

## Datos de cobertura del sustrato en los arrecifes dominicanos<sup>1</sup>

Alejandro Herrera-Moreno  
Liliana Betancourt Fernández<sup>2</sup>

<sup>2</sup>Programa EcoMar, Inc., Sarasota 121, Bella Vista, Santo Domingo, República Dominicana  
Sitio web: <https://programaecomar.com/> Correo electrónico: [proecomar@gmail.com](mailto:proecomar@gmail.com)

**Resumen.** Se ofrecen los resultados de la recopilación y análisis de datos de la cobertura coralina, desde 1995 a 2019, para los arrecifes de siete regiones de la plataforma dominicana. Los datos más recientes muestran valores de cobertura altos en La Caleta (37.1%), Montecristi (36.9%) y Bayahibe (33.4%); moderados al norte de la península de Samaná (22%) y Pedernales (20%); y bajos al este de la bahía de Samaná (12.7%) y Punta Cana (11.3%). La información se analiza en relación con la influencia de diversos factores naturales y antrópicos incluido el papel de los herbívoros con datos de la densidad de peces escáridos y del erizo de espinas largas *Diadema antillarum*.

**Abstract.** The results of the compilation and analysis of coral cover data, from 1995 to 2019, for the reefs of seven regions of the Dominican shelf are presented. The most recent data shows high cover values in La Caleta (37.1%), Montecristi (36.9%) and Bayahibe (33.4%); moderate in the north coast of the Samaná peninsula (22%) and Pedernales (20%); and low in the east of Samaná bay (12.7%) and Punta Cana (11.3%). Coral cover data is analyzed in relation to the influence of various natural and anthropogenic factors including the role of herbivores with data of scarid fishes and long-spined urchin *Diadema antillarum* densities.

**Palabras claves:** Arrecifes coralinos, cobertura del sustrato, herbívoros  
**Key words:** Coral reefs, substrate cover, herbivores.

## INTRODUCCIÓN

La cobertura coralina, entendida como el porcentaje del fondo marino ocupado por corales escleractíneos vivos, es una medida importante del estado de salud del arrecife que guarda relación directa con el volumen y la complejidad del hábitat, y la diversidad y abundancia de peces e invertebrados (Eddy *et al.*, 2018). Por ello, es una de las medidas más comunes en los programas de monitoreo arrecifal que usan el protocolo del Atlantic and Gulf Rapid Reef Assessment (AGRRA, 2020) en sus diferentes variantes.

En República Dominicana estas metodologías han sido utilizadas en estudios realizados en diferentes fechas y localidades arrecifales pero solo para La Caleta, Bayahibe y Punta Cana se cuenta con un estudio recopilativo que analiza la cobertura coralina entre 1995 a 2017 (Irazábal, 2018). Desde el año 2015 la Fundación Propagas auspicia el monitoreo bianual de los arrecifes en doce localidades con el protocolo AGRRA lo cual ha aportado información sistemática en el último quinquenio (Steneck y Torres, 2019). El presente

<sup>1</sup> Para citar este trabajo: Herrera-Moreno, A. y Betancourt, L. (2020) Datos de cobertura del sustrato en los arrecifes dominicanos. *Reporte de Investigación del Programa EcoMar*, 20(1): 1: 1-17.

reporte, que no pretende ser exhaustivo, analiza los datos de cobertura recopilados por el Programa EcoMar en el marco de sus recientes trabajos sobre los arrecifes coralinos dominicanos (Betancourt *et al.*, 2016; Betancourt y Herrera-Moreno, 2018).

## MATERIALES Y MÉTODOS

Se recopilaron 146 datos de cobertura coralina<sup>2</sup> procedentes de cuarenta estaciones (Figura 1) de catorce estudios, realizados entre 1995 a 2019, y que utilizaron la metodología del Atlantic and Gulf Rapid Reef Assessment (AGRRA, 2020) en un intervalo de profundidades entre 2 a 20 m. Los datos se organizaron en siete regiones (Tabla 1) y se analizaron en un contexto regional y nacional, en relación con diversos factores naturales (p.ej. presencia de ríos, exposición al oleaje o eventos meteorológicos extremos) y antrópicos (p.ej. contaminación, desarrollo turístico costero o sobrepesca), en busca de tendencias generales, dada su heterogeneidad espacio-temporal.

Tabla 1. Resumen de estudios que ofrecen datos de cobertura coralina (%) en diferentes estaciones, profundidades (entre 2 a 20 m) y años (entre 1995 a 2019). Prof. Profundidad. [N. Tamaño de muestra].

Región	Estaciones	Referencias
1. Montecristi (MC)	Bancos Butuse y Cuadrado y otras entre Montecristi y Sabana Chica Prof. 5-17 m [N=23]	Garza-Pérez y Ginsburg (2007), Steneck y Torres (2015; 2018; 2019)
2. Península de Samaná N (PS)	Jardín Coralino (1 y 2) y La Herradura en Las Galeras Prof. 9-10 m [N=6]	Steneck y Torres (2015; 2018; 2019)
3. Bahía de Samaná E (BS)	Sur de Samaná, entorno de cayo Levantado, este de la boca de la bahía y norte de Las Cañitas, La Gina y Miches. Prof. 3-15 m [N=26]	Torres (2013), Serralles y Betancourt (2017), Eastwood <i>et al.</i> , (2017)
4. Punta Cana-Bávaro (PC)	Coliseo, Restauración y otras entre Punta Cana y Bávaro. Prof. 2-10 m [N=32]	Silva y Batlle (1995), Burr (2001), Brandt <i>et al.</i> (2003), Irazábal (2018), Steneck y Torres (2015; 2018; 2019)
5. Bayahibe (BY)	Dominicus, El Peñón, El Toro, La Raya, Rubén y Tortuga Prof. 11-20 m [N=35]	Torres <i>et al.</i> , (2001), Irazábal (2018), Steneck y Torres (2015; 2018; 2019)
6. La Caleta (LC)	La Bomba y Paisanito. Prof. 11-16 m [N=17]	Irazábal (2018), Steneck y Torres (2015; 2018; 2019)
7. Pedernales (PD)	Bahía Honda, Bahía de las Águilas, Muelle de Cabo Rojo, Punta Águilas, Torre Bahía y Yesos de Cuevanjó. Prof. 5-15 m [N=7]	León <i>et al.</i> (2017), Steneck y Torres (2015; 2018; 2019)

Considerando que los cambios en la cobertura coralina guardan estrecha relación con la reducción de los herbívoros del arrecife, se compiló y analizó información adicional de los representantes más importantes de este grupo trófico: los peces loros (familia Scaridae) y el erizo de espinas largas (*Diadema antillarum*). Para la cartografía del territorio dominicano se manejaron los shapefiles (SHP) de la Oficina Nacional de Estadística (ONE, 2020). Los modelos batimétricos digitales regionales se elaboraron a partir del enrejado de la sección de Hispaniola (PROECOMAR, 2020) extraída de la Carta Batimétrica General de los Océanos (GEBCO, 2020). El procesamiento cartográfico y los modelos digitales se realizaron en los programas Golden Surfer 13, Mapinfo Professional y Global Mapper con las facilidades del Programa EcoMar, Inc.

<sup>2</sup> La información sobre otras categorías de cobertura del sustrato del protocolo AGRRA: coral blando, corales muertos recientemente, macroalgas, algas crustosas, esponjas, roca, grava, arena, fango y otras; no estuvo disponible en muchos estudios, por lo que no fueron empleadas en el presente reporte.

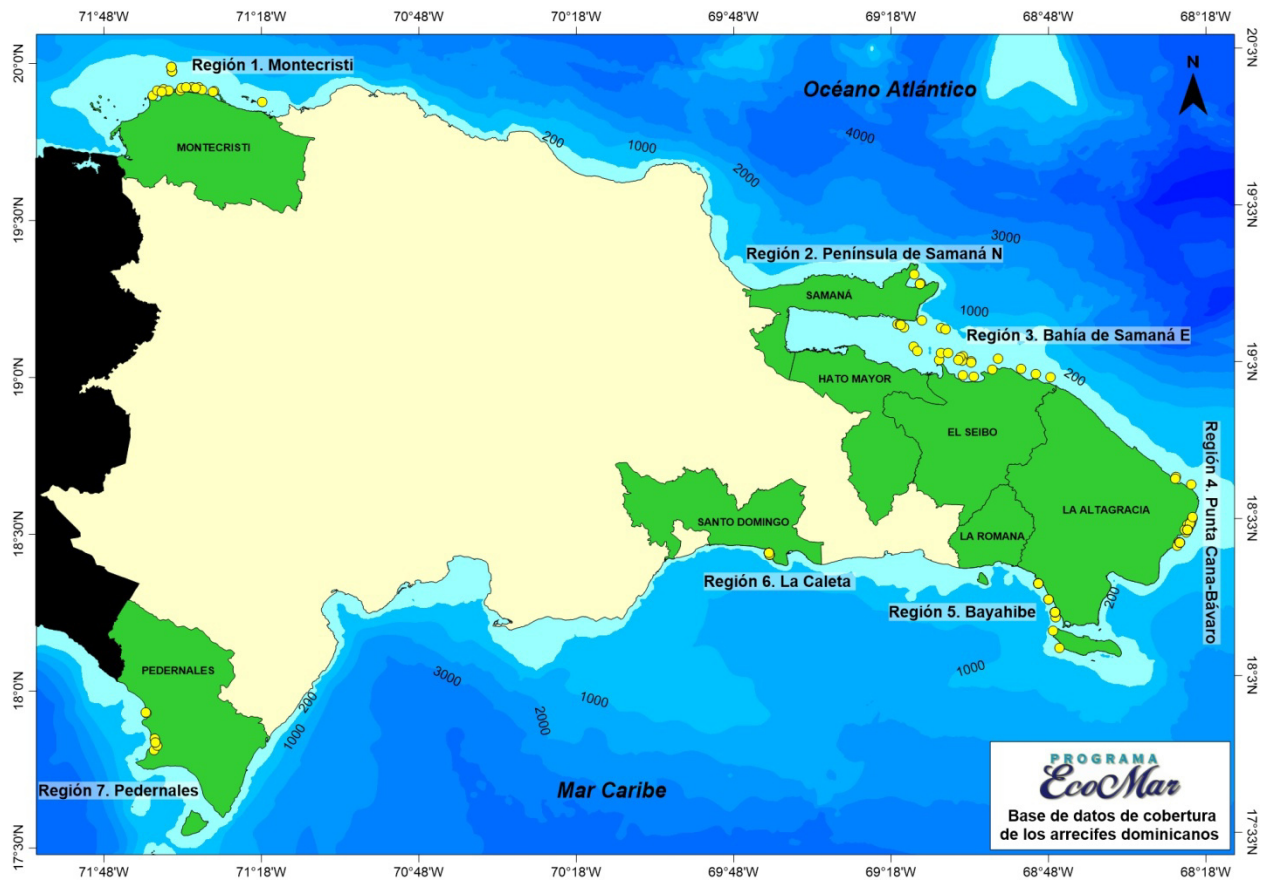


Figura 1. Estaciones con datos históricos y recientes de la cobertura coralina en la plataforma dominicana (círculos amarillos) subdivididas en siete regiones. Se indican las provincias (en verde).

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

### Montecristi

Garza-Pérez y Ginsburg (2007) realizaron uno de los estudios más completos de cobertura en diecisiete estaciones en varias zonas arrecifales (Figura 2), señalando que si bien las comunidades coralinas tenían en general las mismas condiciones de la región del Caribe, aún conservaban áreas donde la cobertura de coral vivo era muy superior al promedio, con valores de hasta 51.5%. Bajo este hallazgo Garza-Pérez y Ginsburg (2007a) propusieron un plan de manejo para el Parque Nacional Montecristi, con zonas vedadas a la pesca, considerando el fuerte impacto del sector sobre los arrecifes.

Los monitoreos posteriores confirmaron estos resultados con coberturas coralinas en los bancos Butuse y Cuadrado, respectivamente, de 32.8% y 43.2% en el 2015 (Steneck y Torres, 2015), que descendieron a 16.3 y 32.8% en el 2017 (Steneck y Torres, 2018) por el impacto físico de los huracanes Irma y María (Foto 1). Al 2019 (Figura 3), cuando se reportan valores entre 16.4 y 21.7%, no se observaba una recuperación (Steneck y Torres, 2019). Desde el 2015, la abundancia de macroalgas aumentó drásticamente relacionado probablemente con la colonización oportunista que caracteriza los efectos rápidos e inmediatos del paso de un huracán por un arrecife (Rousseau *et al.*, 2010).

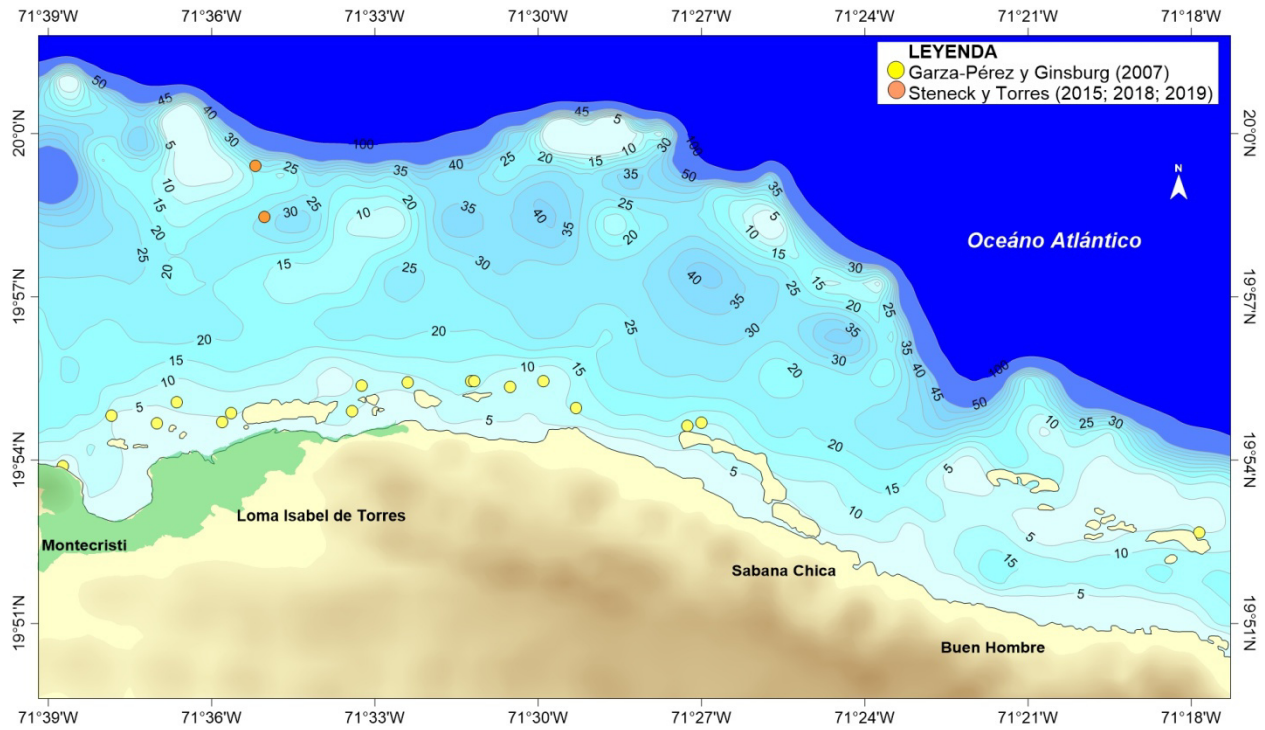


Figura 2. Estaciones de muestreo de varios estudios de cobertura del sustrato en los arrecifes de Montecristi sobre el modelo batimétrico digital. Fuente: GEBCO (2020).

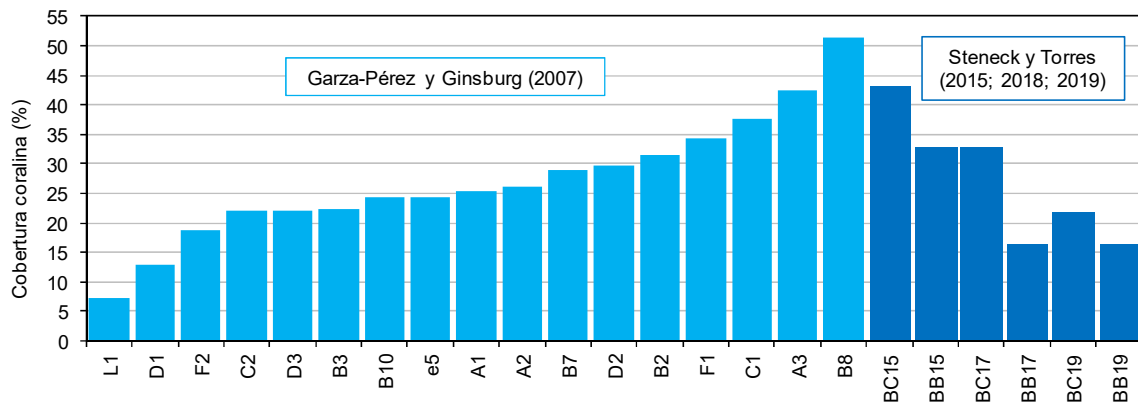


Figura 3. Valores de cobertura de coralina en los arrecifes de Montecristi para diferentes años y fuentes. Estaciones de Steneck y Torres: BC. Banco Cuadrado y BS. Banco Butuse (las letras indican los años).

### Península y este de la bahía de Samaná

En la región de Samaná los estudios realizados abarcan tres provincias: Samaná, Hato Mayor y El Seibo (Figura 4) con estaciones al sureste de la península, el entorno de cayo Levantado (Serralles y Betancourt, 2017), el este de la boca de la bahía de Samaná, las costas de Las Cañitas, La Gina (Torres, 2013) y Miches (Eastwood *et al.*, 2017) y el nordeste de la península en Las Galeras (Steneck y Torres, 2015; 2018; 2019). Cuando se reordenan los datos de cobertura coralina se pueden distinguir dos grupos: uno que representa las estaciones de la boca y la región oceánica adyacente a la bahía de Samaná y aquellas correspondientes al norte de la península (Figura 5).



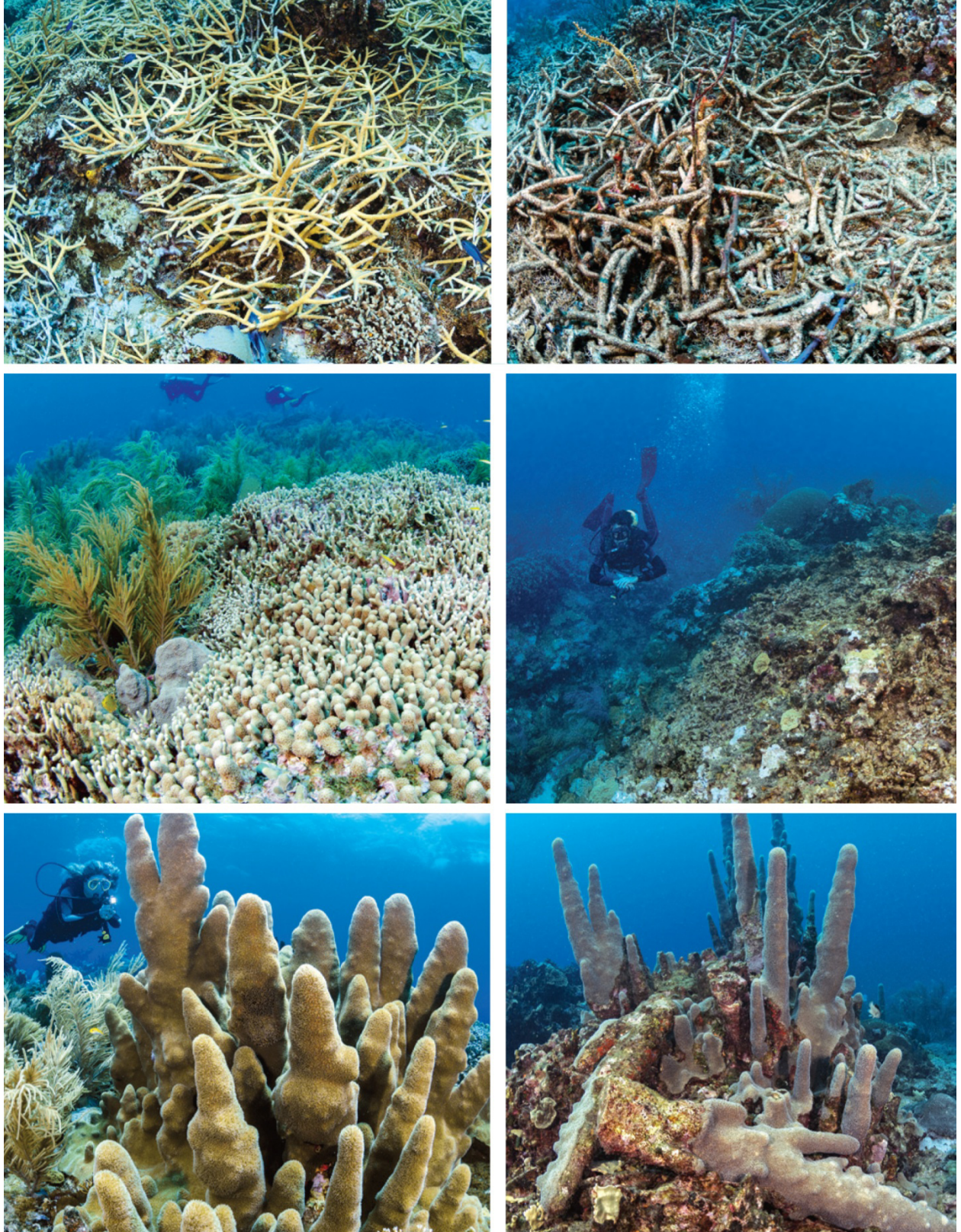


Foto 2. Imágenes comparativas de zonas del arrecife de Montecristi en el 2015 (izquierda) y en el 2018 (derecha), tras el paso de los huracanes Irma y María. Fuente: Steneck y Torres (2018).



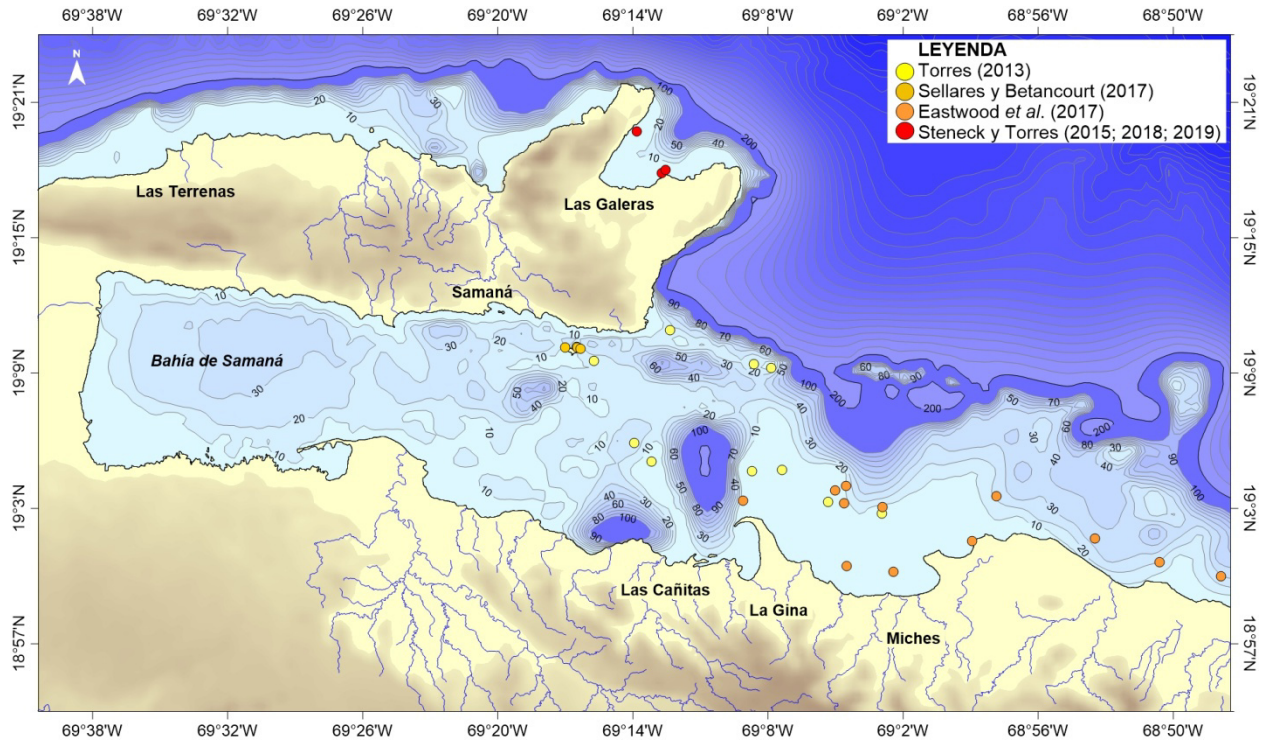


Figura 4. Estaciones de muestreo de varios estudios de cobertura del sustrato en los arrecifes de la región de Samaná sobre el modelo batimétrico digital. Fuente: GEBCO (2020). Se ha incorporado la capa de cursos de agua para indicar el impacto del aporte terrígeno.

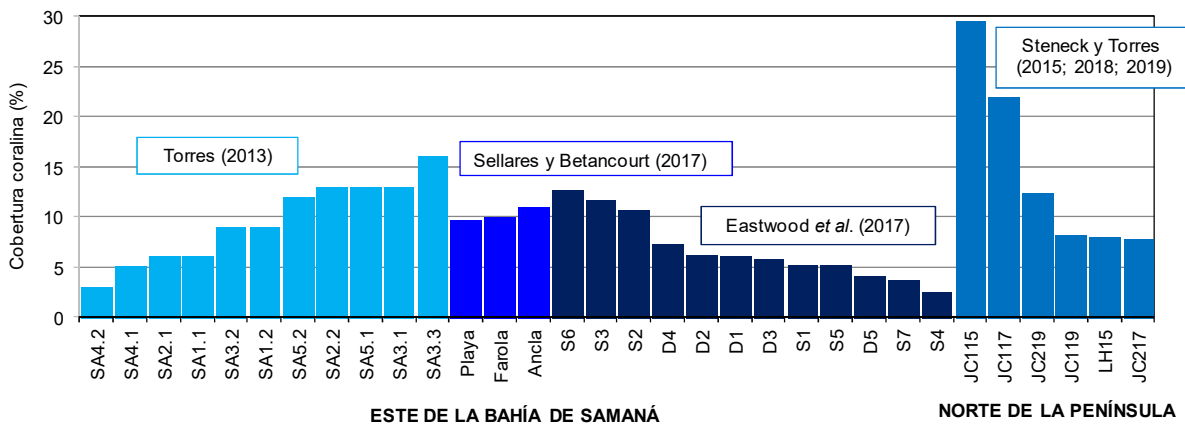


Figura 5. Valores de cobertura coralina en la región de Samaná para diferentes años y fuentes. Para las estaciones de Steneck y Torres (JC. Jardín Coralino y LH. La Herradura) los números indican los años.

Las estaciones de la boca y la región oceánica adyacente a la bahía, entre 3 a 15 m, tienen coberturas entre 2.5 a 16% y un promedio de 8.3%, mientras que las del norte de la península, entre 9 a 10 m, tienen coberturas entre 7.7 a 29.5% y un promedio de 14.6%. La diferencia fundamental radica en que los arrecifes al este de la bahía tienen una mayor influencia terrígena, tanto de la propia bahía (en su condición de gran estuario) como de las zonas costeras de Samaná (al norte), Las Cañitas, La Gina y Miches (al sur), de donde reciben la carga de sedimentos de múltiples ríos, lo cual reduce la transparencia del agua e incrementa la sedimentación afectando el crecimiento coralino.

Por otra parte, los ríos también trasladan al mar altas cargas de contaminación orgánica por el vertimiento de las aguas residuales de los núcleos urbanos (carentes de sistemas apropiados de tratamiento) y este enriquecimiento de nutrientes impulsa el desarrollo de las algas en detrimento de los corales. El estudio de Eastwood *et al.* (2017) acerca del efecto de los ríos de Miches sobre la salud arrecifal reveló una clara correspondencia entre las coberturas de algas y corales en relación con la distancia a la costa. Como regla, los arrecifes más cercanos a la costa (entre 1 a 3 km), tenían coberturas algales entre 30 a 50% y coberturas coralinas que no sobrepasaban el 5% (Figura 6). Aunque no siempre se cumple así, pues son varios los factores que influyen sobre la cobertura coralina, a partir de unos 5 km de la costa tiende a reducirse la cobertura de algas e incrementarse la de corales, si bien en esta región nunca excede un 13% (Torres, 2013).

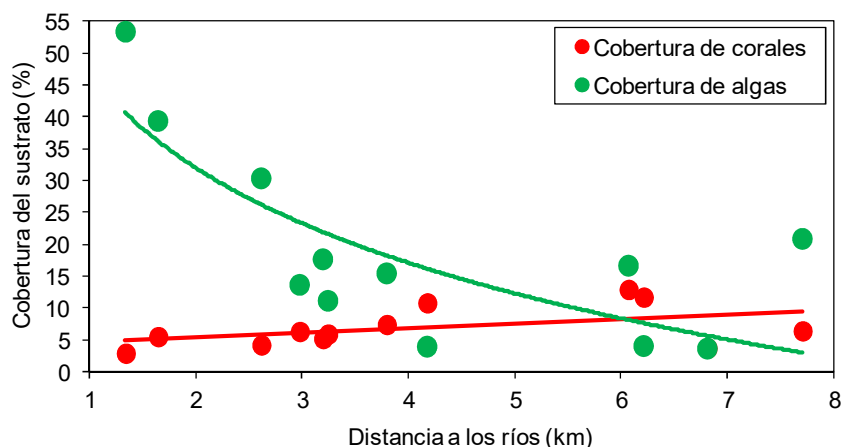


Figura 6. Variación de las coberturas coralinas y algales en los arrecifes de Miches en relación con la distancia a los ríos. Fuente: Datos de Eastwood *et al.* (2017).

Los impactos de la carga sedimentaria y la contaminación terrestre que llega al mar puede estar afectando más a los arrecifes al este de la bahía de Samaná (más cercanos a las poblaciones costeras y donde la escorrentía de agua dulce hacia el mar es mayor), que a los del norte de la península donde el aporte de agua dulce es menor y predomina la influencia oceánica, pero todos, como ya habíamos señalado para Montecristi, enfrentan los impactos del sector pesquero que sobreexplota indiscriminadamente todas las especies comerciales de crustáceos, moluscos y peces arrecifales (incluyendo especies claves como los peces herbívoros) y provoca daños físicos a los corales por el anclaje de las embarcaciones y el abandono de artes de pesca (nasas y redes).

En relación con los impactos de los huracanes Irma y María, que acorde a su trayectoria (Figura 7) deben haber tenido igualmente un efecto sobre los arrecifes de la costa norte de la península de Samaná, los datos pre-huracanes para las estaciones de Las Galeras muestran una tendencia a la reducción de la cobertura de coral vivo, más clara en la estación del Jardín Coralino 1 con valores de 29.5% en el 2015 (Steneck y Torres, 2015) y 8.2% en el 2019 (Steneck y Torres, 2019). Si consideramos que al paso de estos eventos meteorológicos extremos la zona costera de Las Terrenas sufrió una severa erosión de la playa, pérdida de infraestructuras y abrasión de la carretera, según pudimos documentar durante nuestra visita en septiembre de 2017 (Foto 2), es de esperar que el impacto sobre los arrecifes pueda haber sido significativo.

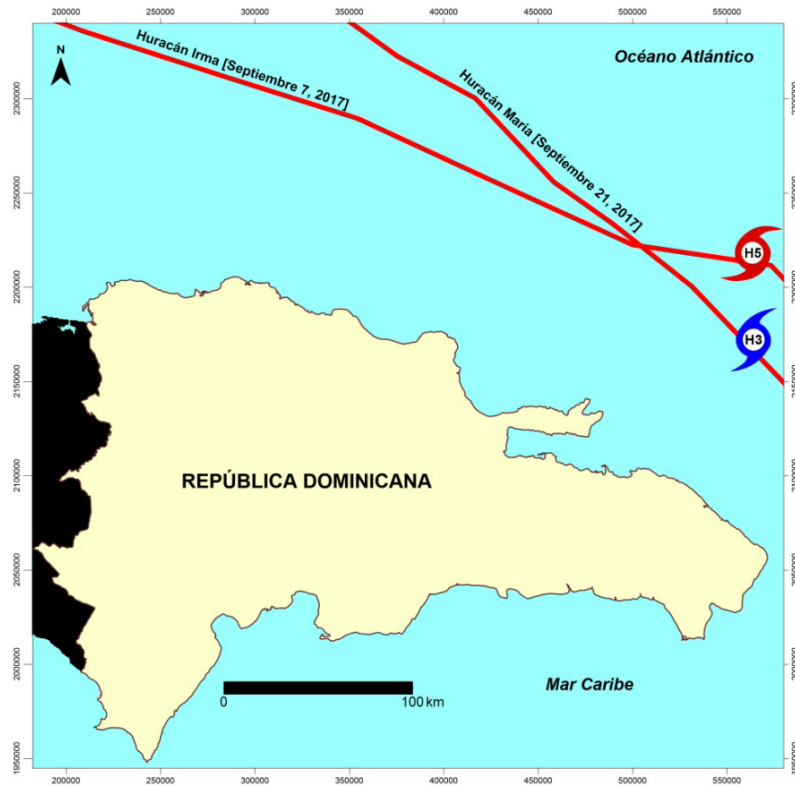


Figura 7. Trayectorias de los huracanes Irma y María al norte de República Dominicana en septiembre de 2017. Fuente: Datos de la NOAA (2020).



Foto 2. Daños a la zona costera de Las Terrenas al paso de los huracanes Irma y María. Destrucción de infraestructuras y escarpes de erosión en la playa. Fuente: Fotos de los autores de septiembre de 2017.



## Punta Cana, Bávaro y Bayahibe

Para estas regiones los estudios abarcan el noreste, este y sur de la provincia La Altagracia en Bávaro (Brand *et al.*, 2003), Punta Cana (Silva y Batlle, 1995; Burr, 2001; Brandt *et al.*, 2003; Irazábal, 2018; Steneck y Torres, 2015; 2018; 2019) y Bayahibe (Torres *et al.*, 2001, Irazábal, 2018, Steneck y Torres, 2015; 2018; 2019), en un intervalo de profundidades entre 2 a 20 m. Una particularidad en estas dos últimas localidades es que se han repetido las mismas estaciones en sucesivos estudios (Figura 8). Cuando se reordenan los datos (Figura 9) se observan coberturas históricas y actuales entre 3.6 a 39% con un promedio de 9.7% en las estaciones de Bávaro y Punta Cana, y entre 5.2 a 38%, con un promedio definitivamente mayor: 23.5, en Bayahibe.

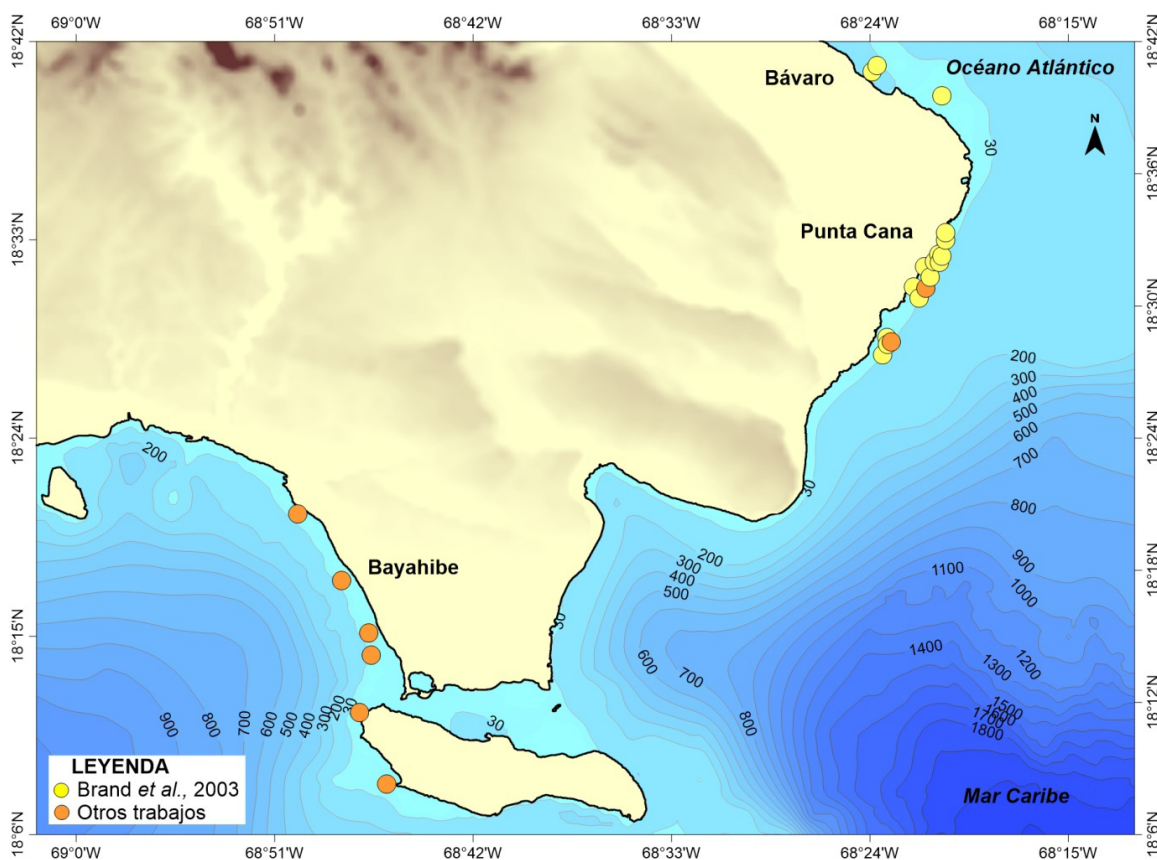


Figura 8. Estaciones de muestreo de varios estudios de cobertura del sustrato en los arrecifes de la región de La Altagracia sobre el modelo batimétrico digital. Fuente: GEBCO (2020).

Las diferencias descansan en múltiples causas -naturales y antrópicas- a diferentes escalas de tiempo. Aquí destacaremos el factor exposición al oleaje mucho más elevado en Punta Cana que en Bayahibe, en condiciones habituales. Aunque el grado de exposición no está directamente relacionado con una baja cobertura coralina si puede convertirse en un factor antagónico para la recuperación de arrecifes que han sido degradados por el impacto antrópico. Las rosas de oleaje para ambas localidades elaboradas a partir del Modelo Wave Watch III (Betancourt y Herrera-Moreno, 2018) muestra que Punta Cana está expuesta al viento y al oleaje de los rumbos norte, noreste, este, sureste y sur que

incluye los de mayor probabilidad y de mayor energía de olas (Figura 10). En Bayahibe las direcciones de viento y oleaje de incidencia efectiva provienen del sureste y sur-sureste, por lo que –en condiciones habituales- puede considerarse relativamente resguardada, ya que los rumbos que la afectan tienen menores probabilidades de ocurrencia. La proyección del extremo sur de La Altagracia e Isla Saona, forman una pantalla ante los vientos del sureste, noreste y este que son los de mayor probabilidad y energía.

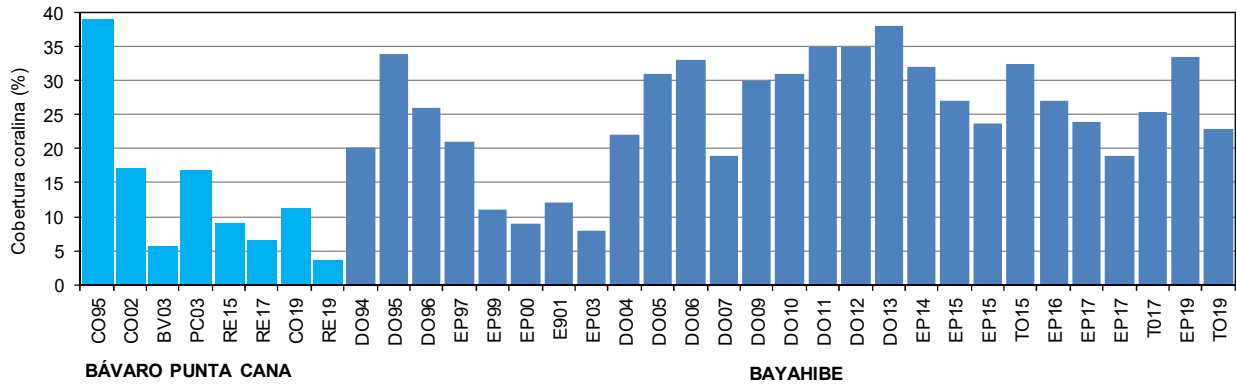


Figura 9. Valores máximos de cobertura coralina reportados en Bávaro-Punta Cana y Bayahibe para diferentes años y fuentes. Las letras indican las estaciones (CO. Coliseo, BV. Bávaro, PC. Punta Cana, RE. Restauración, DO. Dominicus, EP. El Peñón y TO. Tortuga) y los números los años de muestreo.

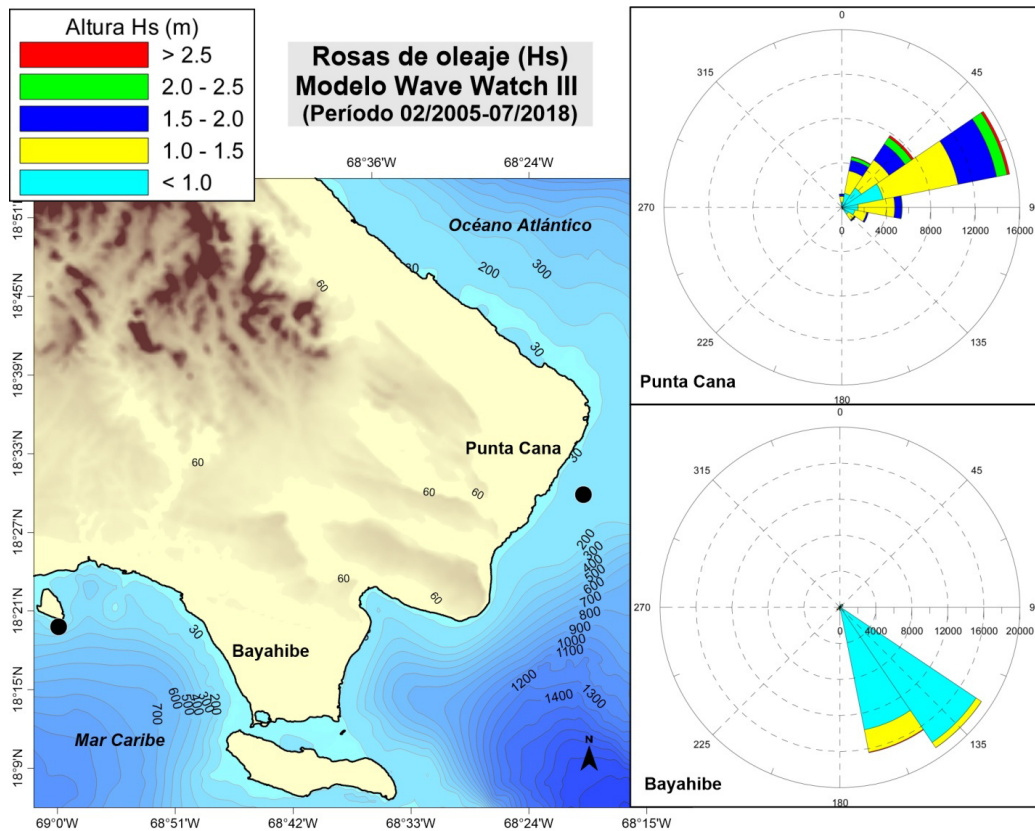


Figura 10. Frecuencia relativa de altura del oleaje en dos puntos de Punta Cana y Bayahibe (círculos negros). Fuente: Betancourt y Herrera-Moreno (2018) a partir del Modelo Wave Watch III.

## Situación de la cobertura nacional

Para visualizar la evolución general (histórica y actual) de los valores de cobertura coralina en la plataforma dominicana organizamos la información por regiones y años (Figura 11) e hicimos un resumen para dos períodos: 1995-2016 y 2017-2019 (Tabla 6). En el período 1996-2016 las coberturas más altas registradas en el país correspondían a los arrecifes de Montecristi (Garza-Pérez y Ginsburg, 2007) que hoy ocupan el segundo lugar, tras el impacto del paso de los huracanes Irma y María (Steneck y Torres, 2019), si bien se mantienen aún altos valores. El segundo lugar correspondía a los arrecifes de Punta Cana donde en el año 1995 se reportó una cobertura de 39% (Silva y Batlle, 1995) reducida hoy a 11.3% (Steneck y Torres, 2019) que coloca a esta región en un séptimo lugar, tendencia que ya había señalado Irazábal (2018).

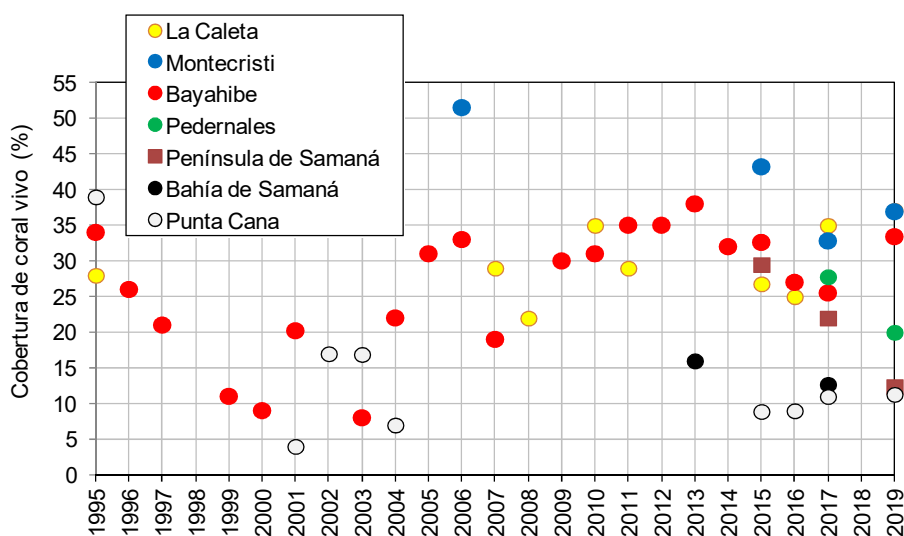


Figura 11. Valores máximos de cobertura coralina en siete regiones de la plataforma dominicana entre 1995 a 2019. Fuentes: ver Tabla 1.

Tabla 6. Resumen comparativo de los datos históricos y recientes de cobertura de coral vivo en siete regiones de la plataforma dominicana.

Región	1995-2016		Región	2017-2020	
	Mínimo	Máximo		Mínimo	Máximo
Montecristi	7.1	51.5	La Caleta	34.9	37.1
Punta Cana-Bávaro	4.2	39.0	Montecristi	10.0	36.9
Bayahibe	5.2	38.0	Bayahibe	22.9	33.4
La Caleta	18.0	35.0	Península de Samaná N	1.3	22.0
Península de Samaná N	8.1	29.5	Pedernales	13.2	20.0
Bahía de Samaná E	3.0	16.0	Bahía de Samaná E	2.5	12.7
Pedernales	nd	nd	Punta Cana-Bávaro	3.6	11.3

En el período 1996-2016 el tercer lugar lo ocupaba Bayahibe que aún mantiene su puesto. Algunos arrecifes de esta región han sido muestreados repetidamente a lo largo de varios años y muestran valores estables como Dominicus con 34% en 1995 y 38% en el 2013; o crecientes como El Peñón con 13% en 1996 (Irazábal, 2018) y 33.4% en el 2019 (Steneck y Torres, 2019). La Caleta, que hoy es la región donde se registran los valores



más altos de cobertura, ocupaba anteriormente un cuarto lugar pero sus arrecifes han tenido una evolución favorable. Por ejemplo, La Bomba y Paisanito, tenían ambos valores de 28% de cobertura en 1995 (Irazábal, 2018) y de 34.9 y 37.1% respectivamente al 2019 (Steneck y Torres, 2019). La península de Samaná y Pedernales han presentado siempre valores más moderados de cobertura respecto a los arrecifes antes discutidos.

La región al este de la bahía de Samaná ha tenido y mantiene valores más bajos, por razones que ya hemos explicado, y le sigue con las menores coberturas Punta Cana-Bávaro. Ya desde la década del 90 se advertía que el desarrollo turístico, que apenas iniciaba en esa época, estaba afectando de manera negativa estos arrecifes (Silva y Batlle, 1995), que en la actualidad se posicionan entre los de menor cobertura coralina de aquellos que han sido estudiados en la plataforma dominicana (Steneck y Torres, 2019). Los resultados de este análisis se resumen en la Figura 12.

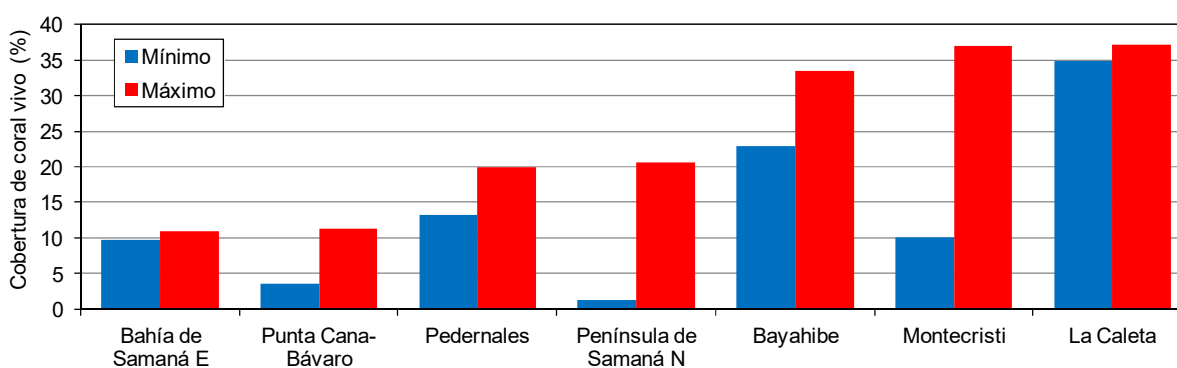


Figura 12. Variación de los valores máximos y mínimos de la cobertura de coral vivo en siete regiones de la plataforma dominicana, según datos de varias fuentes del 2017 al 2020.

Será necesario intensificar, sistematizar y ampliar los estudios de la cobertura del sustrato de los arrecifes e incorporar nuevas localidades para redefinir o precisar esta tendencia global y su evolución futura, con alcance en la plataforma dominicana. Con una base de datos consistente y sistemática la variación de los valores de cobertura podría evaluarse de manera multifactorial considerando las características del propio ecosistema (área del arrecife, zona arrecifal, profundidad, grado de exposición al viento y al oleaje o abundancia y diversidad de herbívoros) y su relación con factores naturales de su entorno (aporte de agua dulce, tasas de sedimentación costera o eventos meteorológicos extremos); de uso de la zona costera (población, fuentes de contaminación o aporte de nutrientes a la costa); uso del arrecife, bien sea pesquero (número de pescadores/área de arrecife o composición de especies arrecifales en las capturas) o turístico (número de centros de buceo, número de buzos, sitios y frecuencia de buceo); de conservación (áreas protegidas y arreglos institucionales a favor de la protección de los arrecifes) y cambio climático (blanqueamiento coralino y enfermedades emergentes).

### **Papel de los herbívoros**

La pérdida de la cobertura coralina a favor de la cobertura de algas guarda estrecha relación con la reducción de los herbívoros en el ecosistema, especialmente los peces de la familia Scaridae (loros o escáridos) y el erizo de espigas largas *Diadema antillarum*. En

relación con los escáridos la tendencia de la densidad -con grandes fluctuaciones- ha sido hacia su disminución como se observa en los datos de Bayahibe, Punta Cana, Bávaro y La Caleta, desde Brand *et al.* (2003) hasta Irazábal (2018). La información que brindan Steneck y Torres (2015; 2018; 2019) para sus localidades de monitoreo revela que los peces loro han disminuido de manera significativa aún con la Resolución 23-17<sup>3</sup>.

Un aspecto importante a considerar es que esta reducción concierne tanto a la densidad de individuos como a la riqueza de especies. En la península de Samaná si comparamos la diversidad de especies de los estudios ecológicos (Sang, 1996) y pesqueros (Sang *et al.*, 1997) históricos con datos actuales de revisión de capturas y entrevistas con los pescadores del Programa EcoMar hallamos una pérdida de 27 especies: 10 de lutiánidos, 9 de serránidos y 5 de escáridos. Además, un grupo arrecifal tan común como los balistidos (Balistidae), representados hace más de dos décadas por 4 especies no aparece en las capturas. El reciente estudio de Lefcheck *et al.* (2019) usando modelos de diversidad de especies, demuestra que el arrecife necesita muchas especies para maximizar el proceso de herbivoría, por lo que conservar la biodiversidad a múltiples escalas es importante para mantener la función del ecosistema.

En relación con el erizo de mar de espinas largas, *Diadema antillarum* la mortalidad masiva en todo el Caribe, entre 1983 a 1984 de esta especie –una vez omnipresente- es uno de los principales factores considerados responsables del cambio de los arrecifes coralinos en toda la región (Kissling *et al.*, 2014). Por esta razón hicimos una recopilación general de varios estudios realizados en diferentes localidades y años (Tabla 11).

Tabla 11. Valores mínimos-máximos de densidad del erizo de espinas largas *Diadema antillarum* (individuos/m<sup>2</sup>) en varias regiones entre 2001 a 2019. Referencias. 1. Chiappone (2001), 2. Brand *et al.* (2003), 3. Gloeckler (2013), 4. Del Río y Galván (2015), 5. Steneck y Torres (2015), 6. Steneck y Torres (2018) y 7. Steneck y Torres (2019).

Región	2001	2003	2013	2014	2015	2017	2019
Montecristi					0.028	0.007-0.008	0.048
Puerto Plata				1.98			
Península de Samaná					0.024	0.064-0.322	0.032-0.155
Bahía de Samaná				0.44			
Punta Cana-Bávaro		0.02-0.54	0.11-0.28	0.30	0.084-0.725	0.014	0.015-0.03
Bayahibe	0.001-0.002			0.82	0.081-0.111	0.008-0.290	0.016
La Caleta	0.001-0.365				0.030		0.016-0.019
Pedernales						0.008	0-04-1.612
Referencia	1	2	3	4	5	6	7

Aunque en algunas localidades con muestreos repetidos podría verse una cierta tendencia de aumento, como Montecristi o Pedernales, la dispersión y escasez de los datos no permite sacar conclusiones, más aún tratándose de poblaciones con una patrón de distribución fuertemente agregado (Herrera *et al.*, 1981). Los diademátidos son típicamente más abundantes en áreas protegidas (como la zona trasera arrecifal) que en aquellas expuestas directamente al impacto de las olas, ocupando una gran variedad de hábitats

<sup>3</sup> Esta resolución del 16 de junio de 2017 prohibió la captura y comercialización de especies de tiburones, rayas, peces herbívoros arrecifales y erizos así como sus productos derivados por un período de dos años.

del complejo de pastos marinos-arrecifes coralinos (Birkeland, 1989). Debe resaltarse que los valores de 1.612 y 1.980 individuos/m<sup>2</sup> en Sosúa y Pedernales, respectivamente, son los más elevados que se han reportado y ya pueden considerarse “densidades funcionales” (*sensu* Steneck y Torres, 2019), si bien nuestras poblaciones están aún lejos de su recuperación, como mismo se reporta para Puerto Rico (Tuohy *et al.*, 2020).

Finalmente, resulta difícil establecer una base comparativa de recuperación en la plataforma dominicana dada la carencia de estimados de densidad de la población de *Diadema antillarum* previos a su mortalidad masiva. Para suplir esta carencia existen estudios de inicios de la década del 80 para las Grandes Antillas que devienen en una referencia cuantitativa para el seguimiento de su recuperación regional. Las cifras varían según la localidad y la profundidad con valores entre 5.5 y 5.9 erizos/m<sup>2</sup> en zonas rocosas de un área resguardada entre 1 a 3 m de profundidad en Cuba (Herrera *et al.*, 1981); entre 4 a 8.9 erizos/m<sup>2</sup> en un intervalo de 7 a 15 m de profundidad en Jamaica (Hughes *et al.*, 1985); entre 12.7 a 13.8 erizos/m<sup>2</sup> en localidades de Puerto Rico (Bauer, 1980) y 20 erizos/m<sup>2</sup> en la Bahía de Caracol entre 3 a 10 m de profundidad (Hay, 1984).

## CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

1. Los datos de cobertura coralina para los arrecifes de siete regiones aquí analizados sugieren una tendencia de altos valores en La Caleta (37.1%), Montecristi (36.9%) y Bayahibe (33.4%); moderados al norte de la península de Samaná (22%) y Pedernales (20%); y bajos al este de la bahía de Samaná (12.7%) y Punta Cana (11.3%). Será necesario intensificar, sistematizar y ampliar los estudios de cobertura del sustrato de los arrecifes e incorporar nuevas localidades para redefinir o precisar esta tendencia global y su evolución futura, con alcance en la plataforma dominicana.

2. República Dominicana necesita una base de datos *en línea* de cobertura coralina obtenidos a partir del protocolo AGRRA (u otros similares) que unifique la información dispersa y la ponga a disposición de las instituciones para incentivar y facilitar nuevos proyectos. Con una base de datos consistente y sistemática la variación de los valores de cobertura podría evaluarse de manera multifactorial considerando las características del propio ecosistema y su relación con factores naturales de su entorno, de uso de la zona costera y del propio arrecife (pesca y turismo), de conservación y cambio climático.

3. Se necesita un proyecto nacional para equilibrar la situación de los herbívoros en los arrecifes dominicanos, con monitoreo sistemático de la recuperación de las poblaciones del erizo de espinas largas *Diadema antillarum* y medidas de veda de otros herbívoros arrecifales, especialmente los peces de la familia Scaridae, con acciones de educación y reforzamiento legal a nivel de la comunidad de pescadores y los actores comerciales.

4. El plan de manejo de los arrecifes de Montecristi de Garza-Pérez y Ginsburg (2007a) con su propuesta de conservación de las zonas arrecifales de mayor cobertura a través de un sistema de áreas vedadas a la pesca (Figura 13) debe ser revisado y complementado con los resultados de la caracterización del Ministerio de Medio Ambiente (2016) para poner en práctica las recomendaciones de manejo del Parque Nacional Montecristi que contribuirían -a mediano plazo- a la reposición de la biomasa de peces.



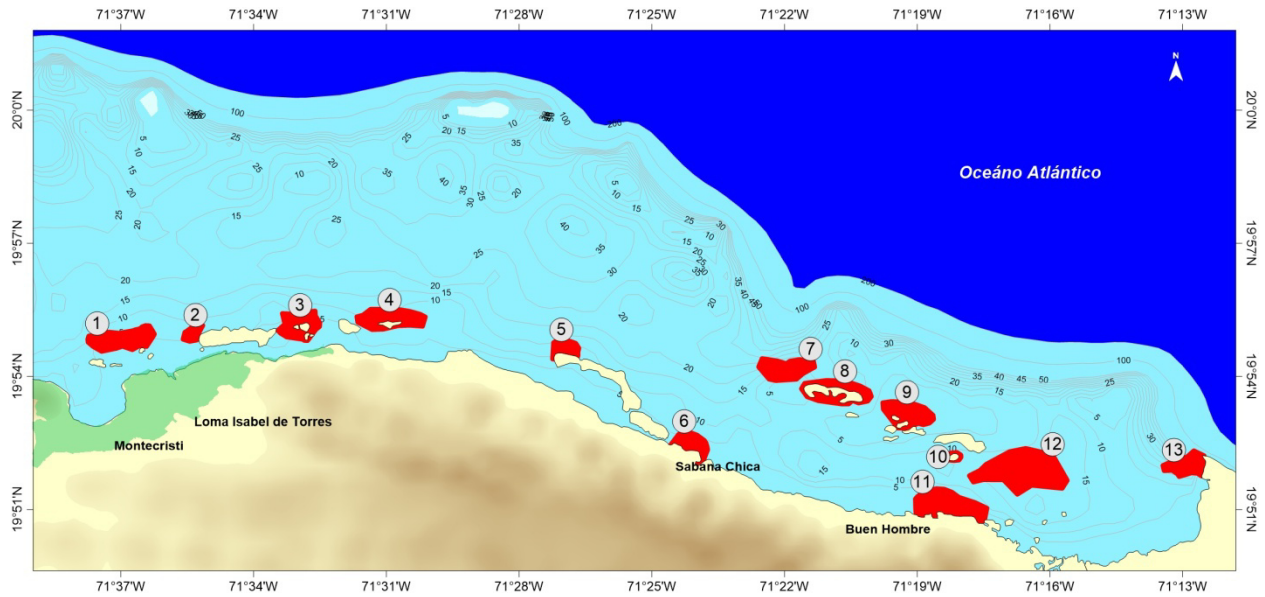


Figura 13. Propuesta de trece zonas cerradas a la pesca (polígonos rojos) para ayudar a la recuperación de los arrecifes coralinos y la reposición de la biomasa pesquera. Fuente: Plan de manejo para el Parque Nacional Montecristi de Garza-Pérez y Ginsburg (2007a).

## REFERENCIAS

- AGRR (2020) Atlantic and Gulf Rapid Reef Assessment. Sitio Web: <https://www.agrra.org/>
- Bauer J.C. (1980) Observations of geographical variations in population density of the echinoid *Diadema antillarum* within the Western North Atlantic. *Bulletin of Marine Science* 30, 509–515.
- Betancourt L. y Herrera-Moreno, A. (2018) Identificación y valoración de los servicios ecosistémicos en áreas marinas piloto seleccionadas. Informe de consultoría al Proyecto “Desarrollo de un mecanismo financiero innovador para la conservación de arrecifes de coral en República Dominicana, 35 pp.
- Betancourt L., Herrera-Moreno A. y Peguero B. (compilación e investigación) (2016) “Arrecifes coralinos. Capítulo 4. Caracterización de los ecosistemas”. En: *Situación actual de la biodiversidad de República Dominicana*. Proyecto Aumento de la capacidad de adaptación ecosistémica en las Reservas de Biosfera fronterizas en la República de Haití y la República Dominicana (CAREBios), GIZ Alemana, Viceministerio de Áreas Protegidas y Biodiversidad y Programa EcoMar, Inc., 110 pp.
- Birkeland, C. (1989) The influence of echinoderms on coral-reef communities. En: M. J. (Eds.), *Echinoderm Studies*, vol 3. AA. Balkema, pp. 1-79.
- Brandt, M. E., Cooper W. T. y Polsenberg J. F. (2003) Results of a coral reef survey of Punta Cana, Dominican Republic, with comparisons to past studies and other Caribbean reefs, August 20– 25. Reporte de The National Center for Caribbean Coral Reef Research Rosenstiel School of Marine and Atmospheric Science University of Miami, 39 pp.
- Burr S. A (2001) Status of the reef at Punta Cana, Dominican Republic. Preliminary surveys and observations. Reporte a la Fundación Punta Cana, 15 pp.
- Chiappone, M. (editor) (2001) Coral reef conservation in Marine Protected Areas: A case study of Parque Nacional del Este, Dominican Republic. Part 3 of 3 in a Series of Science Tools for Marine Park Management, The Nature Conservancy, Arlington, Virginia, 244 pp.
- Del Río Torres L. y Galván V. (2015) *Diadema antillarum* population status assessment in Dominican Republic 30 years after the mass mortality event. *Journal of Aquaculture & Marine Biology* 3(2): 1-13.
- Eastwood E., Darien K., Clary G. y Melnick D. J. (2017) Coral reef health and management on the verge of a tourism boom: A case study from Miches, Dominican Republic. *Ocean & Coastal Management*, 138: 192-204.
- Eddy, T. D., Cheung, W., y Bruno, J. F. (2018). Historical baselines of coral cover on tropical reefs as estimated by expert opinion. *PeerJ*, 6, e4308. <https://doi.org/10.7717/peerj.4308>

- Garza-Pérez J. R. y Ginsburg R. N. (2007) Replenishing a near-collapsed reef fishery, Montecristi National Park, Dominican Republic. Proceedings of the 60th Gulf and Caribbean Fisheries Institute November 5 - 9, 2007 Punta Cana, Dominican Republic, pp. 465-474.
- Garza-Pérez J. R. y Ginsburg R. N. (2007a) Expanded Management Plan for a Dominican Republic Coral Reef: Montecristi National Park, 41 pp.
- GEBCO (2020) General Bathymetric Chart of the Oceans. United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization (UNESCO) Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO (IOC). Disponible en: <https://www.gebco.net/>
- Gloeckler. K.M (2013) Population density of the Long-Spine Sea Urchin (*Diadema antillarum*) in Punta Cana, Dominican Republic. Reporte a la Fundación Punta Cana.
- Hay, M.E. (1984), Patterns of fish and urchin grazing on Caribbean coral reefs: are previous results typical? *Ecology*, 65: 446-454. doi:10.2307/1941407
- Herrera-Moreno, A., Valdés-Muñoz E. e Ibarzábal D. (1981) Evaluación poblacional del erizo negro, *Diadema antillarum* Philippi, mediante un diseño de muestreo aleatorio estratificado, y algunos aspectos de su biología. *Cienc. Biol.* 6: 61-79.
- Hughes, T. P., Keller B. D., Jackson J. B. C. y Boyle M. J. (1985) Mass mortality of the echinoid *Diadema antillarum* Philippi in Jamaica. *Bulletin of Marine Science* 36(2): 377-384.
- Irazábal García, I. J. (2018) Identificación de patrones de cambio en los arrecifes de coral en La Caleta, Bayahibe y Punta Cana, en la República Dominicana, entre 1995-2017. Proyecto de Investigación Final para optar por el título de Licenciado en Ecología y Gestión Ambiental. Pontificia Universidad Católica Madre y Maestra, Facultad de Ingenierías y Ciencias, Departamento de Ecología y Gestión Ambiental, 84 pp.
- Kissling D. L., Precht, W. F., Miller S. L. y Chiappone M. (2014) Historical reconstruction of population density of the echinoid *Diadema antillarum* on Florida Keys shallow bank-barrier reefs. *Bulletin of Marine Science* 90(2): 1-15.
- Lefcheck, J.S., Innes-Gold, A. A., Brandl, S. J., Steneck, R. S., Torres, R. E. y Rasher, D. B. (2019) Tropical fish diversity enhances coral reef functioning across multiple scales. *Science Advances* 5(3), eaav6420 DOI: 10.1126/sciadv.aav6420
- León, Y. M., Bonilla, Y., Hernández, A. C. y Valdez, A. (2017) Caracterización y evaluación de cuatro arrecifes de coral de la República Dominicana, Informe de proyecto a la Autoridad Nacional de Asuntos Marítimos (ANAMAR), 28 pp.
- Ministerio de Medio Ambiente (2016) Caracterización preliminar del estado actual de los arrecifes de la costa nordeste de la Provincia Montecristi (Parque Nacional Submarino Montecristi) Proyecto Piloto de Manejo y Conservación de la Pesquería y Biodiversidad Arrecifal – Parque Nacional Montecristi, República Dominicana, 74 pp.
- Ministerio de Medio Ambiente (2020) Ministerio de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Sitio Web: <https://ambiente.gob.do/>
- NOAA (2020a). NOAA Coastal Services Center, Historical Hurricane Track, National Oceanic & Atmospheric Administration. Disponible en: <http://hurricane.csc.noaa.gov/hurricanes/>
- ONE (2020) Oficina Nacional de Estadística. Sitio Web: <https://www.one.gob.do/>
- PROECOMAR (2020) Programa EcoMar, Inc. Ecología, pesquerías, cambio climático, educación y gestión ambiental, y ordenamiento territorial de la zona costera y marina en República Dominicana. Sitio Web: <https://programaecomar.com/>
- Rousseau, Y., Galzin, R. y Maréchal, J. P. (2010) Impact of hurricane Dean on coral reef benthic and fish structure of Martinique, French West Indies. *Cybium* 34(3): 243-256.
- Sang L., León D., Silva M. y King V. (1997) Diversidad y composición de los desembarcos de la pesca artesanal en la región de Samaná. Centro para la Conservación y Ecodesarrollo de la Bahía de Samaná y su Entorno, CEBSE, Inc., Proyecto de Conservación y Manejo de la Biodiversidad en la Zona Costera de la República Dominicana GEF-PNUD/ONAPLAN.
- Sang, L. (1996) Estudio de los arrecifes de coral de la costa Norte de la Península de Samaná. Proyecto Inventario de la biodiversidad y caracterización de las comunidades del entorno de la Península y Bahía de Samaná, Centro para la conservación y Ecodesarrollo de la Bahía de Samaná y su Entorno, CEBSE, Inc. 97 pp.
- Sellares, R. y Betancourt L. (2017) Plan de acción para la protección de los arrecifes coralinos en la bahía de Samaná, República Dominicana. Programa Caribeño para la Conservación de la Biodiversidad Marina, 44 pp.

- Silva, R., y Batlle, O. (1995). Rapid ecological assessment and reef characterization: Punta Cana, R.D. La Fundación Ecológica de Punta Cana.
- Steneck, S.S. y Torres, R. (2015) El estado de los arrecifes de coral de la República Dominicana. Fundación Propagás, Reef Check y Universidad de Maine, 11 pp.
- Steneck, S.S. y Torres, R. (2018) Estado y tendencias de los arrecifes coralinos en la República Dominicana 2017-2018. Fundación Propagás, Reef Check y Universidad de Maine, 31 pp.
- Steneck, S.S. y Torres, R. (2019) Estado y tendencias de los arrecifes coralinos en la República Dominicana 2015-2019. Fundación Propagás, Reef Check y Universidad de Maine, 43 pp.
- Torres, R. (2013) Resultados del estudio sobre la salud arrecifal en la bahía de Samaná con la metodología Reef Check, noviembre 2013, USAID/TNC, 65 pp.
- Torres, R., Chiappone, M., Geraldine, F., Rodríguez, Y. y Vega, M. (2001) Sedimentation as an important environmental influence on Dominican Republic reefs. *Bulletin of Marine Science* 69(2): 805–818.
- Tuohy, E., Wade, C., y Weil, E. (2020). Lack of recovery of the long-spined sea urchin *Diadema antillarum* Philippi in Puerto Rico 33 years after the Caribbean-wide mass mortality. *PeerJ*, 8, e8428. <https://doi.org/10.7717/peerj.8428>.