macroalgas limitadas por la abundancia de peces loro N = 360, transectos de banda de 120 m<sup>2</sup> (C). Datos recogidos de todas las encuestas de todos los años.



Dada la importancia de los peces loro como herbívoros, sus tendencias son las más importantes. La abundancia de peces loro (*Labridae*, *Scarinae*) fue mayor en los sectores norte y sur en 2015 y 2017, pero disminuyó en 2019 y permaneció relativamente baja durante 2022 (Figura 4A). Se informó un patrón similar para otra familia importante de herbívoros: los peces cirujano (acantúridos) (Figura 4B).

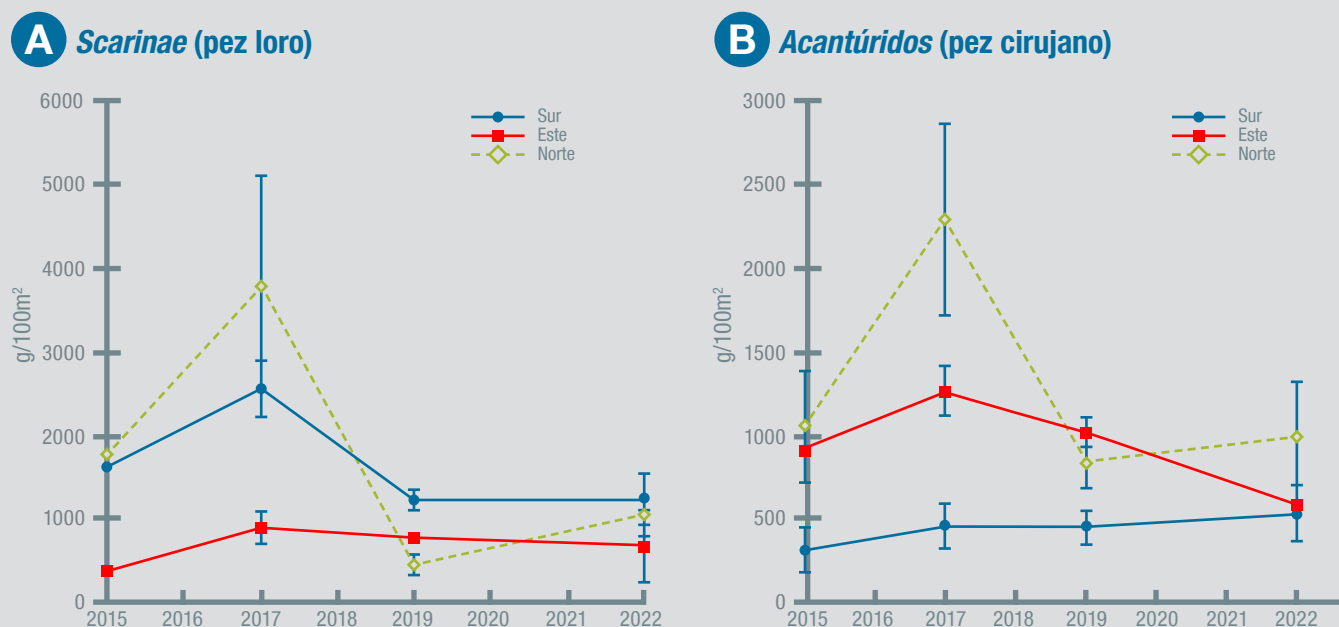


Figura 4. Tendencias en los peces herbívoros dominantes de RD (pez loro (A) y pez cirujano (B)).

Las macroalgas han dominado los arrecifes en el Sector Este desde que comenzó el monitoreo (Figura 5). Esto ha creado un ambiente hostil para los corales. Los sectores Sur y Norte tienen menos macroalgas; en 2022, la abundancia de algas aumentaba en el Norte y disminuía en el sector Sur (analizado a continuación). Monitoreamos la abundancia de algas coralinas incrustantes pero no encontramos cambios significativos entre los sitios en los sectores Norte o Sur.

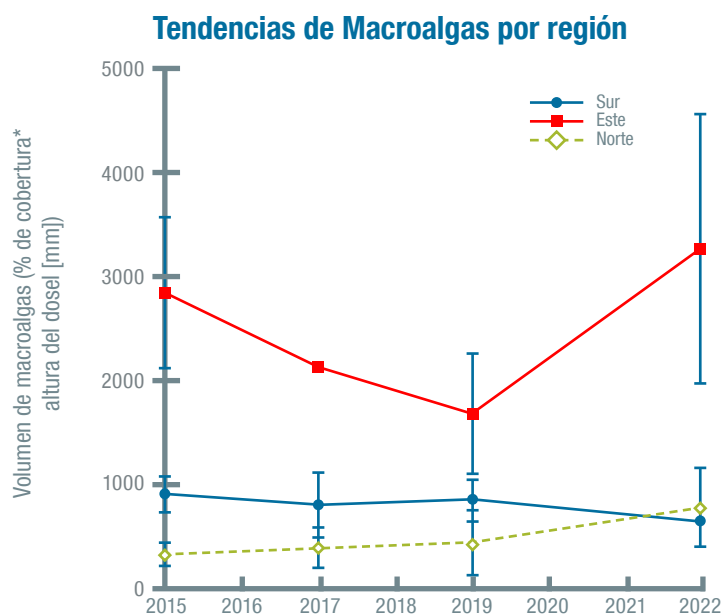
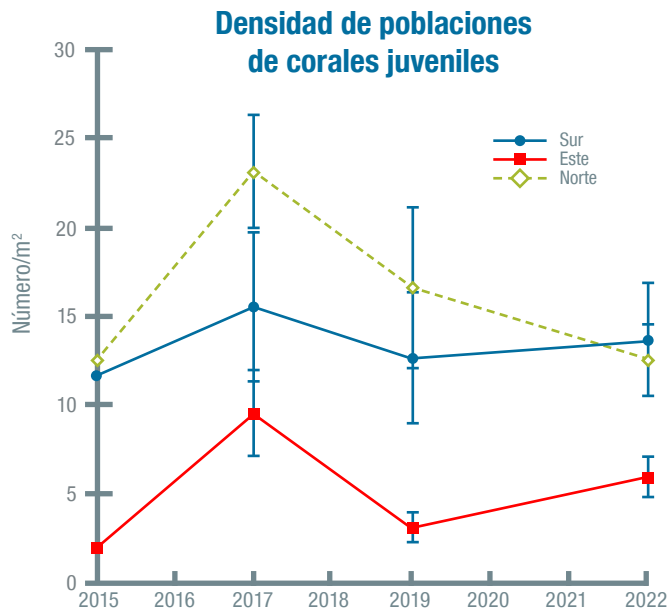


Figura 5. Tendencias en macroalgas. Datos de 12 sitios entre 6 regiones de RD en los 3 sectores.

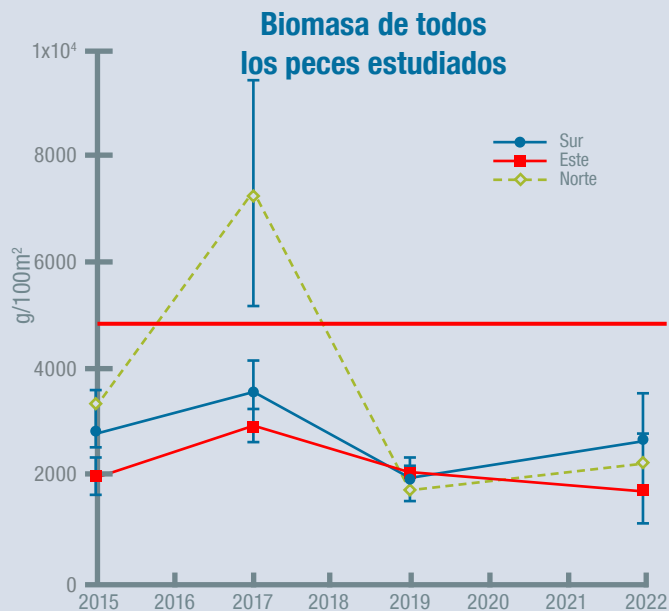
Los corales juveniles son importantes para la recuperación de los arrecifes de coral dañados. Si bien no ha habido un cambio neto en la abundancia de corales juveniles desde 2015 en las Sectores Este y Sur, la Zona Norte ha mostrado una disminución constante desde 2017 (Figura 6).



**Figura 6.** Tendencias en corales juveniles. Datos de 12 sitios entre 6 regiones de RD de los 3 sectores.

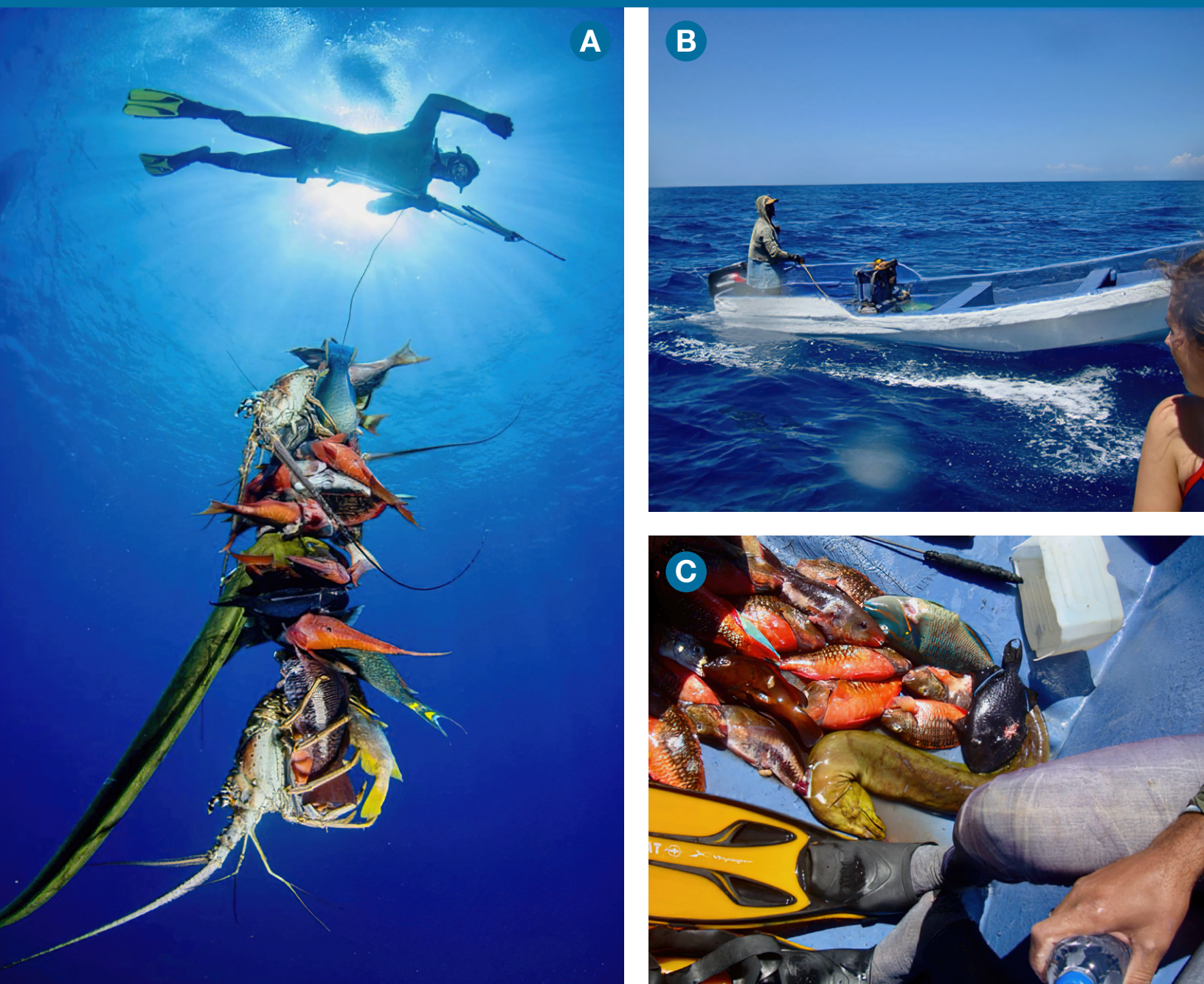
### 3.2. TENDENCIAS EN LAS INTERACCIONES ENTRE LAS ESPECIES DE PECES, SUS PRESAS Y LA RETROALIMENTACIÓN DEL ECOSISTEMA

Los conjuntos de peces juegan un papel importante en la salud de los arrecifes de coral. Todos los peces disminuyeron grandemente después del censo de 2017 y no se han recuperado (Figura 7A). La caída más pronunciada se registró en el Sector Norte. Desde 2019, la biomasa total de peces ha sido significativamente menor que los conteos publicados para el archipiélago del Caribe Oriental [6].



Toda la biomasa de peces para el Caribe Oriental (Steneck et al. 2018)

**Figura 7.** Biomasa de todos los peces de todos los transectos, 2015 a 2022. La línea horizontal ilustra la biomasa de todos los peces estudiados para el Caribe Oriental [6].



**Figura 8.** (A) Pesca submarina observada en la Región de Montecristi en marzo de 2015. (B) Pescador con un aparejo de narguile para suministrar aire a los buzos. (C) La captura de una tarde de peces loro en su mayoría. Fotografías de José Alejandro Álvarez.

La pesca y los huracanes pueden haber causado la disminución de la biomasa de peces de arrecife (Figura 7). La pesca submarina ilegal con arpón y compresor ocurre en la mayor parte de la RD, pero es más intensa en la costa norte (Figura 8 A, B), lo que resulta en la captura de grandes cantidades y diversidad de peces de arrecife (Figura 8C). Después de nuestro monitoreo

en mayo de 2017, los huracanes Irma (Figura 9A) y María (Figura 9B) dañaron los arrecifes de coral a lo largo de la costa norte. La destrucción observada de los corales ramificados puede haber aplanado los arrecifes, reduciendo así los hábitats de cría disponibles para el reclutamiento de peces [20]; ver fotografías en la Figura S2.

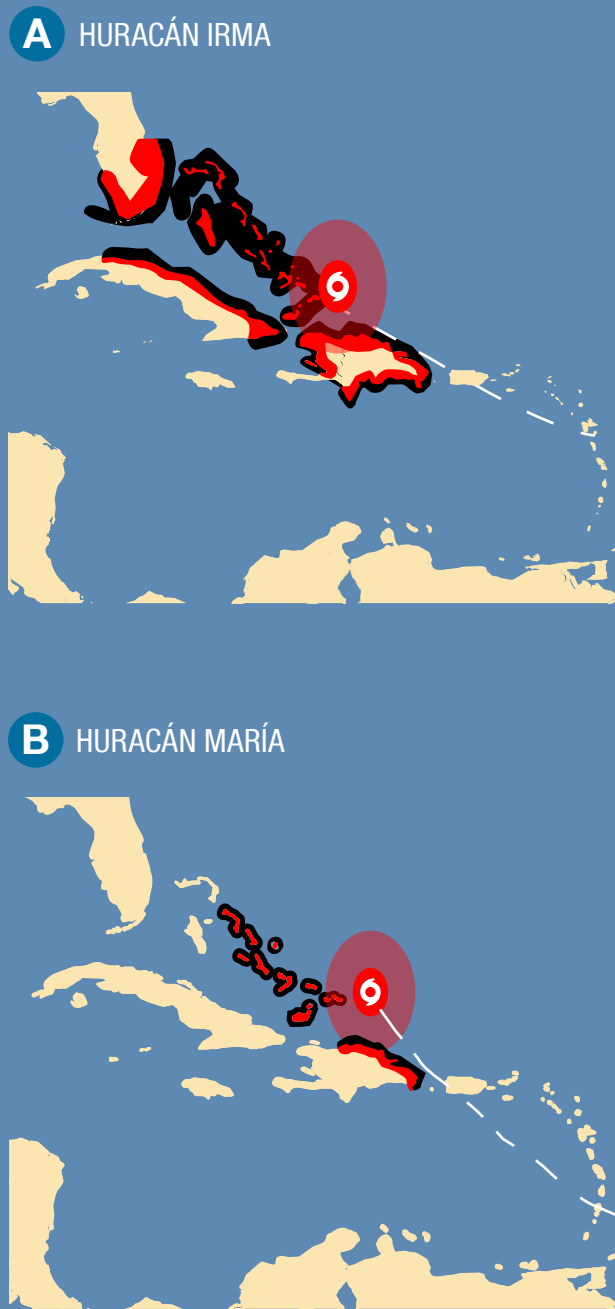


Figura 9. Las trayectorias de los huracanes (A) Irma (7 de septiembre de 2017) y (B) María (21 de septiembre de 2017).

Los pargos, meros y jureles fueron los tres peces de arrecife carnívoros más abundantes en los arrecifes de coral de RD (Figura 10). Entre esas tres familias, la más abundante fue la familia de los *serránidos* (meros), que incluye meros, grises, cabrillas y coney. Sin embargo, desde que comenzó el monitoreo en 2015, los *serránidos* han disminuido más abruptamente cada año. Según nuestro estudio de seguimiento de 2022, los *serránidos* habían disminuido en casi un 80 %.

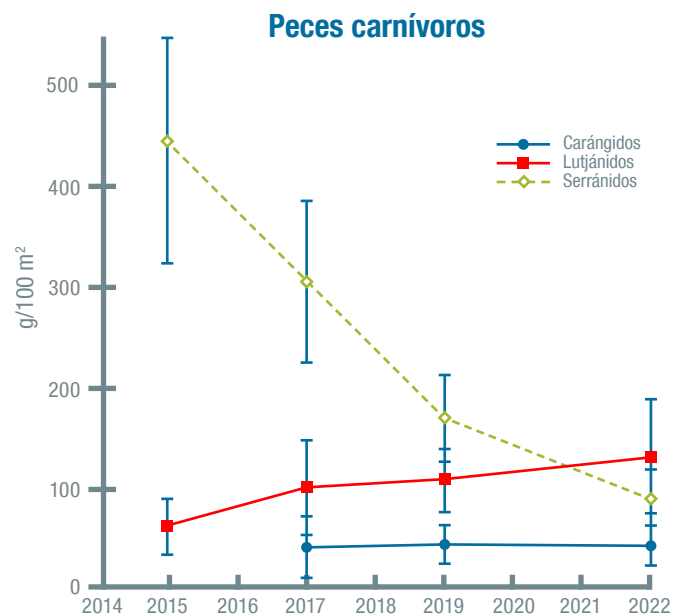
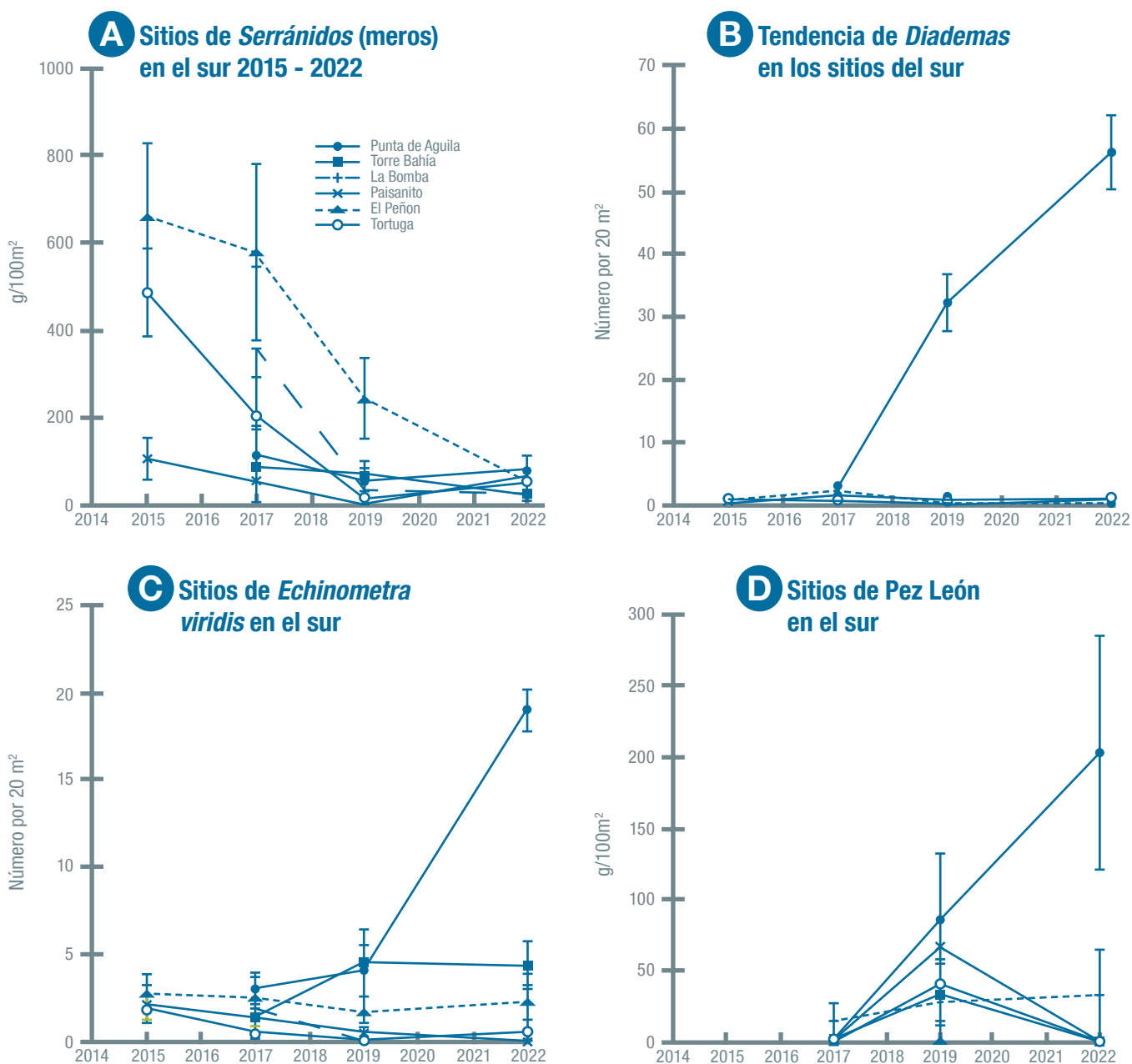


Figura 10. Los peces carnívoros incluyen *carángidos* (jureles), *lutjánidos* (pargos) y *serránidos* (meros). Todos tenían poca abundancia, pero los *serránidos* son los que más han disminuido desde 2015.

La fuerte disminución entre los *serránidos* se observó en tres de nuestros seis sitios en el Sector Sur (Figura 11A). Sin embargo, incluso en el momento de nuestro estudio de 2015, el sitio de Punta de Águilas ya tenía una baja abundancia de peces depredadores. La baja abundancia de peces depredadores continuó a través de nuestro estudio de monitoreo de 2022; Punta de Águilas fue el único sitio donde registramos fuertes aumentos en la abundancia de erizos de mar (*Diadema antiillarum* y *Echinometra viridis*; Figura 11B,C) así como de pez león (Figura 11D). Varios estudios han sugerido que los depredadores controlan la abundancia de erizos de mar, incluyendo específicamente las especies *Diadema* [21] y *Echinometra* (revisado en [22]). Otros estudios sugirieron que la abundancia del pez león en el Caribe puede verse limitada por los meros *serránidos* [23]. Por lo tanto, es posible que la baja abun-

dancia de depredadores en el sitio de Punta de Águilas haya facilitado los aumentos de esas especies presas. **Es importante destacar que *Diadema* funciona como un herbívoro que deprime a las macroalgas, pero solo cuando su densidad de población excede una por metro cuadrado** ([22,24], es decir, 20 por transectos de banda de 20 m<sup>2</sup>, por ejem-

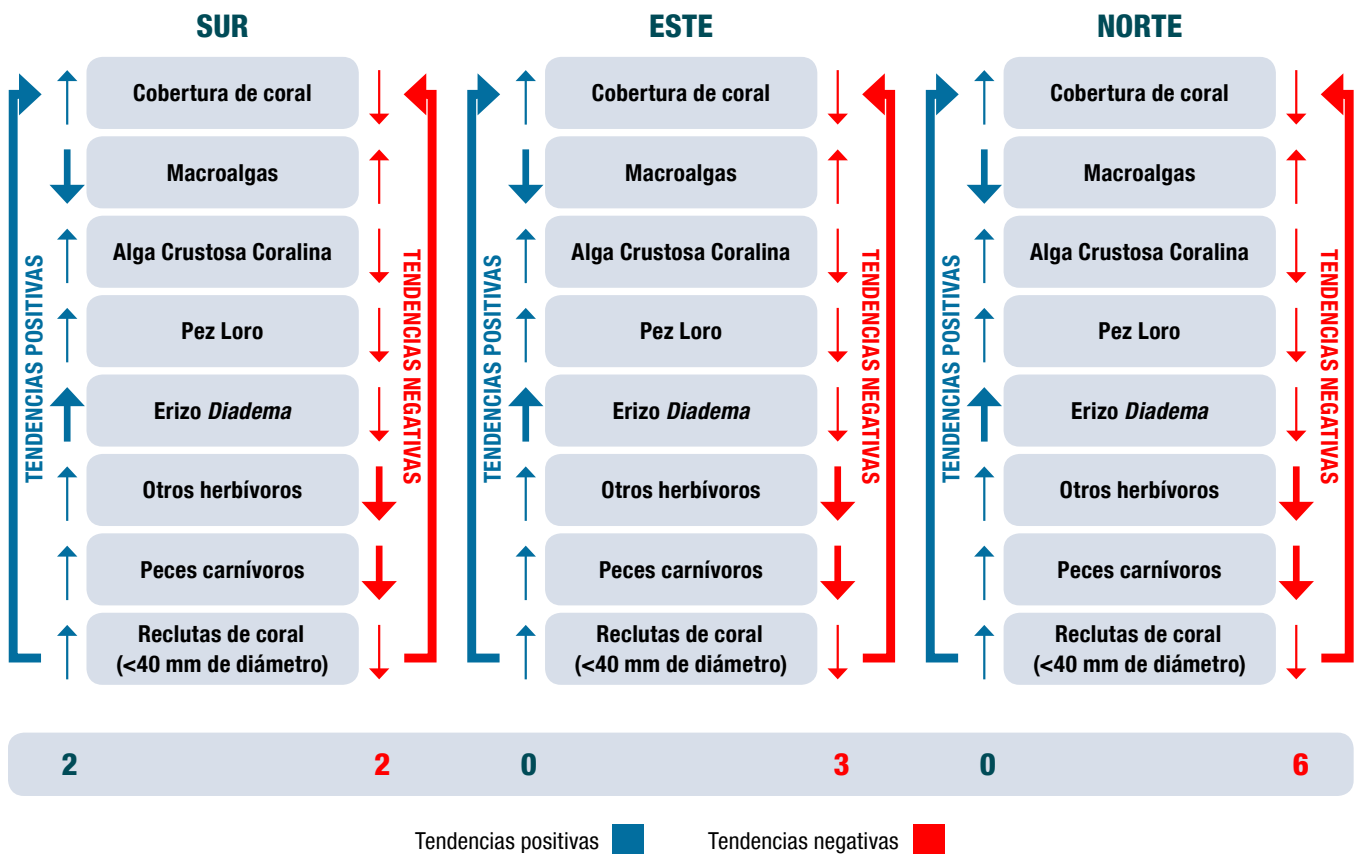
plo, Figura 11B). En el sitio de Punta de Águilas, las densidades de *Diadema* promediaron más de 2,75 por metro cuadrado. Como resultado del pastoreo de *Diadema*, este sitio también tuvo la menor abundancia de macroalgas entre los sitios del sur, lo que probablemente contribuyó a la ligera disminución de macroalgas en el Sector Sur (Figura 5).



**Figura 11.** Tendencias en la (*serránidos* como meros, coney, y cabrillas) abundancia de meros y sus presas potenciales a lo largo de todos los años: **(A)** cambios en abundancia de meros para todos los sitios del sur (nótese que Punta de Águilas tuvo una baja población de lubina durante todos los años de monitoreo), y **(B y C)** *Diadema* y *Echinometra viridis* y **(D)** pez león.

En conjunto, las tendencias entre los factores que impulsan los ecosistemas de arrecifes de coral (Figura 12) revelaron que la mayor proporción de tendencias negativas se encontraban a lo largo de la costa norte y la menor en el sur. Usamos esas tendencias, en parte, para rastrear los impulsores de la resiliencia de los arrecifes de coral y para especificar claramente a los administradores y responsables de políticas qué componentes de los ecosistemas de arrecifes de coral están en declive. Por tanto, desde el punto de vista operativo, debemos prestar especial atención a las tendencias en la abundancia de corales, macroalgas, peces loro y corales juveniles (en negritas en

la Figura 12). Mientras vimos tendencias tanto positivas como negativas entre los sitios de arrecifes a lo largo de la costa sur, a lo largo de la costa norte de la RD encontramos tendencias predominantemente negativas entre los arrecifes de coral (es decir, seis negativas y cero positivas). El Sector Este, que es la región de Punta Cana, tuvo, en 2015, la menor cobertura de coral, la mayor abundancia de algas, relativamente pocos herbívoros y pocos corales reclutadores. La mayoría de las variables reflejan arrecifes que continúan en malas condiciones (es decir, tres tendencias negativas y cero positivas).



**Figura 12.** Las tendencias de los principales impulsores de arrecifes de coral (buen estado o positivo a la izquierda en azul; mal estado o negativo a la derecha en rojo) se evaluaron utilizando el protocolo de monitoreo de [25]. Las características más importantes del arrecife están en negritas. Los arrecifes del Sector Norte de la RD tenían claramente una tendencia más negativa, posiblemente debido a múltiples tensiones (blanqueamiento de corales, huracanes y sobrepesca).

Las flechas curvas desde los reclutas de coral hasta la cobertura de coral en la Figura 12 indican el papel del reclutamiento de coral en el mantenimiento de la abundancia de coral. La gestión para mejorar el reclutamiento de corales, también llamada resiliencia de recuperación [3], está diseñada para facilitar la recuperación de los ecosistemas de arrecifes de coral después de una perturbación. Este concepto de gestión se avanzó previamente [5,8]; sin embargo, se ha prestado poca atención a las consecuencias de cuáles especies reclutar para el arrecife. En otras palabras, si bien el reclutamiento de coral aumentará la cobertura de coral, no significa que los nuevos corales serán funcionalmente iguales a los que forman la estructura del arrecife de coral.

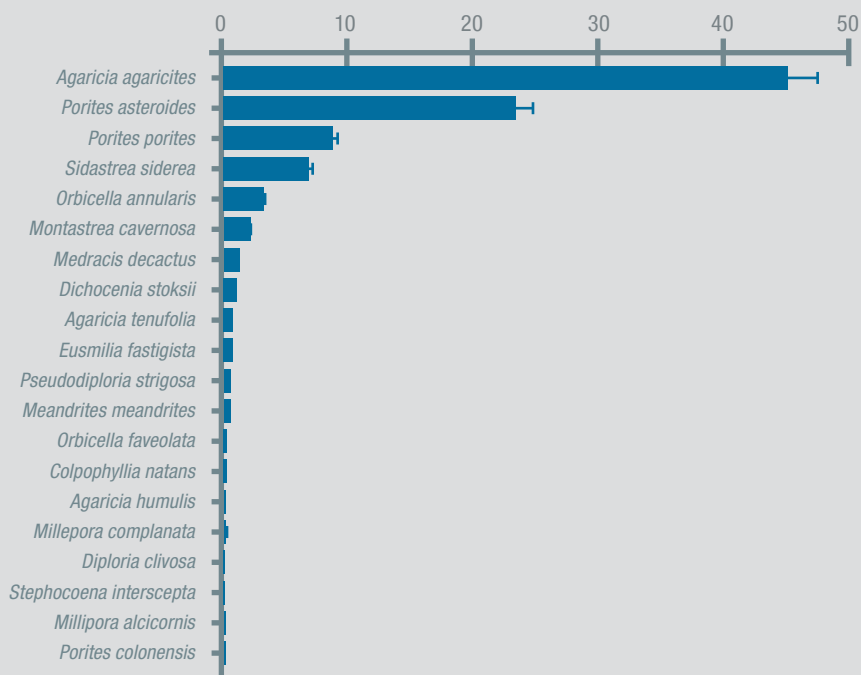
**La composición de los arrecifes de coral de RD está cambiando. Los corales juveniles están dominados por los corales lechuga y mostaza relativamente planos (*Agaricia agaricites* y *Porites astreoides*; Figura 13 a la izquierda), mientras que el coral adulto más abundante es el coral estrella *Orbicella faveolata* (una especie estructural de los arrecifes de coral) (Figura 13, derecha). Todas las es-**

**pecies de coral de los cuadrantes de corales juveniles y los transectos de corales adultos muestran un cambio decreciente en la abundancia relativa de las especies estructurales y el reclutamiento creciente de especies de coral maleza (juveniles) (Figura 14). Los corales que se reclutan fácilmente alcanzan la madurez reproductiva relativamente rápido, pero carecen de estructura vertical y se denominan operativamente corales maleza (sensu [26]). Como resultado, la estructura de los arrecifes de la República Dominicana puede volverse cada vez más plana y, por lo tanto, carecer de hábitat para los peces de arrecife y los corales reclutadores [20].**

La siguiente figura (Figura 15) muestra que ha habido una disminución constante en los corales formadores de arrecifes (especies estructurales) y un aumento de las especies de corales maleza de bajo perfil (reclutas). Las especies maleza son bajas en estatura, pero colonizan más fácilmente los arrecifes de coral [26]. Esto da como resultado el aplanamiento de los arrecifes de coral [27,29].

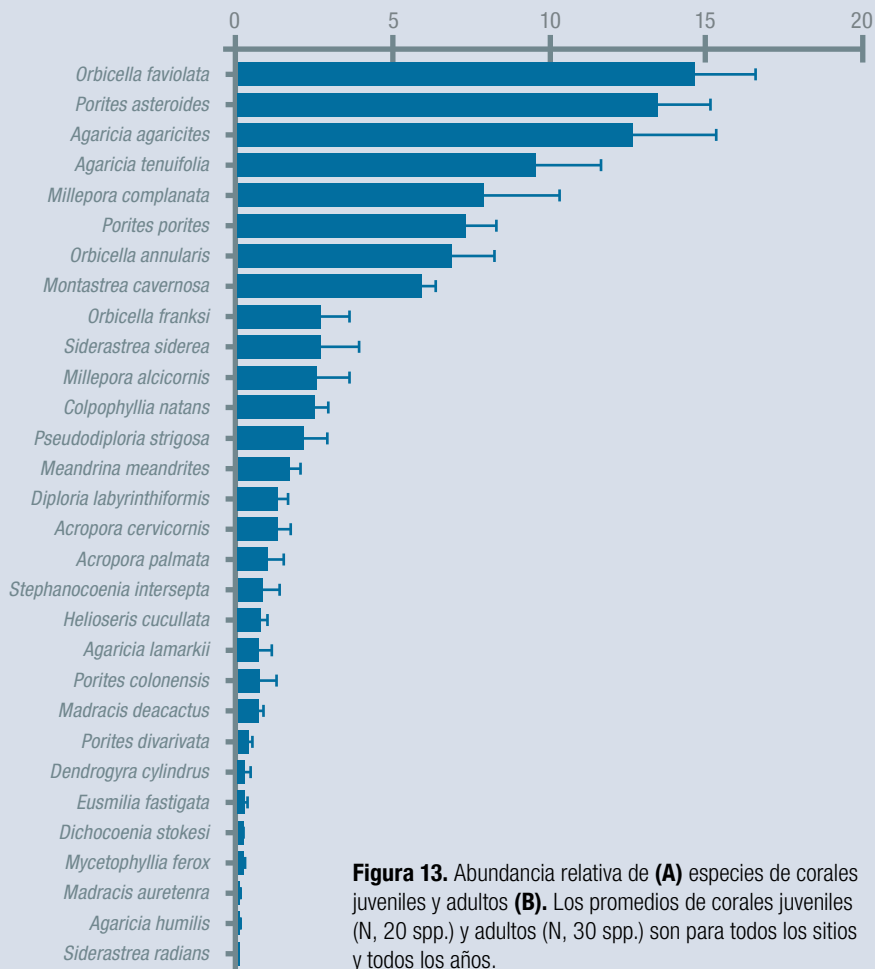
A

### Porcentajes de corales juveniles

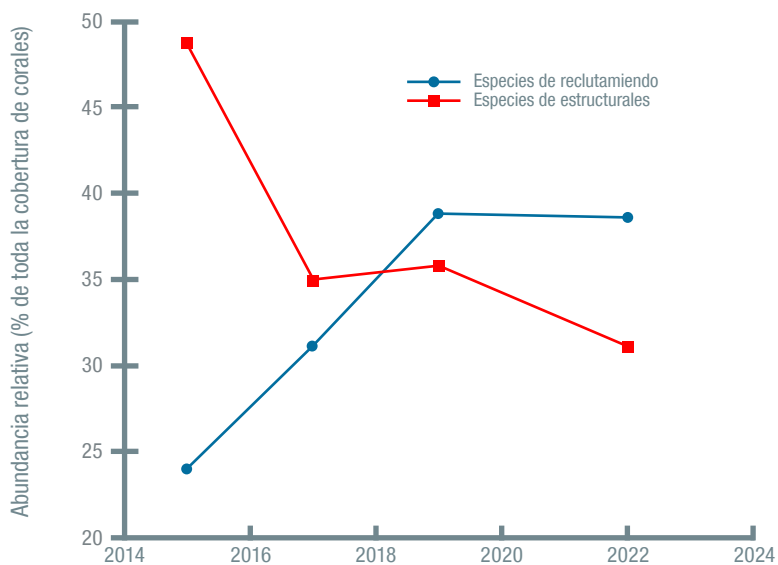


**B**

**Abundancia relativa de corales**



**Figura 13.** Abundancia relativa de (A) especies de corales juveniles y adultos (B). Los promedios de corales juveniles (N, 20 spp.) y adultos (N, 30 spp.) son para todos los sitios y todos los años.



**Figura 14.** Tendencias en las especies de reclutamiento ("maleza") y estructurales.



## 4. Conclusiones

Desde que comenzó el monitoreo en 2015, los arrecifes de coral a lo largo de la costa norte de la República Dominicana son los que se han reducido más abruptamente. Los mayores cambios se han dado en la Región de Montecristi. Esos arrecifes, en 2015, estaban entre los mejores del Caribe en términos de alta cobertura de coral, baja biomasa de algas, abundantes peces loro y abundantes corales juveniles (en comparación con el Caribe oriental y Belice [7,6 respectivamente]). **En 2015, había grandes extensiones de corales acropóridos (corales cuerno de alce y cuerno de ciervo) junto con corales ramificados frondosos (*Agaricia tenuifolia*) (ver Figura S2). Sin embargo, a fines del verano de 2016 y septiembre de 2017, un evento de blanqueamiento de corales y dos huracanes, respectivamente, mataron corales en la región de Montecristi (Figura S2). Esos eventos, junto con la presión pesquera sostenida (Figura 8B), parecen haber contribuido a la disminución de corales y peces herbívoros y al aumento de macroalgas entre los arrecifes de la costa norte. Además, la fauna de peces en todo el país está por debajo de la mayoría de los otros arrecifes explotados en el Caribe (Figura 2C).**

**Las enfermedades de los corales fueron evidentes en la mayoría de los arrecifes de la República Dominicana.** De particular preocupación es la reciente aparición de la enfermedad de pérdida de tejido del coral rocoso (SCTL) que ha devastado los corales en otras áreas del Caribe, como los Cayos de la Florida. Los niveles relativamente altos informados de la enfermedad SCTL en la región de Las Galeras [18] no correspondieron a una disminución en la cobertura de coral en esa región (ver Figura 2C). Observamos enfermedades entre varias especies de corales en la región de Bayahibe en el Sector Sur (en los sitios Tortuga y El Peñón); sin embargo, esa región tuvo la menor tasa reportada de mortalidad por enfermedades de corales [18]. Sin embargo, registramos una disminución significativa en el sitio Tortuga (Figura 2B).

**En resumen, los arrecifes de coral de la República Dominicana se han degradado por una variedad de causas. La recuperación de los arrecifes de coral de perturbaciones, como huracanes, enfermedades o blanqueamiento de corales, requiere el asentamiento y crecimiento de corales juveniles. Las macroalgas, que siguen siendo relativamente abundantes en los arrecifes de coral de la**

**República Dominicana, deben reducirse, porque impiden la colonización y el crecimiento de los corales. La disminución de los corales estructurales que forman arrecifes y el aumento de la abundancia relativa de corales maleza de bajo perfil ahora dominan los arrecifes de coral de la RD. Los arrecifes más planos resultantes tienen menos espacios donde los peces de arrecife y las langostas pueden ocultarse y crecen más lentamente hacia arriba, lo que podría comprometer su capacidad para igualar el ritmo de las crecientes tasas de aumento del nivel del mar.**

**Materiales complementarios:** La siguiente información de apoyo se puede descargar en: <https://www.mdpi.com/xxx/s1>, Figura S1: Tendencias para cada sitio a lo largo de todos los años. Tabla S1: Fotografías de la región de Montecristi que muestran los efectos del blanqueamiento de corales (2016) huracanes (septiembre de 2017); Video S1: título.

**Contribuciones de los autores:** R.S. y R.T. seleccionaron las áreas de investigación y protocolo de investigación. R.S. y R.T. recopilaron todos los datos. R.S. realizó la mayoría de los análisis de datos y escribió el primer borrador. Todos los autores han leído y aceptado la versión publicada del manuscrito.

**Financiamiento:** Todo el financiamiento fue de la Fundación Propagas (República Dominicana).

**Declaración de la Junta de Revisión Institucional:** Ningún organismo fue tocado y, por lo tanto, no se requiere aprobación ética de ningún tipo.

**Declaración de disponibilidad de datos:** Todos los datos están disponibles previa solicitud a [Steneck@maine.edu](mailto:Steneck@maine.edu).

**Agradecimientos:** Recibimos una considerable ayuda de campo de parte de Ramón de León Barrios (Reef Support BV), de Doug Rasher (Bigelow Laboratories for Ocean Sciences), de estudiantes en República Dominicana de la Universidad Autónoma de Santo Domingo, la Pontificia Universidad Católica Madre y Maestra y del Instituto Tecnológico de Santo Domingo, y de estudiantes de la Universidad de la Escuela de Ciencias Marinas de Maine. (Específicamente: 2017: Elise Hartill, Makaila Kowalsky, Katie Liberman y Tiega Martin; 2019: Gretchen Grebe, Hannah Kerrigan, Mackenzie Menard y Grace McDermott).

**Conflictos de Interés:** Ninguno.

## Referencias

- Hughes, T.P.; Graham, N.A.; Jackson, J.B.; Mumby, P.; Steneck, R.S. Rising to the challenge of sustaining coral reef resilience. *Trends Ecol. Evol.* 2010, 25, 633–642. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2010.07.011>.
- Connell, J.H. Disturbance and recovery of coral assemblages. *Coral Reefs* 1997, 16, S101–S113. <https://doi.org/10.1007/s003380050246>.
- Steneck, R.S.; Arnold, S.N.; Boenish, R.; De León, R.; Mumby, P.J.; Rasher, D.B.; Wilson, M.W. Managing Recovery Resilience in Coral Reefs Against Climate-Induced Bleaching and Hurricanes: A 15 Year Case Study from Bonaire, Dutch Caribbean. *Front. Mar. Sci.* 2019, 6, 265. <https://doi.org/10.3389/fmars.2019.00265>.
- Jackson, J.B.C.; Donovan, M.K.; Cramer, K.L.; Lam, V.V. *Status and Trends of Caribbean Coral Reefs. Global Coral Reef Monitoring Network*; IUCN: Gland, Switzerland, 2014; pp. 1970–2012.
- Graham, N.A.; Bellwood, D.R.; Cinner, J.E.; Hughes, T.P.; Norström, A.V.; Nyström, M. Managing resilience to reverse phase shifts in coral reefs. *Front. Ecol. Environ.* 2013, 11, 541–548. <https://doi.org/10.1890/120305>.
- Steneck, R.S.; Mumby, P.J.; MacDonald, C.; Rasher, D.B.; Stoyke, G. Attenuating effects of ecosystem management on coral reefs. *Sci. Adv.* 2018, 4, eaao5493. <https://doi.org/10.1126/sciadv.aao5493>.
- Mumby, P.J.; Steneck, R.S.; Roff, G.; Paul, V.J. Marine reserves, fisheries ban, and 20 years of positive change in a coral reef ecosystem. *Conserv. Biol.* 2021, 35, 1473–1483. <https://doi.org/10.1111/cobi.13738>.
- Mumby, P.J.; Steneck, R.S. Coral reef management and conservation in light of rapidly evolving ecological paradigms. *Trends Ecol. Evol.* 2008, 23, 555–563.
- Arnold, S.N.; Steneck, R.S.; Mumby, P. Running the gauntlet: Inhibitory effects of algal turfs on the processes of coral recruitment. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 2010, 414, 91–105. <https://doi.org/10.3354/meps08724>.
- Lang, J.C.; Marks, K.W.; Kramer, P.A.; Kramer, P.R.; Ginsburg, R.N. *2010 AGRRA Protocols Version 5.4*; Atlantic Gulf Rapid Reef Assessment. ([https://www.researchgate.net/profile/Phillip-Kramer-3/publication/265148106\\_Agrra\\_protocols\\_version\\_54/links/5553ba6a08ae980ca6085ac3/Agrra-protocols-version-54.pdf](https://www.researchgate.net/profile/Phillip-Kramer-3/publication/265148106_Agrra_protocols_version_54/links/5553ba6a08ae980ca6085ac3/Agrra-protocols-version-54.pdf)) Assessed 6 March 2023.
- Steneck, R.S.; Dethier, M.N. A Functional Group Approach to the Structure of Algal-Dominated Communities. *Oikos* 1994, 69, 476. <https://doi.org/10.2307/3545860>.
- Box, S.; Mumby, P. Effect of macroalgal competition on growth and survival of juvenile Caribbean corals. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 2007, 342, 139–149. <https://doi.org/10.3354/meps342139>.
- Rasher, D.B.; Hay, M.E. Chemically rich seaweeds poison corals when not controlled by herbivores. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* 2010, 107, 9683–9688. <https://doi.org/10.1073/pnas.0912095107>.
- Sale, P.F.; Douglas, W.A. Precision and accuracy of visual census technique for fish assemblages on coral patch reefs. *Environ. Biol. Fishes* 1981, 6, 333–339. <https://doi.org/10.1007/bf00005761>.
- Bohnsack, J.A.; Harper, D.E. *Length-Weight Relationships of Selected Marine Reef Fishes from the Southeastern United States and the Caribbean*; 1988. U.S. Department of Commerce. National Oceanic and Atmospheric Administration. National Marine Fisheries Service. Southeast Fisheries Center. Miami, Florida 33149.
- Baums, I.B.; Paris, C.B.; Chérubin, L.M. A bio-oceanographic filter to larval dispersal in a reef-building coral. *Limnol. Oceanogr.* 2006, 51, 1969–1981.
- Alvarez-Filip, L.; Estrada, N.; Pérez-Cervantes, E.; Molina-Hernández, A.; González-Barrios, F.J. A rapid spread of the stony coral tissue loss disease outbreak in the Mexican Caribbean. *PeerJ* 2019, 7, e8069. <https://doi.org/10.7717/peerj.8069>.
- Croquer, A.; Zambrano, S.; King, S.; Reyes, A.; Sellares-Blanco, R.; Trinidad, A.V.; Villalpando, M.; Rodríguez-Jerez, Y.; Vargas, E.; Cortes-Useche, C.; et al. Stony Coral Tissue Loss Disease and Other Diseases Affect Adults and Recruits of Major Reef Builders at Different Spatial Scales in the Dominican Republic. *Gulf Caribb. Res.* 2022, 33, GCF1–GCF13. <https://doi.org/10.18785/gcr.3301.03>.
- Steneck, R.; Arnold, S.; Mumby, P. Experiment mimics fishing on parrotfish: Insights on coral reef recovery and alternative attractors. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 2014, 506, 115–127. <https://doi.org/10.3354/meps10764>.
- Alvarez-Filip, L.; Dulvy, N.; Gill, J.A.; Côté, I.M.; Watkinson, A.R. Flattening of Caribbean coral reefs: Region-wide declines in architectural complexity. *Proc. R. Soc. B Biol. Sci.* 2009, 276, 3019–3025. <https://doi.org/10.1098/rspb.2009.0339>.
- Levitan, D.R. Community Structure in Time Past: Influence of Human Fishing Pressure on Algal-Urchin Interactions. *Ecology* 1992, 73, 1597–1605.
- Steneck, R.S. Regular sea urchins as drivers of shallow benthic marine community structure. *Develop. Aquacult. Fish. Sci.* 2020, 43, 255–279. <https://doi.org/10.1016/b978-0-12-819570-3.00015-9>.
- Mumby, P.J.; Harborne, A.R.; Brumbaugh, D.R. Grouper as a Natural Biocontrol of Invasive Lionfish. *PLoS ONE* 2011, 6, e21510. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0021510>.
- Carpenter, R.C.; Edmunds, P.J. Local and regional scale recovery of *Diadema* promotes recruitment of scleractinian corals. *Ecol. Lett.* 2006, 9, 271–280. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00866.x>.
- Steneck, R.S.; McClanahan, T.; Arnold, S.N.; Brown, J.B. *A Report on the Status of the Coral Reefs of Bonaire in 2005 with Advice on a Monitoring Program*; Unpublished report to the Bonaire Marine National Park (STINAPA); University of Maine Darling Marine Center: Walpole, ME, USA, 2005.
- Darling, E.S.; Alvarez-Filip, L.; Oliver, T.A.; McClanahan, T.R.; Côté, I.M. Evaluating life-history strategies of reef corals from species traits. *Ecol. Lett.* 2012, 15, 1378–1386.
- Alvarez-Filip, L.; Dulvy, N.K.; Côté, I.M.; Watkinson, A.R.; Gill, J.A. Coral identity underpins architectural complexity on Caribbean reefs. *Ecol. Appl.* 2011, 21, 2223–2231.
- Mumby, P.J.; Steneck, R.S. The Resilience of Coral Reefs and Its Implications for Reef Management. In *Coral Reefs: An Ecosystem. In Transition*; Springer: Berlin, Germany, 2010; pp. 509–519. [https://doi.org/10.1007/978-94-007-0114-4\\_29](https://doi.org/10.1007/978-94-007-0114-4_29).

**Descargo de responsabilidad/Nota del editor:** Las declaraciones, opiniones y datos contenidos en todas las publicaciones pertenecen únicamente a los autores y colaboradores individuales y no a MDPI ni a los editores. MDPI y/o el(los) editor(es) declinan toda responsabilidad por cualquier daño a personas o propiedad que resulte de cualquier idea, método, instrucción o producto mencionado en el contenido.





Fundación Propagas

Av. Jacobo Majluta Km 5 1/2, Edificio Propagas, Santo Domingo, República Dominicana

Tel.: 809-364-1000, Ext. 2295

E-mail: [info@fundacionpropagas.do](mailto:info@fundacionpropagas.do) • [www.fundpropagas.com](http://www.fundpropagas.com)

Todos los derechos reservados 2023

