

REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA

Salud de los corales y su investigación en el Caribe y en Cuba

Coral health and its research in the Caribbean and Cuba

Gabriela C. Aguilera-Pérez¹

Patricia González-Díaz¹

¹ Centro de Investigaciones Marinas
de la Universidad de La Habana
(CIM-UH). Calle 16 No. 114.
Playa. CP 11300. Ciudad Habana.
Cuba..

Autor para correspondencia:
gaby97aguilera@gmail.com

OPEN ACCESS

Distribuido bajo:
Creative Commons Atribución-
NoComercial 4.0 Internacional
(CC BY-NC 4.0)

Editor:
Pedro Chevalier
(Acuario Nacional de Cuba)

Recibido: 25.10.2023
Aceptado: 28.02.2024

Resumen

La salud de los corales es un tema de gran importancia en el Caribe y en Cuba, ya que estos ecosistemas marinos son vitales para la biodiversidad y la economía de la región. Los arrecifes de coral albergan una gran variedad de especies. Sin embargo, constituyen un ecosistema bajo amenaza debido a la combinación de diferentes factores, como el cambio climático, la contaminación, la sobrepesca y la acidificación del océano. El Caribe es considerado un “punto caliente” para las enfermedades, debido a la rápida aparición y virulencia de nuevos síndromes en la región en las últimas décadas. Cuba no se encuentra exenta de este panorama. Aun así, los estudios realizados han demostrado que los porcentajes de afectación por enfermedades son bajos y el número de enfermedades reportado para sus arrecifes también es bajo, en comparación a lo reportado para otros sitios del Caribe. Es por lo que este trabajo tiene como objetivo recopilar información actualizada sobre el estado de salud de los corales en el Caribe y en Cuba. La sistematicidad y la constancia en el monitoreo de los arrecifes constituye una urgencia en aras de conocer el estado de salud en que se encuentran, manejarlos de manera sostenible y así evitar daños irreparables que conlleven a su pérdida definitiva. Planes de conservación que combinen un manejo efectivo con iniciativas de ciencia ciudadana han demostrado ser sostenibles y beneficiosos, tanto para los arrecifes como para la sociedad.

Palabras clave: Arrecife de coral, blanqueamiento, cambio climático, enfermedades.

Abstract

The health of corals is a topic of great importance in the Caribbean and in Cuba since these marine ecosystems are vital for biodiversity and the economy of the region. Coral reefs house a wide variety of species. However, they constitute an ecosystem under threat due to the combination of different factors, such as climate change, pollution, overfishing and ocean acidification. The Caribbean is considered a “hotspot” for diseases, due to the rapid appearance and virulence of new syndromes in the region in recent decades.

Cuba is not exempt from this panorama, even so, studies have shown that the percentages of disease affectation are low, and the number of diseases reported for its reefs is also low compared to what is reported for other Caribbean sites. This is why this work aims to collect updated information on the health status of the corals in the Caribbean and in Cuba. The systematicity and constancy in the monitoring of the reefs constitutes an urgency to know the state of health in which they are, manage them sustainably and thus avoid irreparable damage that leads to their definitive loss. Conservation plans that combine effective management with citizen science initiatives, have proven to be sustainable and beneficial for both reefs and society.

Keywords: Bleaching, climate change, diseases, coral reef.

Introducción

Los arrecifes de coral cubren alrededor de 285 000 km², lo que representa menos del 0,5 % de la superficie del océano mundial (Spalding *et al.*, 2001; Lough & Wilkinson, 2017). No obstante, estos ecosistemas poseen una gran importancia ecológica y económica debido a su elevada biodiversidad y productividad (Knowlton *et al.*, 2021). Se estima que el valor económico de los arrecifes de coral ronda los 2.7 trillones de USD por año (Spalding *et al.*, 2017). Millones de personas en todo el mundo dependen de los numerosos servicios ecosistémicos que brindan los arrecifes de coral (Cinner *et al.*, 2016). Entre estos bienes y servicios destacan que son fuente de alimentación y trabajo (Kittinger *et al.*, 2012), de ellos se extraen productos medicinales como la citarabina, utilizado en los tratamientos contra el cáncer (Dyshlovoy & Honecker, 2020), y sirven como barrera natural ante eventos climáticos como ciclones y tsunamis (Teh *et al.*, 2013; Beck *et al.*, 2018). Solo en los Estados Unidos y sus territorios el valor anual de la reducción del riesgo de inundación proporcionado por los arrecifes de coral está valorado en 1 800 millones de USD (Storlazzi *et al.*, 2019). Sin arrecifes, se ha estimado que el daño anual sería más del doble, y que la inundación de terrenos aumentaría en un 69 %

(Beck *et al.*, 2018). El turismo relacionado con los arrecifes genera a nivel global casi 36 000 millones de USD al año (Spalding *et al.*, 2017). Este ecosistema posee importancia también para la vida marina (Knowlton *et al.*, 2021). Las más de 800 especies de corales constructores de arrecifes (Carpenter *et al.*, 2008) crean hábitats que albergan alrededor del 32 % de todas las especies marinas descritas (con excepción de los hongos que no estuvieron representados en los documentos consultados) (Fisher *et al.*, 2015). Para algunos grupos, como los peces, el porcentaje es aún mayor: de las aproximadamente 16 800 especies de peces marinos descritas (Eschmeyer *et al.*, 2010), cerca de 6 300 (más del 37 %) están asociadas con arrecifes tropicales (Kulbicki *et al.*, 2013).

A pesar de los bienes y servicios que estos ecosistemas ofrecen, se han visto degradados en las últimas décadas debido a la sinergia de factores naturales y antrópicos que actúan a diferentes escalas temporales y espaciales (Hoegh-Guldberg *et al.*, 2007; Jackson *et al.*, 2014; Anthony *et al.*, 2020). La evidencia reciente en las zonas costeras urbanas y rurales sugiere que los arrecifes de coral están sufriendo el impacto de las actividades humanas directas, como la contaminación, la sobrepesca y el deterioro del hábitat (Hughes *et al.*, 2003; Anthony *et al.*, 2015). La implementación deficiente del desarrollo sostenible en las islas tropicales también ha generado impactos sostenidos en la calidad del agua costera, afectando los arrecifes de coral y otros ecosistemas costeros (Ramos-Scharrón, Torres-Pulliza & Hernández-Delgado, 2015; Hernández-Delgado *et al.*, 2017). Recientemente, en la región del Caribe, las descargas de aguas residuales y aguas subterráneas se han asociado con cambios de fase de arrecifes dominados por corales a arrecifes dominados, fundamentalmente, por algas (Arias-González *et al.*, 2017; Otaño-Cruz *et al.*, 2017; Ware *et al.*, 2020). Según Sims *et al.* (2020), el enriquecimiento de nutrientes por la descarga de agua subterránea podría ser una causa importante de cambio negativo para las comunidades de coral en los sitios de arrecifes cercanos a la costa. Sin embargo, a escala

mundial, la principal preocupación para los arrecifes de coral es la amenaza que representan las crecientes concentraciones de gases de efecto invernadero, en particular del CO₂ en la atmósfera (Knowlton *et al.*, 2021). En la década de 2011-2020, un aumento de la temperatura superficial del mar de 0.88°C por año (IPCC, 2023) ha desencadenado eventos masivos de blanqueamiento, un incremento en la virulencia de patógenos (virus, bacterias y hongos) y la aparición de nuevas enfermedades; lo que ha provocado una mayor mortalidad en los arrecifes a nivel mundial (Hughes *et al.*, 2018; ISRS, 2018).

El resultado acumulativo de los daños acontecidos en el pasado es la pérdida de, al menos, la mitad de la cobertura de coral en los arrecifes desde la década de 1870 (IPBES, 2019). Incluso, los arrecifes que han conservado niveles similares de cobertura de coral ya han experimentado cambios drásticos en su composición de especies (Grotolli *et al.*, 2014). Durante las últimas tres décadas, la cobertura de coral ha disminuido, aproximadamente, en un 53 % en el Atlántico occidental, un 40 % en el Indo-Pacífico y un 50 % en la Gran Barrera de Coral (GBR) (Gardner *et al.*, 2003; De'Ath *et al.*, 2012). Estas disminuciones en la cobertura de coral vivo van acompañadas de una pérdida de complejidad estructural que resulta en alteraciones en la estructura trófica y reducciones en los servicios ecosistémicos (Birkeland, 2015). A nivel mundial, el 39 % de los arrecifes se clasifican como de bajo riesgo y el 52 % de esos arrecifes se encuentran en el Pacífico (Bellwood *et al.*, 2019). En la región del Atlántico, más del 75 % de los arrecifes están amenazados, con más del 30 % en la categoría de amenaza alta o muy alta (Burke *et al.*, 2011; Lester *et al.*, 2020).

La cobertura de los corales formadores de arrecifes ha disminuido en los arrecifes del Caribe entre un 50 y un 80 %, desde que comenzó el monitoreo sistemático a fines de la década de 1970 (Gardner *et al.*, 2003; Jackson *et al.*, 2012, Cramer *et al.*, 2021). Cramer *et al.* (2020) encontraron que la cobertura de *Acropora palmata* (Lamarck, 1816) y *Acropora cervicornis* (Lamarck, 1816) había comenzado a disminuir entre 1950 y 1960,

antes de que se reportara por primera vez la enfermedad de banda blanca (WBD, por sus siglas en inglés). La pérdida inicial de ambas especies se debió al uso de fertilizantes para la agricultura y al aumento de la densidad poblacional en la región del Caribe. Durante este tiempo, la mayoría de los arrecifes en esta región habían cambiado de hábitats dominados por corales a hábitats dominados por macroalgas, esponjas y/o invertebrados no formadores de arrecifes (Hughes, 1994; Loh *et al.*, 2015; Cramer *et al.*, 2020). Los brotes de WBD aparecieron en muchos arrecifes a fines de la década de 1970 y principios de 1980, provocando la disminución en más de un 80 % de las poblaciones *A. palmata* y *A. cervicornis*, (Gladfelter, 1982; Jackson *et al.*, 2014; Cramer *et al.*, 2020). Otro suceso que influyó de manera negativa en los arrecifes de coral del Caribe fue la mortalidad masiva del erizo negro de espinas largas *Diadema antillarum* (Philippi, 1845) en el período de 1983–1984 (Jackson *et al.*, 2014). Dicha mortalidad se produjo debido a un patógeno no identificado, que provocó la pérdida de cerca del 90 % de las poblaciones de *Diadema* en la región del Caribe (Lessios, 1988). Ello contribuyó a una explosión de macroalgas en los arrecifes de todo el Caribe (Cramer *et al.*, 2020). Estos eventos fueron seguidos por brotes locales de blanqueamiento que comenzaron a fines de la década de 1980, seguidos de brotes regionales en la década de 1990. A su vez, ello provocó un incremento en el número de enfermedades de coral y en su frecuencia de aparición y, en algunos casos, una mayor sustitución de corales por macroalgas (Jackson *et al.*, 2014). Aun así, otros arrecifes han demostrado estar recuperándose, con valores de cobertura de coral alrededor del 30 %, en sitios como el Parque Terrestre y Marino de los Cayos Exuma en las Bahamas (Mumby y Hunte, 2010), el *Dairy Bull Reef* en Jamaica (Idjadi *et al.*, 2010) y las pequeñas islas de las Antillas (Williams *et al.*, 2017).

Cuba constituye la isla más larga y extensa de la región del Caribe y exhibe una característica variación en su geomorfología costera bordeada por arrecifes de coral, estos ocupan más del 66 % de la plataforma insular,

casi el 98 % del borde de la plataforma (González-Díaz *et al.*, 2018) y poseen diferentes grados de impacto humano (Claro *et al.*, 2001; Pina-Amargós *et al.*, 2014). Los arrecifes menos impactados son los que se encuentran dentro de algunas áreas protegidas, como es el caso de Jardines de la Reina, o se encuentran distantes de las grandes ciudades, como los de la península de Ancón (González-Díaz *et al.*, 2018). Por el contrario, otros arrecifes como los de la región noroccidental de Cuba, cerca de La Habana, son fuertemente impactados por las actividades antrópicas (González-Díaz *et al.*, 2003; González-Sansón *et al.*, 2009; Duran *et al.*, 2018). En esta región se han desarrollado numerosas investigaciones con el objetivo de evaluar el efecto del impacto de la actividad humana en los arrecifes de la zona (Martínez, 2009; González-Díaz, 2010; Perera, 2012).

La información existente sobre la salud de los corales y su estado de conservación es cuantiosa, lo que nos ha llevado a preguntarnos: ¿Cuánto hay publicado sobre la salud de los corales en el Caribe y Cuba? ¿Cuántas enfermedades de corales han sido descritas en la región? ¿Cuáles son las afectaciones más comunes en los corales? Y para darle respuesta se tiene como objetivo recopilar información actualizada sobre el estado de salud de los corales en el Caribe y en Cuba.

Afectaciones y enfermedades de los corales

Los arrecifes de coral constituyen ecosistemas susceptibles, ya que tienen poca tolerancia a las variaciones en las condiciones ambientales, incluida la temperatura, la salinidad y la radiación solar (Teague *et al.*, 2020). Las enfermedades que padecen los corales se encuentran entre las causas principales de la degradación de los arrecifes y han ido en aumento en todo el mundo desde que se observaron por primera vez en la década de 1970, particularmente en el Caribe, el Mar Rojo y el Océano Índico (Teague *et al.*, 2020). Estas se han relacionado con la disminución de la calidad del agua y de las poblaciones de peces, el estrés asociado al aumento

de las temperaturas y a la acidificación de los océanos, provocado por la actividad antropogénica (Maynard *et al.*, 2015; Lamb *et al.*, 2018; Anthony *et al.*, 2020). Los corales enfermos se caracterizan con frecuencia por una pigmentación anormal del tejido comprometido frente a sus homólogos sanos (Moriarty *et al.*, 2020).

Blanqueamiento

El proceso de blanqueamiento sucede cuando el coral hospedero, ante una situación de estrés determinado, expone las zooxantelas simbiotas que proveen energía para el crecimiento de este (Coles & Brown, 2003), o debido a la pérdida y/o reducción de los pigmentos de las zooxantelas, dejando al organismo hospedero con una apariencia que varía de muy pálida a blanca brillante (Douglas, 2003; Clark *et al.*, 2009; Muller *et al.*, 2018). En la mayoría de los casos, los corales pueden recuperarse luego de un proceso de blanqueamiento, aunque durante el padecimiento comprometen sus funciones metabólicas básicas afectando el crecimiento y la reproducción (Baker *et al.*, 2008; Hughes *et al.*, 2018b; Grotoli *et al.*, 2020). Entre las causas de estrés que provocan esta afectación en los corales se encuentran: temperaturas altas o bajas, niveles bajos de luz, iluminación intensa, niveles altos de radiaciones ultravioleta, exposición al aire, cambios bruscos de salinidad y sedimentación excesiva (Brown, 1997; Douglas, 2003; Hughes *et al.*, 2018b).

Una serie de términos han evolucionado para describir diferentes escenarios de blanqueamiento: un "evento de blanqueamiento" se refiere a una observación de blanqueamiento de coral en todo el hábitat, que puede estar bastante localizada y donde la recuperación ocurre con relativa rapidez durante semanas o meses. Por otro lado, un "evento de blanqueamiento masivo de corales" se refiere a un evento geográficamente generalizado, que ha ocurrido debido a factores ambientales regionales extremos, cuyos efectos dependen (en general) de la intensidad y duración de las altas temperaturas del mar y la susceptibilidad de los arrecifes. Por último, un "evento global de blanqueamiento de corales" se refiere a una ocurrencia

consecutiva de blanqueamiento de corales en distintas regiones geográficas, que a menudo (pero no siempre) se asocia con eventos de “El Niño”, que pueden ser de leves a extremos (Ainsworth & Brown, 2021).

Antes de la década de 1970, el fenómeno de la decoloración de los corales era relativamente desconocido (Grotolli *et al.*, 2020). En 1971, se informó sobre un evento de blanqueamiento en corales en un arrecife costero de Hawái adyacente a una planta de energía que descargaba agua tibia (Jokiel & Coles, 1974). Uno de los primeros registros de blanqueamiento de corales a gran escala inducido por el aumento de las temperaturas fue en Panamá, que se atribuyó a una anomalía térmica asociada con el evento “El Niño”, de 1982-1983 en ese momento (Glynn, 1983). Desde entonces, las investigaciones experimentales sobre el blanqueamiento de corales se han acelerado, con al menos 243 artículos de revistas, revisados por pares, publicados desde 1990. Dos tercios de estos se han publicado solo en los últimos 10 años (McLachlan *et al.*, 2020). El siguiente evento de blanqueamiento reportado, el cual resultó ser el primero con una escala global, ocurrió en 1998 (Wilkinson, 2000). Dicho evento coincidió con la ocurrencia de un evento de “El Niño” extremadamente fuerte, posiblemente más fuerte que el de 1982-1983 (Wolter & Timlin, 1998; McPhaden, 1999). Poco más de una década después, un evento de “El Niño” mucho más leve dio lugar al segundo evento masivo de blanqueamiento a nivel mundial en 2010 (Heron *et al.*, 2016). Solo 4 años más tarde, la formación incompleta de “El Niño”, entre 2014-2015, seguido por el fuerte “El Niño” de 2015-2016, inició el tercer evento masivo de blanqueamiento a nivel global, el cual duró tres años completos (Eakin *et al.*, 2017). Durante estos tres años se registraron temperaturas atmosféricas y oceánicas extremas, que representaron las temperaturas medias mundiales anuales más altas desde el siglo XIX (Blunden & Arndt, 2018). El año 2017, en particular, fue el más cálido jamás registrado sin “El Niño”. En 2015, y nuevamente en 2016, el patrón de blanqueamiento coincidió con el observado

durante el primer evento de blanqueamiento de corales a escala mundial en 1998 (Hoegh-Guldberg, 1999; Teague *et al.*, 2020). Entre otros eventos de blanqueamiento importantes que han ocurrido a escala local se encuentran: los producidos en la Gran Barrera Coralina de Australia en el 2002 (Berkelmans *et al.*, 2004), en el Caribe en el 2005 (Eakin *et al.*, 2010), en los arrecifes del oeste de Australia en el 2011 (Moore *et al.*, 2012) y en Hawái en el 2017 (Eakin *et al.*, 2017). Durante el 2020, la Gran Barrera de Coral de Australia sufrió uno de los procesos de blanqueamiento más severos que ha sufrido en la historia del blanqueamiento en este sitio (Hughes & Pratchett, 2020).

En el Caribe, uno de los eventos de blanqueamiento más importante que ha sido registrado hasta el momento ocurrió en el año 2005, debido al aumento de la temperatura del mar en el Atlántico Tropical y el Caribe (Wilkinson & Souter, 2008). Durante este evento, el 80 % de los corales del área se afectaron por blanqueamiento y el 40 % murió en muchos lugares a lo largo de 22 países (Eakin *et al.*, 2010). Según Miller *et al.* (2009), estudios en las Islas Vírgenes revelaron que más del 90 % de los corales escleractíneos mostraron signos de palidez o blanqueamiento por estrés térmico. Las bajas temperaturas del mar en octubre posibilitaron alguna recuperación de los corales, sin embargo, una proliferación de enfermedades de coral sin precedentes afectó la región (Wilkinson & Souter, 2008; Miller *et al.*, 2009). El evento de blanqueamiento del 2010 también ocasionó mortalidad de corales en algunas zonas del sur del Caribe, como los arrecifes de Colombia y Venezuela, que habían escapado de daños significativos ocasionados por eventos anteriores (Gaskill, 2010; Bastidas *et al.*, 2012; Bayraktarov *et al.*, 2012). Durante 2014-2017, varios arrecifes de coral en el Gran Caribe estuvieron expuestos al estrés por la elevación de la temperatura, incluidos los arrecifes remotos del Banco de Campeche en el sur del Golfo de México (Muñiz-Castillo *et al.*, 2019). Estos arrecifes incluso han estado expuestos a eventos previos de alto estrés debido a

las temperaturas elevadas, como los de 1998 o 2004 (Muñiz-Castillo *et al.*, 2019).

El primer reporte del cual se tiene información sobre la ocurrencia del blanqueamiento en Cuba es en los años 1997-1998, en la costa norte de La Habana (actuales provincias de Artemisa y La Habana) (De la Guardia, 2000). Alcolado *et al.* (2000) reportaron pérdidas de la cobertura coralina en los Archipiélagos Sabana-Camagüey a causa de eventos masivos de blanqueamiento. El blanqueamiento resultó ser una de las afectaciones más comunes, durante la evaluación del 2001, llevada a cabo en el arrecife de Playa Herradura (De la Guardia *et al.*, 2003). Pina-Amargós *et al.* (2008) reportaron este proceso como la afectación predominante durante los muestreos realizados en los meses

de septiembre y diciembre del 2005 en Jardines de la Reina. A pesar de esto, no existe referencia publicada de mortalidad importante por blanqueamiento en la Isla en el año 2005 (Alcolado *et al.*, 2009). Esto pudo deberse al paso de varios huracanes de categorías 4 y 5 que atravesaron el territorio cubano en los años 2005 y 2008 (González-Díaz, 2010). Los huracanes pasaron entre los meses de agosto-noviembre. Es bien conocido que este tipo de eventos reducen de manera significativa el estrés térmico al producirse la mezcla de aguas más profundas con aguas superficiales, a la vez que la nubosidad asociada a estos eventos meteorológicos limita la llegada de la radiación intensa (Wilkinson & Souther, 2008). Según Alcolado y Rey-Villiers (2015), el porcentaje de blanqueamiento en el 2015 varió entre pobre y



Fig. 1. Sitios en los cuales se reportaron los mayores porcentajes de blanqueamiento en 2015 en Cuba.

Fig. 1. Sites in which the highest percentages of bleaching were reported in 2015 in Cuba.

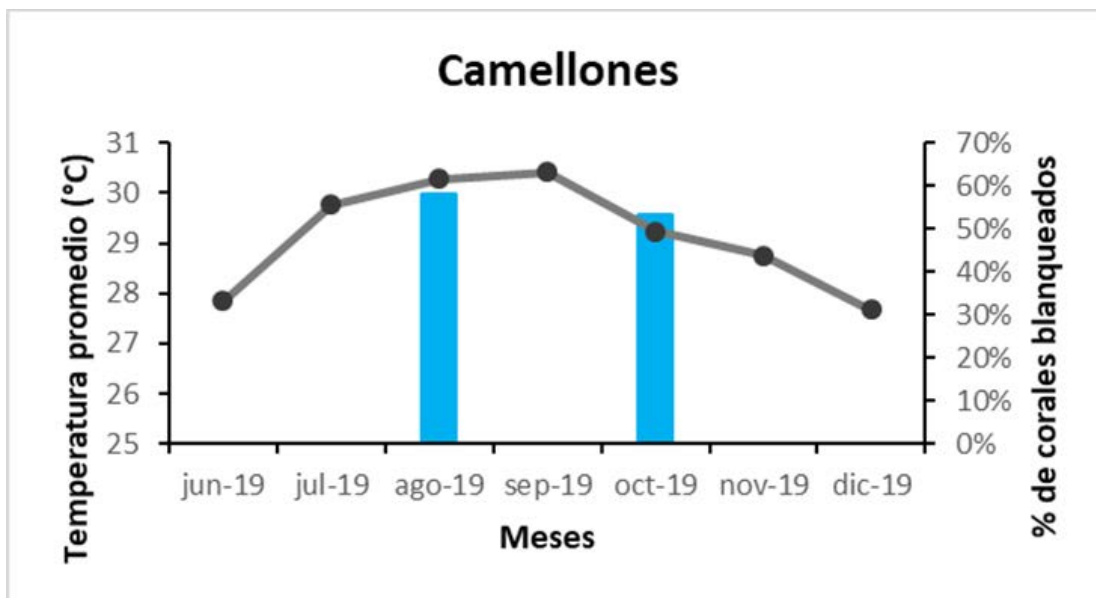


Fig. 2. Variación temporal de la temperatura (líneas) y el porcentaje de colonias afectadas por blanqueamiento (barras), en los meses de junio-diciembre correspondiente al año 2019 en el biotopo de camellones en la playa de Calle 16, Miramar, La Habana, Cuba.

Fig. 2. Temporal variation in temperature (lines) and the percentage of colonies affected by bleaching (bars), in the months of June-December corresponding to the year 2019 in the slope biotope on the beach of Calle 16, Miramar, Havana, Cuba.

casi total, con un ligero predominio de muy alto a lo largo de la Isla. Estos autores plantean que ese año pudo haber sido el peor desde 1982, reportándose los mayores niveles de blanqueamiento en La Habana, la ensenada de Guanahacabibes, Cayo Largo del Sur, el sur del Golfo de Cazones, la Ensenada de Cazones, la costa este de bahía de Cochinos, y Cabo Cruz (Fig. 1).

Según Alcolado *et al.* (2000), la temperatura umbral para el blanqueamiento en Cuba se encuentra entre los 29,8 °C y los 30 °C. En un estudio realizado en los arrecifes de La Habana en el año 2019, se obtuvieron temperaturas que sobrepasaron este umbral. Esta elevación en la temperatura por encima del umbral condujo a que se registraran en ese período porcentajes mayores de blanqueamiento (Fig. 2).

Enfermedades de corales

El término enfermedad se puede definir como cualquier deterioro (interrupción, cese, proliferación, u otro desorden) de las funciones vitales del cuerpo, sistemas u órganos (Peters, 2015). Una enfermedad puede ser reconocida

por al menos dos de las siguientes características: (1) un grupo identificable de signos (anomalías apreciables que indiquen la presencia de enfermedad en un organismo no humano), y/o (2) un agente causal o etiológico reconocido, y/o (3) alteración estructural microscópica o macroscópica (desarrollo de desórdenes, cambios en la morfología o composición celular, tumores) (Peters, 2015). El término “enfermedad” es usado para describir síntomas que surgen de un patógeno conocido, mientras que el “síndrome” se refiere a los efectos que se manifiestan a partir de un agente causante desconocido, ya sea un patógeno, un contaminante o una condición climática como el calentamiento (Sheppard *et al.*, 2017).

En el caso de los corales, las enfermedades aparecen como cambios en el color del tejido y en forma de parches o banda en la superficie del coral, asociado con el consecuente daño tisular, necrosis y pérdida de este (Richardson, 1998). Estas pueden estar causadas por incrementos en la temperatura del mar, la sedimentación, el transporte de patógenos a través del aire, la eutrofización, la contaminación y disturbios eventuales

(Peters, 1993; Fabricius, 2005; Randall & van Woesik, 2017). Estos factores comprometen la inmunidad del coral, manifestándose signos de enfermedades diversas (Rosenberg & Ben-Haim, 2002; Kuntz *et al.*, 2005; Ainsworth *et al.*, 2008).

Las enfermedades en los corales se pueden dividir en dos grandes grupos, según su agente causal: las abióticas y las bióticas (Navarro, 2015). Las de origen abiótico son aquellas donde el deterioro funcional y estructural del cuerpo depende de la exposición a agentes estresantes ambientales abióticos, como cambios en las condiciones físicas (salinidad, temperatura, intensidad de la luz, sedimentación, concentración de oxígeno), o la exposición a biotoxinas o químicos tóxicos (metales pesados, pesticidas, petróleo) (Downs *et al.*, 2012). Las de origen biótico, sin embargo, son aquellas en las cuales el agente etiológico es un organismo vivo como hongos, bacterias, virus y/o consorcios microbianos (Raymundo *et al.*, 2008; Rosenberg & Kushmaro, 2011; Peters, 2015).

La historia de los estudios formales sobre las enfermedades de los corales se remonta a 1970 (Bruckner *et al.*, 2015), aunque los informes anecdóticos de finales de la década de 1870 (Stoddart, 1969) mencionan deficiencias

en la salud de los corales a finales del siglo XIX, incluidas las muertes masivas asociadas con el “agua oscura” registrada en Isla Cocos (Australia) y *Dry Tortugas* (USA). En la década de 1960, se produjeron mortalidades masivas en los arrecifes del Caribe (Stoddart, 1969) debido a tormentas tropicales (Rodríguez-Villalobos & Reyes-Bonilla, 2019), mientras que en la década de 1970 se describió una de las primeras patologías en una especie de coral formador de arrecifes en el Caribe: la enfermedad de la banda negra (BN) (Antonius, 1973). Desde entonces, el número de especies afectadas y el número de enfermedades, su prevalencia, incidencia y distribución geográfica han aumentado exponencialmente (Weil & Rogers, 2011; Jackson *et al.*, 2014; Peters, 2015). Se han descrito unas 40 enfermedades a nivel mundial, pero la falta de diagnósticos estandarizados y descripciones de las lesiones han provocado que se haya identificado la etiología de relativamente pocas enfermedades (Bruckner *et al.*, 2015) (Fig. 3).

Actualmente, se dispone de información sobre enfermedades de los corales para más de 200 especies de escleractíneos en 70 países (Bruckner *et al.*, 2015). El 60 % de estos informes de enfermedades provienen

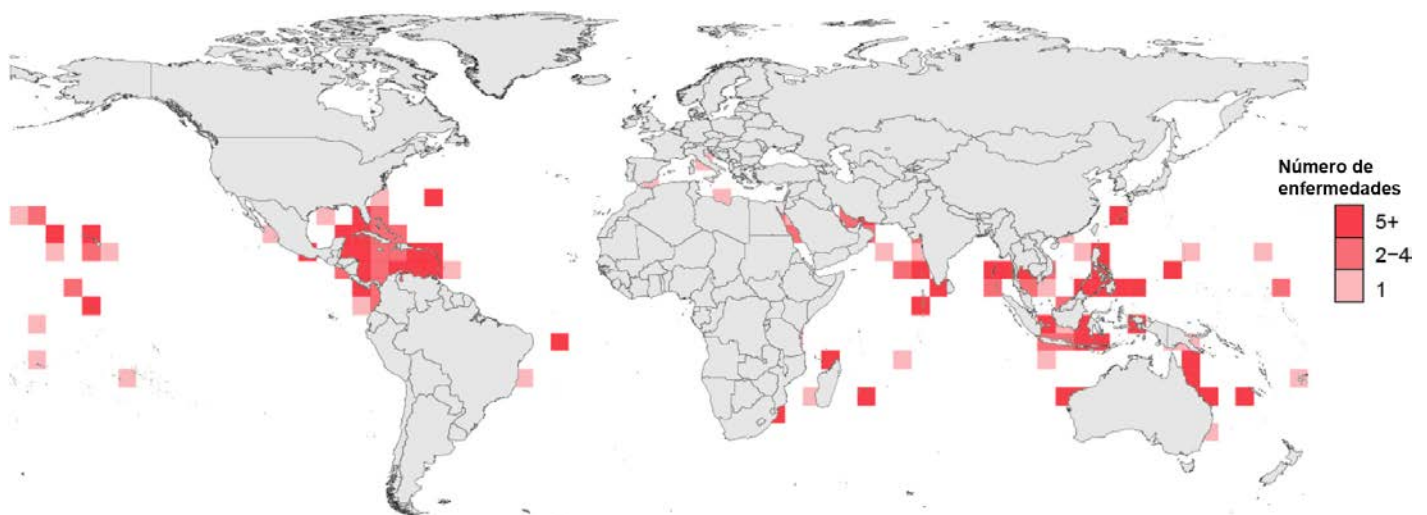


Fig. 3. Riqueza de enfermedades asociadas a arrecifes de coral registradas a partir de estudios publicados entre 1973 y 2020 (Vega Thurber *et al.*, 2020).

Fig. 3. Richness of coral-associated diseases recorded from studies published between 1973 and 2020 (Vega Thurber *et al.*, 2020).

del Gran Caribe, que se considera el "punto caliente" de las enfermedades de los corales debido a la rápida aparición y virulencia de nuevos síndromes en esta región (Galloway *et al.*, 2009). Esta región representa solo el 8 % de la cobertura de arrecifes de coral en todo el mundo (Green & Bruckner, 2000). Hasta 1980, solo se conocían 4 enfermedades de los corales en el Caribe: crecimiento anómalo (CA), BN, enfermedad

de banda blanca (BB) y plaga blanca tipo 1 (PB tipo I) (Bruckner *et al.*, 2015). Hoy, sin embargo, el número de enfermedades notificadas en esta región oscila entre 8 y 17 (Jackson *et al.*, 2014; Bruckner *et al.*, 2015) (Fig. 4), incluidas varias enfermedades importantes como: enfermedad de la banda amarilla (BA), enfermedad de la banda roja (BR) y plaga blanca (PB) (Weil & Rogers, 2011) (Tabla 1). De las enfermedades

Tabla 1. Listado de enfermedades de corales reportadas para el Caribe con sus características principales y las especies que afecta (Modificado de Moriarty *et al.*, 2020).

Table 1. List of coral diseases reported for the Caribbean with their main characteristics and the species they affect (Modified from Moriarty *et al.*, 2020).

Enfermedad	Primer reporte	Distribución	Agente causal	Características	Especies que afecta
Crecimiento Anómalo	1901	Caribe	Desconocido	Forma atípica de porripelitos y coenostios. Crecimiento esquelético rápido formando un crecimiento hacia afuera; generalmente el tejido es blanco	<i>Acropora</i> spp., <i>Montastraea cavemosa</i> , <i>Diploria</i> sp., <i>Siderastrea</i> sp., <i>Mycetophyllia</i> sp. y <i>Porites</i> sp.
Enfermedad de Banda Negra	1973	Caribe	Aumento de la temperatura del mar, elevada irradiación solar, contaminación de origen antropogénico	Banda microbiana negra que expone el esqueleto blanco. Esta banda suele tener entre 0,5 y 1 cm de grosor y se puede ver que crea una estera en la superficie del coral.	Corales escleractíneos y gorgonias
Necrosis tisular rápida	1977	Caribe	Desconocido	Desprendimiento de tejido que revela el esqueleto desnudo	Especies de corales masivos y <i>Acropora</i> sp.
Plaga blanca (Tipo I)	1977	Caribe	Posiblemente <i>Vibrio</i> sp.	Una banda blanca que se mueve progresivamente a lo largo del coral hacia el tejido sano	Mayoría de los corales escleractíneos
Banda roja	1983	Caribe	Cianobacterias: dos especies del género <i>Oscillatoria</i>	Banda roja progresiva que deja el esqueleto expuesto	Especies de corales masivos
Infección por esporozoos (protozoos)/ esporas de <i>Nematopsis</i>	1984	Caribe	Esporozoos (protozoos)/ esporas de <i>Nematopsis</i>	Engrosamiento de las paredes de coral	<i>Porites</i> sp.
Banda roja (Tipo II)	1992	Caribe	Cianobacterias: <i>Schizothrix mexicana</i> y <i>S. calcicola</i>		<i>Colpophyllia natans</i> , <i>Agaricia agaricites</i> y <i>Gorgonia</i> sp.

Enfermedad	Primer reporte	Distribución	Agente causal	Características	Especies que afecta
Enfermedad de las manchas oscuras (tipo II)	1993	Caribe	Temperaturas superiores a los 28 °C	Manchas oscuras, pequeñas y redondas, que aumentan de tamaño con el tiempo. Estos puntos se encuentran dentro de las depresiones. Las manchas pueden ser moradas, negras o marrones.	<i>Stephanocoenia intersepta</i> , <i>Agaricia agaricites</i> , <i>Colpophyllia natans</i> , <i>Montastraea cavemosa</i> , <i>Pseudodiploria strigosa</i> , <i>Siderastrea siderea</i> .
Banda amarilla	1994	Caribe		Margen amarillo entre tejido recientemente muerto y tejido sano	<i>Agaricia agaricites</i> , <i>Diploria labyrinthiformis</i> , <i>Pseudodiploria strigosa</i> , <i>Favia fragum</i> , <i>Porites astreoides</i> , <i>Colpophyllia natans</i> , <i>Orbicella annularis</i> , <i>O. faveolata</i>
Plaga blanca (Tipo II)	1995	Caribe	<i>Aurantimonas coralicida</i>		
Viruela blanca o Serratiosis de acropóridos	1996	Caribe	<i>Serratia marcescens</i> - enterobacteria fecal del intestino humano	Los corales se caracterizan por parches blancos distintivos de forma irregular de esqueleto recientemente expuesto rodeados por un frente necrótico de tejido vivo de color normal.	<i>Acropora palmata</i>
Plaga blanca (Tipo III)	2001	Caribe	Desconocido	Esqueleto expuesto distintivo del tejido sano	<i>Colpophyllia natans</i> y <i>Orbicella annularis</i>
Necrosis de pólipos de coral estrella	2001	Caribe	Desconocido		<i>Montastraea cavemosa</i>
Síndrome de bandas moradas	2004	Granada, Venezuela, Puerto Rico y México	Desconocido. Posiblemente <i>Vibrio harveyi</i>	Banda morada entre las lesiones y el tejido sano y el esqueleto expuesto	<i>Siderastrea siderea</i> y <i>Stephanocoenia intersepta</i>
Necrosis tisular	2004	Puerto Rico	Desconocido	Similar al síndrome de banda morada, excepto que las colonias carecen de manchas, la banda es más ancha e irregular y el tejido parece necrótico y se desprende del esqueleto.	<i>Orbicella faveolata</i>

Enfermedad	Primer reporte	Distribución	Agente causal	Características	Especies que afecta
<i>Ligth patch</i>	2005	Golfo de México	Desconocido	Decoloración uniforme en secciones de tejido de color. Blanqueamiento	<i>Diploria</i> sp.
Síndrome del anillo pálido	2005	Golfo de México	Desconocido	Blanqueamiento	<i>Montastraea cavemosa</i> , <i>Colpophyllia natans</i> y <i>Diploria</i> sp.
Stony coral tissue loss disease (SCTLD)	2014	Caribe	Consorcio microbiano (Rosales <i>et al.</i> , 2023)	Pérdida aguda de tejido que puede estar asociada con palidez u oscurecimiento de la decoloración del tejido	Corales escleractíneos masivos

reportadas para el Caribe, en Cuba solo se han registrado 8 (Tabla 2).

En el año 2014, se descubrió un nuevo síndrome en los corales; en inglés se le denominó *Stony Coral Tissue Loss Disease* (SCTLD), mientras que en el Caribe Mexicano se le conoce con el término de Síndrome Blanco (Alvarez-Filip *et al.*, 2019). Se reportó, por primera vez, en la costa de Miami-Dade,

Florida, en septiembre de 2014, justo después de un intenso evento de blanqueamiento durante el verano del mismo año (Precht *et al.*, 2016; Departamento de Protección Ambiental del Departamento de Florida (FDEP), 2019). Desde entonces, el Síndrome Blanco se ha extendido gradualmente en los arrecifes de coral de Florida (Departamento de Protección Ambiental del Departamento de Florida (FDEP), 2019) y comenzó a

Tabla 2. Listado de enfermedades reportadas para Cuba.

Table 2. List of diseases reported for Cuba.

Enfermedades reportadas en Cuba	Sitio	Cita
Banda amarilla	Guajimico, Jardines de la Reina	de la Guardia, 2006; González-Ferrer <i>et al.</i> , 2016
Banda blanca	La Habana, Golfo de Batabanó, Jardines de la Reina	Alcolado <i>et al.</i> , 2001; Caballero <i>et al.</i> , 2005; González-Ferrer <i>et al.</i> , 2016
Banda negra	Guajimico, Golfo de Batabanó, Jardines de la Reina	Alcolado <i>et al.</i> , 2001; de la Guardia, 2006; González-Ferrer <i>et al.</i> , 2016
Mancha Amarilla	La Habana, Jardines de la Reina	González-Ontivero y de la Guardia, 2008; González-Ferrer <i>et al.</i> , 2016
Manchas blancas	La Habana, Guajimico, Jardines de la Reina	Caballero <i>et al.</i> , 2005; de la Guardia, 2006; González-Ferrer <i>et al.</i> , 2016
Manchas negras	María la Gorda, La Habana, Guajimico, Jardines de la Reina	de la Guardia, 2006; Caballero <i>et al.</i> , 2007; González-Ferrer <i>et al.</i> , 2016
Plaga blanca	María la Gorda, La Habana, Guajimico, Jardines de la Reina	de la Guardia, 2006; Caballero <i>et al.</i> , 2007; González-Ferrer <i>et al.</i> , 2016
Síndrome Blanco	Cayo Coco, Playa Girón, Jardines de la Reina	

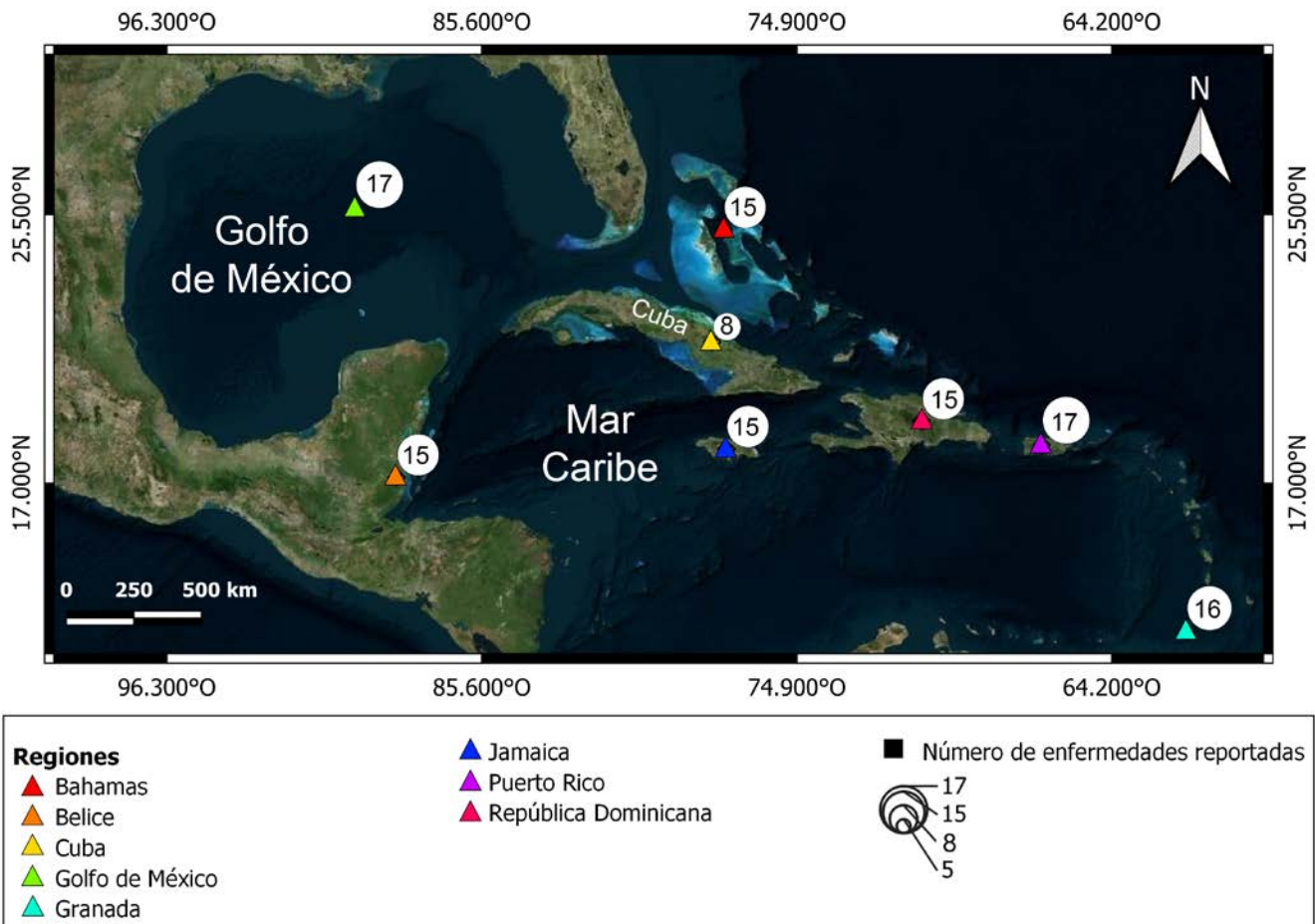


Fig. 4. Número de enfermedades de corales registradas en la región del Gran Caribe.
Fig. 4. Number of coral diseases recorded in the Wider Caribbean region.

llegar a otras regiones del Caribe como Belize, México, Puerto Rico, entre otras (AGRRA, 2019). En Florida, las disminuciones regionales en la densidad de los corales se acercaron al 30 % y la pérdida de tejido vivo fue superior al 60 %, como resultado del brote de Síndrome Blanco (Walton *et al.*, 2018). Estudios enfocados en el análisis de genes sugieren que este síndrome podría deberse a la acción de consorcios microbianos de los órdenes Rhodobacterales, Rhizobiales, Clostridiales, Alteromonadales y Vibrionales (Rosales *et al.*, 2023). El mismo se ha descrito en más de 20 especies de corales, entre ellas especies ingenieras de coral como: *Siderastrea siderea* (Ellis & Solander, 1786),

Pseudodiploria strigosa (Dana, 1846), *Diploria labyrinthiformis* (Linnaeus, 1758), *Montastraea cavernosa* (Linnaeus, 1767), *Orbicella* spp. (Dana, 1846), entre otras (Protección Ambiental del Departamento de Florida (FDEP), 2019). Algunas de estas se consideran especies altamente susceptibles, ya que muestran en un corto período de tiempo signos iniciales de infección (horas-días), seguidas de especies con susceptibilidad intermedia (Protección Ambiental del Departamento de Florida (FDEP), 2019). En Cuba no se tuvo evidencia del síndrome hasta su detección en agosto del 2023, durante el proyecto de Bojeo a Cuba, cuando se visitaron tres sitios de Cayo Coco y se encontró el mismo en

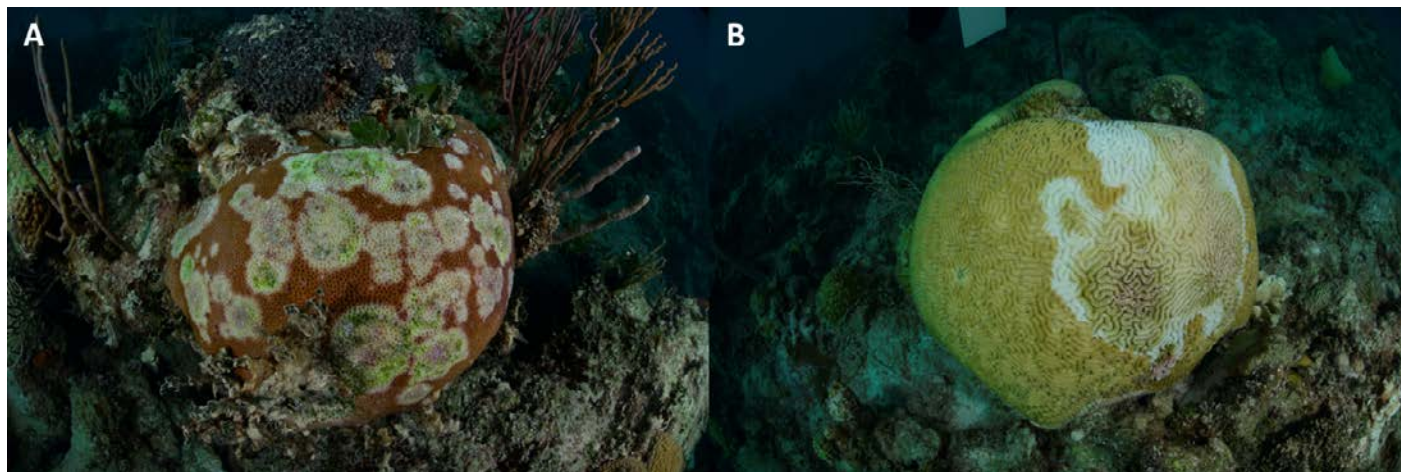


Fig. 5. Colonias con Síndrome Blanco encontradas en Cayo Coco, Ciego de Ávila, Cuba. A: *Siderastrea siderea*, B: *Pseudodiploria strigosa*. Foto: Maydel Pérez Valle

Fig. 5. Colonies with White Syndrome found in Cayo Coco, Ciego de Ávila, Cuba. A: *Siderastrea siderea*, B: *Pseudodiploria strigosa*. Photo: Maydel Pérez Valle.

dos de ellos (Fig. 5). Hasta el momento, se han reportado afectaciones por el Síndrome Blanco en Cuba en las especies *M. cavernosa*, *P. strigosa*, *D. labyrinthiformis*, *Orbicella* spp., y *Colpophyllia natans* (Houttuyn, 1772). En el momento en que se escribe este manuscrito, se llevan a cabo los preparativos logísticos para regresar al área y llevar a cabo una evaluación detallada de toda la zona. Además de esta área, en noviembre (2023) fue confirmada la aparición en un sitio de Playa Girón y, en diciembre del mismo año, en diez sitios del archipiélago de Jardines de la Reina. Aunque aún los análisis son preliminares, sí se conoce que en ambos sitios las especies más afectadas han sido *P. strigosa* y *Dendrogyra cylindrus* Ehrenberg 1834.

Las diferencias en la susceptibilidad a las enfermedades entre las especies ilustran el alcance de la variabilidad del huésped en los corales, ya que familias de corales enteras experimentan tasas y severidad de enfermedades más altas que otras (Pinzon *et al.*, 2014; Williams *et al.*, 2020). Palmer *et al.* (2010) atribuyeron amplios patrones de susceptibilidad diferencial entre familias de corales a diferentes niveles de inversión en parámetros inmunológicos en un metaanálisis de la enfermedad de la banda de erosión del esqueleto. Los

pocillopóridos fueron los más susceptibles, seguidos de los acropóridos y finalmente los porítidos (Palmer *et al.*, 2010). Este tipo de patrones pueden tener una base filogenética clara. Por ejemplo, Pinzón *et al.* (2014) demostraron que la susceptibilidad a enfermedades específicas de especie y género en los corales del Caribe era mayor en los taxones modernos y menor en los corales de linajes anteriores como *Porites* y *Siderastrea* que divergieron hace más de 200 millones de años.

Bioerosión

El proceso de bioerosión (la descomposición, degradación o disolución del carbonato de calcio por parte de organismos vivos) modula múltiples aspectos de la función ecológica de los arrecifes (Fordyce *et al.*, 2020). Los bioerosionadores modifican la complejidad estructural de los arrecifes a escalas de micras a metros (Glynn & Manzello 2015; Davidson *et al.*, 2018; Roff *et al.*, 2019), lo que influye en los procesos de herbivoría (Vergés *et al.*, 2011), el asentamiento de larvas de coral (Coker *et al.*, 2012; Kegler *et al.*, 2017) y el valor económico de un arrecife (Graham & Nash 2013; Schönberg *et al.*, 2017). Los bioerosionadores se pueden caracterizar en gremios según su hábitat (epilítico o endolítico),

tamaño (micro o macro) y mecanismo de bioerosión (mecánico, químico o una combinación de ambos) (Schönberg *et al.*, 2017). Los bioerosionadores epilíticos son herbívoros externos que erosionan las estructuras de coral a través del comportamiento de forrajeo (Perry & Harborne, 2016). Los bioerosionadores endolíticos son organismos crípticos que excavan sustratos de carbonato internamente y, a menudo, se convierten en residentes permanentes dentro de los esqueletos de coral (Alvarado *et al.*, 2016). Entre estas poblaciones, numerosas interacciones funcionales brindan una retroalimentación que impulsa el ritmo y el patrón del proceso general de bioerosión (Chazottes *et al.*, 1995; Tribollet *et al.*, 2005). La bioerosión es un proceso dinámico y complejo, que varía según las zonas del arrecife, los hábitats de coral y el tiempo (Eakin, 2001; Perry *et al.*, 2008; Hutchings, 2011).

Los grupos clave de bioerosionadores endolíticos que se encuentran en los arrecifes incluyen esponjas, poliquetos y gusanos sipuncúlidos, foraminíferos bivalvos, decápodos y cirripedios (bioerosionadores macroendolíticos), así como especies de cianobacterias, clorófitas, rodófitas y hongos (bioerosionadores microendolíticos) (Hutchings, 1986). Los macrobioerosionadores se definen como aquellos erosionadores que producen perforaciones con diámetros >1 mm y son responsables de dos procesos de destrucción: disolución química del sustrato y abrasión mecánica del sustrato. Los bioerosionadores microendolíticos se encuentran distribuidos ampliamente dentro de los sustratos de carbonato en el ambiente marino y producen pozos que varían en diámetro de ~ 1 a $100 \mu\text{m}$.

De todos los grupos de macrobioerosionadores, las esponjas han recibido la mayor atención porque, a nivel de todo el arrecife, suelen ser los bioerosionadores dominantes de la infauna, y comprenden entre el 75 y el 90 % de la comunidad macrobioerosionadora total (Goreau y Hartman 1963; Highsmith *et al.*, 1983; Perry 1998b; Carballo *et al.*, 2013). Se cree que una amplia gama de especies de esponjas son bioerosionadoras

activas del sustrato, aunque la taxonomía de este importante grupo es compleja y está sujeta a revisión continua (Perry & Harborne, 2016). Algunos órdenes (entre paréntesis las familias) que poseen especies bioerosionadoras son: Hadromerida (Clionidae, Spirastrellidae y Aleptonidae), Poecilosclerida (Arcanidae), Halichondrida (Halichondriidae) y Haploschlerida (Phloeodictyidae) (Hutchings, 2011). Las esponjas del género *Cliona* (Grant, 1826) se han transformado en las especies más abundantes en algunos arrecifes del Caribe y el Pacífico (López-Victoria y Zea, 2004; Ward-Paige *et al.*, 2005; Carballo *et al.*, 2013) (Fig. 6a, b). Una de las especies más destructivas del Caribe es *Cliothisa delitrix* (Pang, 1973) (anteriormente *Cliona delitrix*), capaz de excavar profundamente (10-12 cm) dentro del esqueleto del coral (Chaves-Fonnegra y Zea, 2011).

La mayoría de las especies de esponjas bioerosionadoras producen densas redes de cámaras interconectadas que varían en tamaño desde ~ 0.01 a ~ 1 cm de diámetro (Fig. 6c, e, f), aunque algunas especies producen cámaras individuales muy grandes (hasta 5–6 cm de diámetro) (Fig. 6d) (Perry & Harborne, 2016). Las diferentes especies de esponjas producen cámaras con morfologías variadas, y pueden variar también entre los tipos de sustrato (probablemente en función de la densidad del esqueleto y la forma del poliperito) (Perry & Harborne, 2016). Las redes de cámaras perforadas de esponjas pueden extenderse a profundidades de varios centímetros por debajo de la superficie del coral, provocando la eliminación de grandes cantidades de carbonato de calcio del esqueleto. Además, la colonización preferencial de superficies basales y crípticas muertas en los corales puede conducir a un debilitamiento y socavamiento significativos, y aumentar la probabilidad de rotura durante eventos de perturbación física (Perry & Harborne, 2016).

Los moluscos (especialmente algunos bivalvos) son un agente importante de la bioerosión de los corales y perforan principalmente las regiones

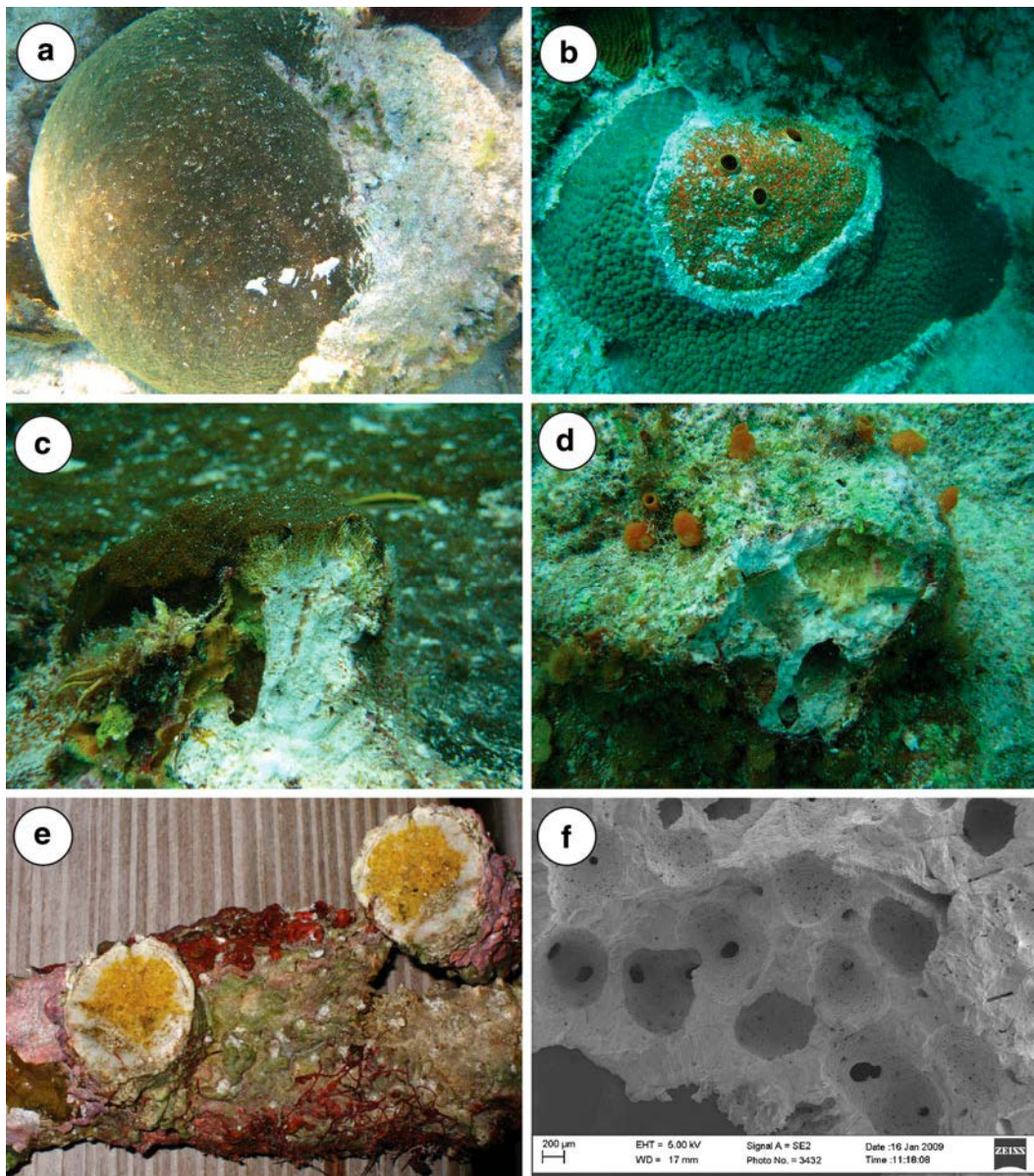


Fig. 6. Esponjas endolíticas y sus interacciones con los corales. (a) Coral cerebro muerto casi completamente infectado por *C. caribbaea*; (b) *C. delitrix* invadiendo una colonia de *Montastraea cavemosa*; (c) Sección de coral muerto *in situ* colonizado por *Cliona tenuis* y que muestra la actividad perforadora que se extiende ~1 cm en el sustrato; (d) Sección de coral muerto *in situ* colonizado por *Siphonodictyon* (sifones amarillos en la superficie del sustrato) y las cámaras grandes (3-4 cm de diámetro) que produce esta esponja; (e) Colonia ramificada fracturada que muestra tejido anaranjado de esponja clionida dentro del esqueleto de coral muerto; (f) Imagen de primer plano bajo microscopía electrónica de barrido que muestra detalles de cámaras interconectadas producidas por bioerosión por clionidos. Tomado de Perry y Harborne (2016).

Fig. 6. Endolithic sponges and their interactions with corals. (a) Brain coral, dead, almost completely infected by *Cliona caribbaea* Carter, 1882; (b) *Cliothisa delitrix* (Pang, 1973) invading a colony of *Montastraea cavemosa* (Linnaeus, 1767); (c) Section of *in situ* dead coral colonized by *Cliona tenuis* Zea & Weil, 2003 and showing drilling activity extending ~1 cm into the substrate; (d) Section of dead coral *in situ* colonized by *Siphonodictyon* (Bergquist, 1965) (yellow siphons on the surface of the substrate) and the large chambers (3-4 cm in diameter) produced by this sponge; (e) Fractured branching colony showing orange clionid sponge tissue within dead coral skeleton; (f) Close-up image under scanning electron microscopy showing details of interconnected chambers produced by clionid bioerosion. Taken from Perry and Harborne (2016).

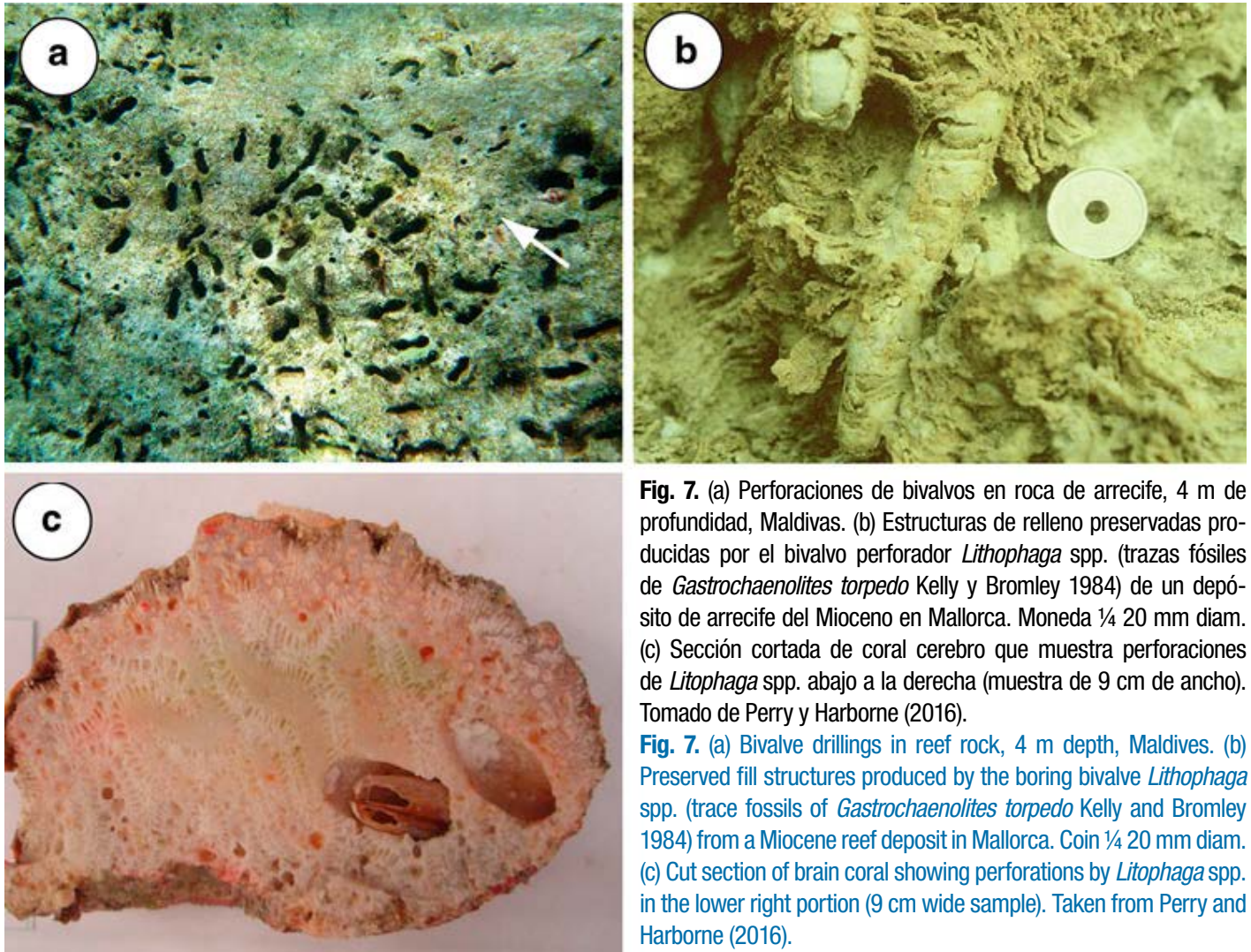


Fig. 7. (a) Perforaciones de bivalvos en roca de arrecife, 4 m de profundidad, Maldivas. (b) Estructuras de relleno preservadas producidas por el bivalvo perforador *Lithophaga* spp. (trazas fósiles de *Gastrochaenolites torpedo* Kelly y Bromley 1984) de un depósito de arrecife del Mioceno en Mallorca. Moneda ¼ 20 mm diam. (c) Sección cortada de coral cerebro que muestra perforaciones de *Lithophaga* spp. abajo a la derecha (muestra de 9 cm de ancho). Tomado de Perry y Harborne (2016).

Fig. 7. (a) Bivalve drillings in reef rock, 4 m depth, Maldives. (b) Preserved fill structures produced by the boring bivalve *Lithophaga* spp. (trace fossils of *Gastrochaenolites torpedo* Kelly and Bromley 1984) from a Miocene reef deposit in Mallorca. Coin ¼ 20 mm diam. (c) Cut section of brain coral showing perforations by *Lithophaga* spp. in the lower right portion (9 cm wide sample). Taken from Perry and Harborne (2016).

basales de las colonias de coral, debilitando la estructura (MacGeachy y Stearn, 1976; Moretzsohn y Tsuchiya, 1993). Las especies de bivalvos bioerosionadores pertenecen a seis familias: Mytilidae y Lithophaginae (algunas especies de ambas familias también perforan corales vivos), Petricolidae, Pholadidae, Clavagellidae y Gastrochaenidae (las cuales perforan solo sustrato de coral muerto) (Highsmith, 1980; Hutchings, 2011). Los bivalvos producen pozos característicos en forma de vaso o embudo, con una apertura en la superficie (Fig. 7). Otros grupos de moluscos generalmente representan poca bioerosión de coral, aunque pueden ser

localmente importantes, con dos especies de gasterópodos, *Leptoconchus* y *Magilopsis*, reconocidas como perforadores de coral vivos (Soliman, 1969).

Varios géneros de gusanos poliquetos y sipuncúlidos tienen propiedades perforantes y un modo de vida endolítico. En el grupo de los poliquetos, se conocen especies bioerosionadoras de arrecifes de las siguientes familias: Cirratulidae, Eunicidae, Sabellidae y Spionidae (Hutchings 2011). Se encuentran dentro de sustratos de coral vivo y muerto, aunque preferentemente en el último (Kiene, 1989; Hutchings y Peyrot-Clausade, 2002). Los poliquetos producen

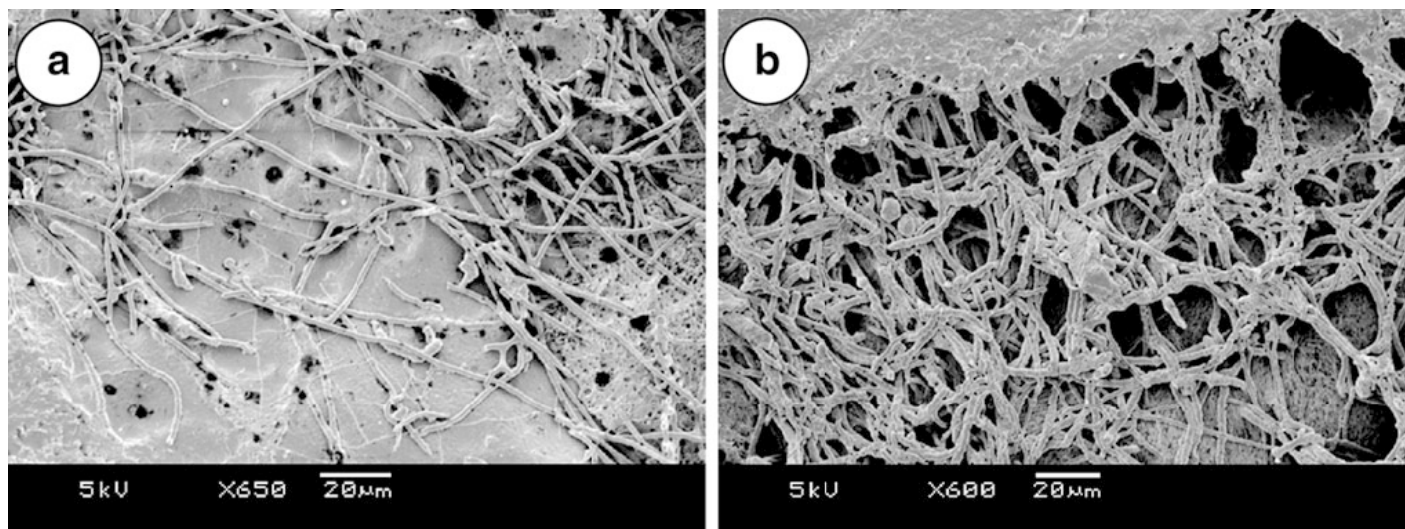


Fig. 8. Moldes de resina dentro de fragmentos de coral grabados que muestran rastros escasos (a) y densos (b) producidos por la cianobacteria *Plectonema terebrans*. Tomado de Perry y Harborne (2016).

Fig. 8. Resin molds within etched coral fragments showing sparse (a) and dense (b) traces produced by the cyanobacterium *Plectonema terebrans* Bornet & Flahault ex Gomont, 1892. From Perry and Harborne (2016).

túneles alargados y serpenteantes, cuyos rastros se asignan a las icnoespecies *Trypanites* (Mägdefrau, 1932) o *Maeandropolydora* (Voigt, 1965), dependiendo de la morfología del orificio que cava. La composición de especies entre los poliquetos parece cambiar después de la colonización del sustrato, y las especies tempranas de vida corta dan paso a especies de vida más larga a medida que maduran los sustratos (Perry & Harborne, 2016). Los mecanismos de perforación no se comprenden bien en los poliquetos, pero muchas especies usan un proceso de disolución química en el desarrollo de la cavidad, posiblemente aumentado en algunos casos por abrasión mecánica. Aunque la mayoría de los poliquetos perforadores son pequeños y normalmente no extraen cantidades significativas de CaCO_3 en comparación con esponjas y bivalvos (Bak, 1976; MacGeachy y Stearn, 1976; Highsmith, 1981), pueden desempeñar un papel fundamental en las tasas generales de bioerosión al modificar el sustrato y facilitar la bioerosión por otros agentes (Hutchings *et al.*, 1992).

Los gusanos sipuncúlidos también pueden ser barrenadores de la infauna localmente importantes (Rice y

Macintyre, 1982) y están involucradas especies de varios géneros: *Aspidosiphon*, *Lithacrosiphon*, *Paraspidosiphon* y *Phascalosoma* (Hutchings, 2011). Los sipuncúlidos producen túneles alargados y serpenteantes a través de la roca del arrecife, y las huellas de estos barrenadores se asignan al icnogénero *Trypanites* (Bromley, 1994). Los mecanismos de perforación en los sipuncúlidos no están bien estudiados, probablemente estén involucrados procesos de abrasión mecánica y disolución química (Perry & Harborne, 2016). La evidencia sugiere que los sipuncúlidos se encuentran comúnmente en sustratos de coral recientemente muertos y son raros en sustratos más viejos bien erosionados (Rice y Macintyre, 1982). También localmente importantes en algunos ambientes arrecifales son las perforaciones producidas por cirrípedos, como los percebes endolíticos (Bromley, 1978), cuyas huellas se asignan al icnogénero *Rogerella* (Perry & Harborne, 2016).

La degradación del sustrato por microorganismos endolíticos está asociada con las actividades de cianobacterias fotosintéticas, clorófitas y rodófitas, y hongos y bacterias heterotróficas (Golubic *et al.*, 1975).

Estos organismos microbioerosionadores producen perforaciones que varían en diámetro de ~1 a 100 μm y se encuentran ampliamente dentro de los sustratos de carbonato en el ambiente marino (Golubic *et al.*, 1975). Muchas especies habitan dentro de nichos ecológicos relativamente estrechos que están controlados principalmente por variaciones batimétricas en la intensidad de la luz, y esto define el rango vertical sobre el cual se encuentran los organismos microendolíticos fotosintéticos individuales. Por lo tanto, se considera que tienen un buen potencial como indicadores paleobatimétricos y ecológicos (Radtke y Golubic, 2005).

Unomia stolonifera (Gohar, 1938), especie invasora de coral blando

El octocoral del Indo-Pacífico, *Xenia* sp. fue registrado como una especie invasora exitosa en arrecifes de coral de Venezuela (sureste del Mar Caribe) en el año 2014 (Ruiz-Allais *et al.*, 2021). Este taxa ha sido identificado e incluido en un nuevo género y su nombre actual es *Unomia stolonifera*. El mismo se dispersó por Venezuela entre los años 2000-2005 y ha llegado a alcanzar entre 30-80 % de la cobertura total, desplazando a las especies de corales hermatípicos de sus arrecifes y provocando la disminución de la biodiversidad. Ruiz-Allais *et al.* (2021) han demostrado que *U. stolonifera* es un coral blando invasor perjudicial que requiere la implementación de programas de monitoreo y manejo en las zonas afectadas. En Cuba, esta especie se identificó en el mes de febrero de 2023 en la Ensenada de Bacuranao (región noroccidental de Cuba) y el 23 de abril del mismo año se eliminó por completo de esa área (Espinosa *et al.*, 2023). En el mes de octubre, un nuevo foco se identificó frente a Boca de Calderas (provincia Mayabeque), a 19 km aproximadamente del primer foco reportado. El mismo posee dimensiones (140-150 m^2) mayores que el de Bacuranao, y se estima que para erradicarlo se hace necesario visitar entre 4 y 6 veces más el área. Aún no existe una teoría científicamente probada de cómo

pudo haber llegado esta especie a aguas cubanas, pero Espinosa *et al.* (2023) teorizan que pudo haber llegado como larvas en el agua de lastre de barcos petroleros procedentes de Venezuela. Los puertos y refinerías de petróleo de Venezuela en el oriente del país se encuentran adyacentes al Parque Nacional Mochima, que es una zona altamente colonizada por *U. stolonifera* (Ruiz-Allais *et al.*, 2021). Debido a lo anterior, se considera fundamental tanto para el caso de la *Unomia* como para el Síndrome Blanco, participar activamente en los foros de debate, capacitación e información regionales. Ellos, sin dudas, contribuyen a un mejor manejo de ambos problemas, así como a comprender los procesos ecológicos que se involucran en ambos casos (Fig. 9).

Conclusiones

El impacto sinérgico del cambio climático y los factores antropogénicos locales han resultado en una disminución global de la cobertura de coral en las últimas décadas. El aumento de la temperatura superficial del océano ha provocado un incremento en los eventos masivos de blanqueamiento y en la virulencia de enfermedades, resultando en la mortalidad masiva de corales a nivel mundial. A pesar de que el Caribe es considerado un "punto caliente" para las enfermedades de coral, los estudios realizados en Cuba han demostrado que los porcentajes de afectación por enfermedades son bajos en comparación con otros sitios del Caribe.

No obstante, es prioritario evaluar el progreso del Síndrome Blanco e intentar evitar su dispersión, así como acelerar las acciones de manejo y erradicación de la *U. stolonifera* para prevenir daños irreversibles a la biodiversidad de los arrecifes cubanos. Además, se identifican vacíos de información en áreas como la ecología microbiana, las tasas de recuperación a corto, mediano y largo plazo, y el efecto de la pérdida de resiliencia en la salud de los arrecifes.

La salud de los arrecifes es vulnerable a múltiples causas y presenta un carácter temporal marcado, lo que



Fig. 9. Imágenes de *Unomia stolonifera* tomadas por Espinosa *et al.*, 2023 en la Ensenada de Bacuranao, Habana del Este, Cuba.
Fig. 9. Images of *Unomia stolonifera* taken by Espinosa *et al.*, 2023 in the Ensenada de Bacuranao, Habana del Este, Cuba.

subraya la necesidad de llevar a cabo investigaciones continuas que se centren en la dinámica de las enfermedades activas y las afectaciones. Es urgente establecer un monitoreo sistemático y constante de los arrecifes para comprender su estado de salud, gestionarlos de manera sostenible y evitar daños irreparables que puedan llevar a su pérdida definitiva.

En el contexto nacional, es crucial aumentar la conciencia pública y la de los tomadores de decisiones sobre los beneficios de contar con arrecifes saludables. Los

planes de conservación que combinan un manejo efectivo con iniciativas de ciencia ciudadana han demostrado ser sostenibles y beneficiosos tanto para los arrecifes como para la sociedad. Estos enfoques deben ser adoptados en el futuro más cercano posible.

Declaraciones

Financiamiento:

No se recibió ningún tipo de financiamiento para la realización de esta investigación.

Conflicto de intereses:

Los autores no tienen conflicto de intereses financieros o no financieros que declarar que sean relevantes para el contenido del manuscrito.

Comportamiento ético:

No se utilizaron animales durante la realización del presente estudio.

Permisos de muestreo y otros permisos:

No se necesitó solicitar permisos para la realización de esta investigación.

Declaración sobre las contribuciones de los autores:

Conceptualización: GAP, PGD; Metodología: GAP, PGD; Validación: GAP, PGD; Análisis formal: GAP, PGD; Investigación: GAP, PGD; Escritura – Original: GAP; Escritura - Revisión y Edición: GAP, PGD; Visualización: PGD; Supervisión: PGD.

Referencias

- AGRRA. (2019). *Coral disease outbreak, stony coral tissue loss disease*. Disponible en: <http://www.agrra.org/coral-disease-outbreak/>
- Ainsworth, T., Brown, B. E. (2021). Coral Bleaching. *Curr. Biol.*, 31, R1-R8.
- Ainsworth, T., Fine, M., Roff, G., Hoegh-Guldberg, O. (2008). Bacteria are not the primary cause of bleaching in the Mediterranean coral *Oculina patagonica*. *ISME Journal*, 2, 67-73.
- Alcolado, P. M., Claro, R., Martínez-Daranas, B., Menéndez-Macías, G., García-Parrado, P., Cantelar, K., Espinosa, J., del Valle, R., Martínez, J. C., Neff, T. (2000). *Estado general de los arrecifes coralinos de Cuba y propuestas de manejo ambiental*. Informe Instituto de Oceanología.
- Alcolado, P. M., Hernández-Muñoz, D., Caballero, H., Busutil, L., Perera, S., Hidalgo G. (2009). Efectos de un inusual período de alta frecuencia de huracanes sobre el bentos de arrecifes coralinos. *REVMAR*, 1, 74-94.
- Alcolado, P., de la Guardia, E., Ginsburg, R., Kramer, P., Kosminin, V., González-Ferrer, S., Hernández, M. (2001). (en prensa). *Condition of the benthos of the coral reefs of the South and East margins of the Gulf of Batabanó*. CUBAGRRA Expedition, March/2001.
- Alcolado, P., Morgan, I. E., Kramer, P. A., Ginsburg, R.N., Guardia, E., Kosminin, V., Hernández, M. (2010). Condition of remote reef off southwest Cuba. *Cienc. Mar.*, 36 (2), 179-197.
- Alcolado, P.M., Rey-Villiers, N. (2015). *Reporte de blanqueamiento de corales del año 2015 en Cuba*. ResearchGate.
- Alvarado, J.J, Grassian, B., Cantera-Kintz, J.R., Carballo, J.L., Londoño-Cruz, E. (2016). Coral Reef Bioerosion in the Eastern Tropical Pacific. En P.W. Glynn *et al.* (eds.), *Coral Reefs of the Eastern Tropical Pacific, Coral Reefs of the World 8*. DOI 10.1007/978-94-017-7499-4_12
- Alvarez-Filip, L., Estrada-Saldívar, N., Pérez-Cervantes, E., Molina-Hernández, A., González-Barrios, F. J. (2019). A rapid spread of the stony coral tissue loss disease outbreak in the Mexican Caribbean. *PeerJ.*, 7, e8069. DOI 10.7717/peerj.8069.
- Anthony, K. R. N., Helmstedt, K. J., Bay, L. K., Fidelman, P., Hussey, K. E., Lundgren, P., Mead, D., McLeod, I. M., Mumby, P. J., Newlands, M., Schaffelke, B., Wilson, K. A., Hardisty, P. E. (2020). Interventions to help coral reefs under global change—A complex decision challenge. *PLoS ONE*, 15, e0236399. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0236399>.
- Anthony, K. R. N., Marshall, P. A., Abdulla, A., Beeden, R., Bergh, C., Black, R., Eakin, C. M., Game, E. T., Gooch, M., Graham, N. A. J., Green, A., Heron, S. F., Van Hooidonk, R., Knowland, C., Mangubhai, S., Marshall, N., Maynard, J. A., McGinnity, P., McLeod, E., ..., Wear, S. (2015). Operationalizing resilience for adaptive coral reef management under global environmental change. *Glob. Change Biol.*, 21, 48-61. doi: 10.1111/gcb.12700.
- Antonius, A. (1973). *New observations on coral destruction in reefs*. 10th Meeting Assoc Isl Mar Lab Carib 10: 3, University of Puerto Rico, Mayagüez.

- Arias-González, J. E., Fung, T., Seymour, R. M., Garza-Pérez, J. R., Acosta-González, G., Bozec, Y. M., Johnson, C. R. (2017). A coral-algal phase shift in Mesoamerica not driven by changes in herbivorous fish abundance. *PLoS ONE*, 12, e0174855.
- Bak, R. P. M. (1976). The growth of coral colonies and the importance of crustose coralline algae and burrowing sponges in relation with carbonate accumulation. *Neth. J. Sea Res.*, 10, 285-337.
- Baker, A.C., Glynn, P. W., Riegl, B. (2008). Climate change and coral reef bleaching: an ecological assessment of long-term impacts, recovery trends and future outlook. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 80(4), 435-471.
- Bastidas, C., Bone, D., Cróquer, A., Debrot, D., Garcia, E., Humanes, A., Ramos, R., Rodríguez, S. (2012). Massive hard coral loss after a severe bleaching event in 2010 at Los Roques, Venezuela. *Rev Biol Trop*, 60, 29-37.
- Bathurst, R. G. C. (1966). Boring algae, micrite envelopes, and lithification of molluscan biosparites. *J. Geol.*, 5, 15-32.
- Bayraktarov, E., Pizarro, V., Eidens, C., Wilke, T., Wild, C. (2012). *Upwelling mitigates coral bleaching in the Columbian Caribbean*. Proceedings of the 12th International Coral Reef Symposium. Cairns, Australia.
- Beck, M.W., Losada, I. J., Menéndez, P., et al. (2018). The global flood protection savings provided by coral reefs. *Nat. Commun.*, 9, 2186. <https://doi.org/10.1038/s41467-018-04568-z>.
- Bellwood, D. R., Pratchett, M. S., Morrison, T. H., et al. (2019). Coral reef conservation in the Anthropocene: confronting spatial mismatches and prioritizing functions. *Biol. Conserv.* 236, 604–615. <https://doi.org/10.1016/j.bioco.2019.05.056>.
- Berkelmans, R., De'ath, G., Kininmonth, S., Skirving, W. (2004). A comparison of the 1998 and 2002 coral bleaching events on the Great Barrier Reef: spatial correlation, patterns and predictions. *CorRee*. 23, 74-83. <https://doi.org/10.1007/s00338-003-0353-y>.
- Birkeland, C. (2015). Coral Reefs in the Anthropocene. En C. Birkeland (ed), *Coral Reefs in the Anthropocene* (pp. 1-17). Springer: New York.
- Blunden, J., Arndt, D. (2018). State of the climate in 2017. *Bull. Am. Meteorol. Soc.*, 99, Si-S332
- Bromley, R. G. (1978). Bioerosion of the Bermudan reefs. *Palaeogeog. Palaeoclim. Palaeoecol.*, 23, 169-197
- Bromley, R. G. (1994). The palaeoecology of bioerosion. En Donovan, S. K. (ed), *The Palaeobiology of trace fossils*. John Wiley & Sons, Chichester
- Brown, B.E. (1997). Coral bleaching: causes and consequences. *Coral reefs*, 16, 129-138.
- Bruckner, A. W., Woodley, C. M., Downs, C. A., Bruckner, A. W., Porter, J. W., Galloway, S. B. (2015). History of coral disease research. In C. M. Woodley, C. A. Downs, A. W. Bruckner, J. W. Porter, S. B. Galloway (eds), *Diseases of coral* (pp. 52–84). John Wiley & Sons, New York, NY,
- Burke, L., Reyttar, K., Spalding, M., Perry, A. (2011). *Reefs at risk revisited*. Washington, DC: World Resources Institute.
- Caballero, H., Alcolado, P. M., González, P., Perera, S., Hernández-Fernández, L. (2013). *Protocolo para el monitoreo de bentos en arrecifes coralinos. Versión ajustada a partir del método de campo AGRRA 2000*. La Habana, Cuba: Centro Nacional de Áreas Protegidas.
- Caballero-Aragón, H., González-Ferrer, S., Cobián, D., Álvarez, S., Alcolado-Prieto, P. (2007). Evaluación AGRRA del bentos en diez sitios de buceo de “María la Gorda”, Bahía de Corrientes, Cuba. *Rev. Invest. Mar.* 28, 131-138.
- Carpenter, K. E., Abrar, M., Aeby, G., Aronson, R. B., Banks, S., Bruckner, A., Chiriboga, A., Cortes, J., Delbeek, J. C., DeVantier, L., Edgar, G. J., Edwards, A. J., Fenner, D., Guzman, 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, 560-563
- Chaves-Fonnegra, A., Zea, S. (2011). Coral colonization by the encrusting excavating Caribbean sponge *Cliona delitrix*. *Mar. Ecol.*, 32, 162-173.

- Chazottes, V., Le Campion-Alsumard, T., Peyrot-Clausade, M. (1995). Bioerosion rates on coral reefs: interactions between macroborers, microborers and grazers (Moorea, French Polynesia). *Palaeogeogr Palaeocl.*, 113(2), 189-198.
- Cinner, J. E., Huchery, C., MacNeil, M. A., Graham, N. A., McClanahan, T. R., Maina, J., ... & Mouillot, D. (2016). Bright spots among the world's coral reefs. *Nature*, 535(7612), 416-419.
- Clark, R., Jeffrey, C., Woody, K., Hillis-Starr, Z., Monaco, M. (2009). Spatial and temporal patterns of coral bleaching around Buck Island Reef national monument, St. Croix, US Virgin Islands. *Bull. Mar. Sci.*, 84(2), 167-182.
- Claro, R., Baisre, J.A., Lindeman, K.C., García-Arteaga, J.P. (2001). Cuban fisheries: historical trends and current status. In R. Claro, K.C. Lindeman, L.R. Parenti (Eds.), *Ecology of the Marine Fishes of Cuba* (pp. 194-216). Instituto de Oceanología. Academia de Ciencias de Cuba.
- Coker, D.J., Pratchett, M. S., Munday, P. L. (2012). Influence of coral bleaching, coral mortality and conspecific aggression on movement and distribution of coral-dwelling fish. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 414, 62-68.
- Coles, S. L., Brown, B. E. (2003). *Coral bleaching—capacity for acclimatization and adaptation*.
- Cramer, K. L., Donovan, M. K., Jackson, J. B., Greenstein, B. J., Korpanty, C. A., Cook, G. M., Pandolfi, J. M. (2021). The transformation of Caribbean coral communities since humans. *Ecol. Evol.*, 11(15), 10098-10118.
- Cramer, K. L., Jackson, J. B., Donovan, M. K., Greenstein, B. J., Korpanty, C. A., Cook, G. M., Pandolfi, J. M. (2020). Widespread loss of Caribbean acroporid corals was underway before coral bleaching and disease outbreaks. *Sci. Adv.*, 6, p.eaax9395.
- Davidson, T. M., Altieri, A. H., Ruiz, G. M., Torchin, M. E. (2018). Bioerosion in a changing world: a conceptual framework. *Ecol. Lett.*, 21(3), 422-438.
- de la Guardia, E. (2000). Evento de blanqueamiento en un arrecife de coral en la costa de La Habana, Cuba. *Rev. Invest. Mar.*, 21(1-3), 108-109.
- de la Guardia, E., González-Díaz, P. (2002). Comunidad bentónica en arrecifes coralinos en Punta del Este y Cayo Largo, Archipiélago de los Canarreos, Cuba. *Rev. Invest. Mar.*, 23(3), 185-194.
- de la Guardia, E., González-Díaz, P., Valdivia, A., González, O. (2006). Estructura y salud de la comunidad de corales en arrecifes de la zona de buceo de Cayo Levisa, Archipiélago de los Colorados, Cuba. *Rev. Invest. Mar.*, 5(2), 103-111.
- de la Guardia, E., González-Díaz, P., Varona, G., González-Ferrer, S., Rupéres, W. (2003). Variaciones temporales y espaciales en la comunidad bentónica del arrecife de Playa Herradura, Provincia Habana, Cuba. *Rev. Invest. Mar.*, 22(3), 167-178.
- de la Guardia, E., Valdivia, A., González-Díaz, P. (2004). Estructura de las comunidades bentónicas en la zona de buceo de María la Gorda, Ensenada de Corrientes, sureste de la Península de Guanahacabibes, Cuba. *Rev. Invest. Mar.*, 2, 103-111.
- De'Ath, G., Fabricius, K. E., Sweatman, H., Puotinen, M. (2012). The 27-year decline of coral cover on the Great Barrier Reef and its causes. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA*, 109, 17995-17999. <https://doi.org/10.1073/pnas.1208909109>.
- Douglas, A.E. (2003). Coral bleaching—how and why? *Mar. Pol. Bull.*, 46, 385-392.
- Downs C.E., Ostrander, G.K., Rougee, L., et al. (2012). The use of cellular diagnostics for identifying sub-lethal stress in reef corals. *Ecotoxicology*. 21(3), 768-782.
- Duran, A., Shantz, A. A., Burkepile, D. E., Collado-Vides, L., Ferrer, V. M., Palma, L., Ramos, A., González-Díaz, P. (2018). Fishing, pollution, climate change, and the long-term decline of coral reefs off Havana, Cuba. *Bull. Mar. Sci.*, 94, 2.
- Dyshlovoy, S. A., Honecker, F. (2020). Marine compounds and cancer: Updates 2020. *Mar. Drugs*, 18(12), 643.
- Eakin, C.M., Liu, G., Gomez, A.M., De La Cour, J.L., Heron, S.F., Skirving, W.J., Geiger, E.F., Tirak, A.K.V., Strong, E. (2017). Global coral bleaching 2014-2017: status and an appeal for observations. *Reef Encounter*, 31, 20-26.

- Eakin, C. M. (2001). A tale of two ENSO events: carbonate budgets and the influence of two warming disturbances and intervening variability, Uva Island, Panama. *Bull. Mar. Sci.*, 69(1), 171-186.
- Eakin, C.M., Morgan, J.A., Smith, T.B., Liu, G., *et al.* (2010): Caribbean corals in crisis: record thermal stress, bleaching and mortality in 2005. *PLoS One*. 5 (11), 1-10 (e13969).
- Ehrlich, H. L. (1990). Microbial formation and degradation of carbonates. En H. L. Ehrlich (ed) *Geomicrobiology*. Dekker, New York
- Eschmeyer, W. N., Fricke, R., Fong, J. D., & Polack, D. A. (2010). Marine fish diversity: history of knowledge and discovery (Pisces). *Zootaxa*, 2525(1), 19-50.
- Espinosa, J., Estrada, R., Ruiz- Allais, J.P. (2023). Presencia en Cuba de la especie marina invasora *Unomia stolonifera* (Gohar, 1938) (Octocorallia, Alcyonacea). Acciones para su control y eliminación. *Rev. Invest. Mar.*, 43(1), 140-146. <https://doi.org/10.5281/zenodo.8018890>.
- Fabricius, K.E. (2005). Effects of terrestrial runoff on the ecology of corals and coral reefs: review and synthesis. *Mar. Poll. Bull.*, 50, 125-146.
- 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. *Curr. Biol.*, 25, 500-505. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2014.12.022>.
- Florida Department Environmental Protection (FDEP). (2019). *Florida reef tract coral disease outbreak (2014 - Present)*. Disponible en: <https://floridadep.gov/fco/coral/content/florida-reef-tractcoral-disease-outbreak>
- Fordyce, A. J., Ainsworth, T. D., Leggat, W. (2020). Microalgae, a Boring Bivalve and a Coral—A Newly Described Association Between Two Coral Reef Bioeroders Within Their Coral Host. *Integrat. Organism. Biol.*, 2(1), obaa035.
- Galloway, S. B., Bruckner, A. W., Woodley, C. M. (2009). Coral health and disease in the Pacific: vision for action. En S. B. Galloway, A. W. Bruckner, C. M. Woodley (eds), *NOAA Tech Memo NOS NCCOS 97 and CRCP 7*. National Oceanic and Atmospheric Administration, Silver Spring, MD
- Gardner, T. A., Côté, I. M., Gill, J. A., *et al.* (2003). Long-term region-wide declines in Caribbean corals. *Science*, 301, 958-960. <https://doi.org/10.1126/science.1086050>.
- Gaskill, M. (2010). *Coral bleaching goes from bad to worse*. *Nature News*.
- Gladfelter, W. B. (1982). White-band disease in *Acropora palmata*: implications for the structure and growth of shallow reefs. *Bull. Mar. Sci.*, 32, 639-645.
- Glynn, P. W., Manzello, D. P. (2015). Bioerosion and coral reef growth: A dynamic balance. En C. Birkeland (Ed.), *Coral reefs in the Anthropocene* (pp. 67-97). Dordrecht, the Netherlands: Springer.
- Glynn, P. W., Wellington, G. M. (1983). *Corals and coral reefs of the Galápagos Islands*. University of California Press, Berkeley, CA
- Golubic, S., Perkins, R. D., Lukas, K. J. (1975). Boring microorganisms and microborings in carbonate substrates. En R. W. Frey (ed), *The study of trace fossils*. Springer-Verlag, Berlin
- González-Díaz, P., de la Guardia, E., González- Sansón, G. (2003). Efectos de efluentes terrestres sobre las comunidades bentónicas de arrecifes coralinos en el litoral de Ciudad de la Habana, Cuba. *Rev. Invest. Mar.*, 24(3), 193-204.
- González-Díaz, P., Gonzáles-Sansón, G., Aguilar-Betancourt, C. M., Álvarez Fernández, S., Perera-Pérez, O., Hernández-Fernández, L....de la Guardia Llansó, E. (2018). Status of Cuban coral reefs. *Bull. Mar. Sci.*, 94(2), 229-247
- González-Díaz, S. P. (2010). *Efecto acumulativo de agentes estresantes múltiples sobre los corales hermatípicos de la región noroccidental de Cuba* (Tesis de Doctorado). Centro de Investigaciones marinas. Universidad de La Habana.
- Gonzalez-Sanson, G., Aguilar, C., Hernandez, I., Cabrera, Y., Suarez-Montes, N., Bretos, F., Guggenheim, D.

- (2009). Natural and human-induced variability in the composition of fish assemblages in the Northwestern Cuban shelf. *Rev. Biol. Trop.*, 57(3):721-740.
- Goreau T. F., Hartman, W. D. (1963). Boring sponges as controlling factors in the formation and maintenance of coral reefs. *Am. Assoc. Adv. Sci. Pubs.*, (75) 25-54
- Graham, N. A., Nash, K. L. (2013). The importance of structural complexity in coral reef ecosystems. *Coral reefs*, 32, 315-326.
- Green, E.P., Bruckner, A.W. (2000). The significance of coral disease epizootiology of coral reef conservation. *Biol. Cons.*, 96, 347-361.
- Grottoli, A. G., Toonen, R.J., van Woesik, R., Vega Thurber, R., Warner, M.E., McLachlan, R.H., Price, J.T., Bahr, K.D., Baums, I.B., Castillo, K., Coffroth, M.A., Cunnig, R., Dobson, K., Donahue, M., Hench, J.L., Iglesias-Prieto, R., Kemp, D.W., Kenkel, C.D., Kline, ..., Wu, H.C. (2020). Increasing comparability among coral bleaching experiments. doi: 10.1002/EAP.2262.
- Grottoli, A. G., Warner, M. E., Levas, S. J., Aschaffenburg, M. D., Schoepf, V., McGinley, M., Baumann, J., Matsui, Y. (2014). The cumulative impact of annual coral bleaching can turn some coral species winners into losers. *Glob. Change Biol.*, 20, 3823-3833. <https://doi.org/10.1111/gcb.12658>.
- Heenan, A., Williams, G. J., Williams, I. D. (2020). Natural variation in coral reef trophic structure across environmental gradients. *Front. Ecol. Environ.*, 18(2), 69-75.
- Hein, F. J., Risk, M. J. (1975). Bioerosion of coral heads: inner patch reefs, Florida Reef Tract. *Bull. Mar. Sci.*, (25), 133-138
- Hernández-Delgado, F., González-Díaz, P., Ferrer-Rodríguez, V. M. (2017). Evaluación de *Acropora palmata* (Lamarck, 1816) y *Diadema antillarum* Philippi y Agassiz, 1863 en las crestas arrecifales de playa Baracoa (Provincia Artemisa) y Rincón de Guanabo (Provincia La Habana), Cuba. *Rev. Invest. Mar.*, 37, 80-99.
- Heron, S. F., Maynard, J. A., Van Hooidek, R., Eakin, C. M. (2016). Warming trends and bleaching stress of the world's coral reefs 1985-2012. *Sci. Rep.*, 6(1), 38402.
- Highsmith, R. C. (1980). Geographic patterns of coral bioerosion: a productivity hypothesis. *J Exp Mar Biol Ecol.*, 46, 177-196
- Highsmith, R. C. (1981). Coral bioerosion: damage relative to skeletal density. *Am. Natural.* 117, 193-198
- Highsmith, R. C., Lueptow, R. L., Schonberg, S. C. (1983). Growth and bioerosion of three massive corals on the Belize barrier reef. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 13(2-3), 261-271
- Hoegh-Guldberg, O. (1999). Climate change, coral bleaching and the future of the world's coral reefs. *Mar. Freshwat. Res.*, 50(8), 839-866.
- Hoegh-Guldberg, O., Mumby, P. J., Hooten, A. J., Steneck, R. S., Greenfield, P., Gomez, E., Harvell, C. D., Sale, P. F., Edwards, A. J., Caldeira, K., Knowlton, N., Eakin, C. M., Iglesias-Prieto, R., Muthiga, N., Bradbury, R. H., Dubi, A., Hatziolos, M. E. (2007). Coral reefs under rapid climate change and ocean acidification. *Science*, 318, 1737-1742.
- Hughes, T. P. (1994). Catastrophes, phase shifts, and large-scale degradation of a Caribbean coral reef. *Science*, 265(5178), 1547-1551.
- Hughes, T. P., Baird, A. H., Bellwood, D. R., Card, M., Connolly, S. R., Folke, C., ... Roughgarden, J. (2003). Climate change, human impacts, and the resilience of coral reefs. *Science*, 301(5635), 929-933.
- Hughes, T. P., Barnes, M. L., Bellwood, D. R., Cinner, J. E., Cumming, G. S., Jackson, J. B. C., Kleypas, J., Van DeLeemput, I. A., Lough, J. M., Morrison, T. H., Palumbi, S. R., Van Nes, E. H., Scheffer, M. (2018a). Coral reefs in the Anthropocene. *Nature*, 546, 82-90. DOI 10.1038/nature22901.
- Hughes, T. P., Kerry, J. T., Baird, A. H., Connolly, S. R., Dietzel, A., Eakin, C. M., Heron, S. F., Hoey, A. S., Hoogenboom, M. O., Liu, G., McWilliam, M. J., Pears, R. J., Pratchett, M. S., Skirving, W. J., Stella, J. S., Torda, G. (2018b). Global warming transforms coral reef assemblages. *Nature*. 556, 492-496. DOI 10.1038/s41586-018-0041-2.
- Hughes, T., Pratchett, M. (activo Julio 2020). *Climate change triggers Great Barrier Reef bleaching*.

- <https://www.jcu.edu.au/news/releases/2020/april/climate-change-triggers-great-barrier-reef-bleaching>
- Hutchings, P. A. (1986). Biological destruction of coral reefs. *Coral Reefs*, 4, 239-252
- Hutchings, P. A. (2011). Bioerosion. En: Hopley, D. (ed), *Encyclopedia of modern coral reefs: structure, form, and process* (pp 139-156). Springer, Berlin.
- Hutchings, P. A., Kiene, W. E., Cummingham, R. B., Donnelly, C. (1992). Spatial and temporal patterns of non-colonial boring organisms: (polychaetes, sipunculans and bivalve molluscs) in *Porites* at Lizard Island, Great Barrier Reef. *Coral Reefs*. 11, 23-31.
- Hutchings, P. A., Peyrot-Clausade, M. (2002). The distribution and abundance of boring species of polychaetes and sipunculans in coral substrates in French Polynesia. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 269 (1), 101-121
- Idjadi, J., Haring, R., Precht, W. (2010). Recovery of the sea urchin *Diadema antillarum* promotes scleractinian coral growth and survivorship on shallow Jamaican reefs. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 403, 91-100.
- IPBES, W. (2019). *Intergovernmental science-policy platform on biodiversity and ecosystem services*. Summary for Policy Makers of the Global Assessment Report on Biodiversity and Ecosystem Services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. IPBES Secretariat, Bonn, Germany.
- IPCC. (2023). Sections. In Core Writing Team, H. Lee and J. Romero (eds.), *Climate Change 2023: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* (pp. 35-115). IPCC, Geneva, Switzerland,. doi: 10.59327/IPCC/AR6-9789291691647
- ISRS (International Society for Reef Studies). (2018). *Revised ISRS Consensus Statement on Climate Change and Coral Bleaching, November 2018*. Prepared for COP14 of the Convention on Biological Diversity, Egypt, November 2018 and COP24 of the UN Framework Convention on Climate Change, Poland, December 2018. <https://coralreefs.org/wp-content/uploads/2020/02/modified-consensus-statement-ICRS-2018.pdf>
- Jackson, J. B. C., Donovan, M. K., Cramer, K. L., Lam, V. V. (2014). *Status and trends of Caribbean coral reefs: 1970-2012*. Global Coral Reef Monitoring Network, IUCN, Gland, Switzerland.
- Jokiel, P. L., Coles, S. L. (1974). Effects of heated effluent on hermatypic corals at Kahe Point, Oahu. *Pac. Sci.*, 28, 1-18.
- Kegler, P., Kegler, H. F., Gärdes, A., Ferse, S. C., Lukman, M., Alfiansah, Y. R., ... Kunzmann, A. (2017). Bacterial biofilm communities and coral larvae settlement at different levels of anthropogenic impact in the Spermonde Archipelago, Indonesia. *Front. Mar. Sci.*, 4, 270.
- Kelly, S. R. A., Bromley, R. G. (1984). Ichnological nomenclature of clavate borings. *Palaeontol.*, 27, 793-807
- Kiene, W. E. (1989). *Biological destruction on the Great Barrier Reef*. (PhD thesis), Australian National University, Canberra.
- Kittinger, J. N., Finkbeiner, E. M., Glazier, E. W., Crowder, L. B. (2012). Human dimensions of coral reef social-ecological systems. *Ecol. Soc.*, 17(4).
- Klein, R., Mokady, O., Loya, Y. (1991). Bioerosion in ancient and contemporary corals of the genus *Porites*: patterns and palaeoenvironmental implications. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 77, 245-251
- Klement, K., Toomey, D. (1967). Role of the blue-green alga *Girvanella* in skeletal grain destruction and lime-mud formation in the Lower Ordovician of West Texas. *J. Sed. Petrol.*, 37, 1045-1051
- Knowlton, N., Grottoli, A. G., Kleypas, J., Obura, D., Corcoran, E., de Goeij, J. M., Felis, T., Harding, S., Mayfield, A., Miller, M., Osuka, K., Peixoto, R., Randall, C. J., Voolstra, C. R., Wells, S., Wild, C., Ferse, S. (2021). *Rebuilding Coral Reefs: A Decadal Grand Challenge*. International Coral Reef Society and Future Earth Coasts.
- Kulbicki, M., Parravicini, V., Bellwood, D. R., Arias-González, E., Chabanet, P., Floeter, S. R., Mouillot, D. (2013). Global biogeography of reef fishes: a hierarchical quantitative delineation of regions. *PLoS ONE*, 8(12), e81847.
- Kuntz, N.M., Kline, D.I., Sandin, S.A., Rohwer, F. (2005). Pathologies and mortality rates caused by organic carbon

- and nutrient stressors in three Caribbean coral species. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 294, 173-180.
- Lamb, J. B., Willis, B. L., Fiorenza, E. A., Couch, C. S., Howard, R., Rader, D. N., *et al.* (2018). Plastic waste associated with disease on coral reefs. *Science*, 359, 460-2.
- Lessios, H. A. (1988). Mass mortality of *Diadema antillarum* in the Caribbean: what have we learned? *Ann. Rev. Ecol. Syst.*, (19), 371-393
- Lessios, H. A., Robertson, D. R., Cubit, J. D. (1984). Spread of *Diadema* mass mortality through the Caribbean. *Science*, 226, 335-337.
- Lester, S. E., Rassweiler, A., McCoy, S. J., Dubel, A. K., Donovan, M. K., Miller, M. W., ... Hay, M. E. (2020). Caribbean reefs of the Anthropocene: Variance in ecosystem metrics indicates bright spots on coral depauperate reefs. *Glob. Change Biol.*, 26(9), 4785-4799.
- 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.
- López-Victoria, M., Zea, S. (2004). Storm-mediated coral colonization by an excavating Caribbean sponge. *Clim. Res.*, 26, 251-256.
- Lough, J., Wilkinson, C. (2017). *Coral Reefs and Coral Bleaching. Oxford Bibliographies in Environmental Science*, ed. E. Wohl (New York, NY: Oxford University Press). doi, 10, 9780199363445-0080.
- MacGeachy, J. K., Stearn, C. W. (1976). Boring by macroorganisms in the coral *Montastrea annularis* on Barbados reefs. *Hydrobiol.*, 61, 715-745
- Mägdefrau, K. (1932). Über einige Bohrgänge aus dem unteren Muschelkalk von Jena. *Paläontologia Z.*, 14, 513-523
- Martínez-Rodríguez, Y. B. (2009). *Estimación de indicadores ecológicos a nivel de comunidad y población de invertebrados bentónicos en arrecifes con grado diferente de impacto ambiental.* (Tesis de diploma). Centro de Investigaciones Marinas. Universidad de La Habana.
- Maynard, J., van Hooidonk, R., Eakin, C., *et al.* (2015). Projections of climate conditions that increase coral disease susceptibility and pathogen abundance and virulence. *Nat. Clim. Chang.*, 5, 688-694. <https://doi.org/10.1038/nclimate2625>.
- McLachlan, R. H., Price, J. T., Solomon, S. L., Grottoli, A. G. (2020). Thirty years of coral heat-stress experiments: a review of methods. *Coral Reefs*, 39, 885-902.
- McPhaden, M. J. (1999). Genesis and evolution of the 1997-98 El Niño. *Science*, 283, 950-954.
- Miller, J., E. Muller, C. Rogers, R. Waara, A. Atkinson, K.R.T. Whelan, M. Patterson B. Witcher. (2009). *Coral diseases following massive bleaching in 2005 cause's 60% decline in coral cover on reefs in the US Virgin Islands.* CorRee. Doi 10.1007/s00338-009-0531-7.
- Moore, J., Bellchambers, L. M., Depczynski, M. R., Evans, R. D., Evans, S. N., Field, S.N., *et al.* (2012). Unprecedented mass bleaching and loss of coral across 12 of latitude in 2010-11. *PLoS One*, 7, e51807. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0051807>
- Moretzsohn, F., Tsuchiya, M. (1993). Preliminary survey of the coral boring Bivalvia fauna of Okinawa, southern Japan. *Proc. of the 7th Int. Coral Reef Symp.*, 1, 404-412
- Moriarty, T., Leggat, W., Huggett, M.J., Ainsworth, T.D. (2020). Coral Disease Causes, Consequences, and Risk within Coral Restoration. *Trends Microbiol.*, 28 (10). <https://doi.org/10.1016/j.tim.2020.06.002>
- Muller, E. M., Bartels, E., Baums, I. B. (2018). Bleaching causes loss of disease resistance within the threatened coral species *Acropora cervicornis*. *ELife*, 7, e35066. DOI 10.7554/eLife.35066.
- Muñiz-Castillo, A. I., Rivera-Sosa, A., Chollett, I., Eakin, C. M., Andrade-Gómez, L., McField, M., Arias-González, J. E. (2019). Three decades of heat stress exposure in Caribbean coral reefs: a new regional delineation to enhance conservation. *Sci. Rep.*, 9, 11013. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-47307-0>
- Navarro, E. (2015). *Prevalencia de enfermedades de Acropora palmata en el Parque Nacional Arrecife de Puerto Morelos y su relación con las fuentes de aporte de nutrientes y el desarrollo costero.* (Tesis de diploma). Escuela de Biología. Universidad Autónoma de Puebla, México, 80 pp.

- Otaño-Cruz, A., Montañez-Acuña, A. A., Torres-López, V., Hernández-Figueroa, E. M., Hernández-Delgado, E.A. (2017). Effects of Changing Weather, Oceanographic Conditions, and Land Uses on Spatio-Temporal Variation of Sedimentation Dynamics along Near-Shore Coral Reefs. *Front. Mar. Sci.*, 4, 249. Doi: 10.3389/fmars.2017.00249
- Palmer, C.V., Bythell, J.C., Willis, B.L. (2010). Levels of immunity parameters underpin bleaching and disease susceptibility of reef corals. *The FASEB Journal*, 24, 1935-1946. <https://doi.org/10.1096/fj.09-152447>
- Pandolfi, J. M., et al. (2004). Global trajectories of the long-term decline of coral reef ecosystems. *Science*, 301(5635): 955-958.
- Pang, R. K. (1973). The systematics of some Jamaican excavating sponges (Porifera). *Postilla*, 161.
- Perera, O. (2012). *Variaciones espaciales y temporales en el reclutamiento y la salud de corales hermatípicos en arrecifes de la región occidental de Cuba* (Tesis de Maestría). Centro de Investigaciones Marinas. Universidad de La Habana.
- Perry, C. T. (1996). Distribution and abundance of macroborers in an upper Miocene reef system, Mallorca, Spain: implications for reef development and framework destruction. *Palaos*, 11, 40-56.
- Perry, C. T. (1998a). Grain susceptibility to the effects of microborring: implications for the preservation of skeletal carbonates. *Sedimentol.*, 45, 39-51
- Perry, C. T. (1998b). Macroborers within coral framework at Discovery Bay, north Jamaica: species distribution and abundance, and effects on coral preservation. *Coral Reefs*, 17(2):277-287
- Perry, C. T., Harborne, A. R. (2016). Bioerosion on Modern Reefs: Impacts and Responses Under Changing Ecological and Environmental Conditions. En D.K. Hubbard et al. (eds.), *Coral Reefs at the Crossroads, Coral Reefs of the World 6*. DOI 10.1007/978-94-017-7567-0_4
- Perry, C. T., Spencer, T., Kench, P. S. (2008). Carbonate budgets and reef production states: a geomorphic perspective on the ecological phase-shift concept. *Coral Reefs*, 27, 853-866.
- Peters, E.C. (1993). Diseases of other invertebrate phyla: Porifera, Cnidaria, Ctenophora, Annelida, Echinodermata. En: J.A. Couch, J.W. Fournie (eds), *Pathobiology of marine and estuarine organisms* (pp 393-449). CRC Press, Boca Raton.
- Peters, E.C. (2015). Diseases of Coral Reef Organisms. En C. Birkeland (ed), *Coral Reefs in the Anthropocene* (pp. 1-17). Springer: New York.
- Pina-Amagós, F., et al. 2014. Evidence for protection of targeted reef fish on the largest marine reserve in the Caribbean. *PeerJ*, 2, e274; DOI 10.7717/peerj.274
- Pina-Amargós, F., Hernández, L., Clero, L., González, G. (2008). Características de los hábitats coralinos en Jardines de la Reina, Cuba. *Rev. Invest. Mar.*, 29(3), 225-237.
- Pinzon, J., Beach-Letendre, J., Weil, E., Mydlarz, L. D. (2014). Relationship between phylogeny and immunity suggests older Caribbean coral lineages are more resistant to disease. *PLoS One*, 9, e104787. doi: 10.1371/journal.pone.0104787
- Pleydell, S. M., Jones, B. (1988). Borings of various faunal elements in the Oligocene-Miocene Bluff Formation of Grand Cayman, British West Indies. *J. Paleontol.*, 62, 348-367.
- Precht, W. F., Gintert, B. E., Robbart, M. L., Fura, R., Van Woesik, R. (2016). Unprecedented disease-related coral mortality in Southeastern Florida. *Sci. Rep.* (6), 1-11. DOI 10.1038/srep31374.
- Radtke, G. (1993). The distribution of microborings in molluscan shells from recent reef environments at Lee Stocking Island, Bahamas. *Facies*, 29, 81-92
- Radtke, G., Golubic, S. (2005). Microborings in mollusk shells, Bay of Safaga, Egypt: morphometry and ichnology. *Facies*, 51, 118-134
- Ramos-Scharrón, C. E., Torres-Pulliza, D., Hernández-Delgado, E. A. (2015). Watershed-and island wide-scale land cover changes in Puerto Rico (1930s-2004) and their potential effects on coral reef ecosystems. *Sci. Total Environ.*, 506, 241-251.

- Randall, C. J., van Woesik, R. (2017). Some coral diseases track climate oscillations in the Caribbean. *Sci. Rep.*, 7, 5719.
- Raymundo, L., Couch, C., Harvell, C.D. (eds). (2008). *Coral disease hand-book: guidelines for assessment, monitoring & management*. Coral Reef Targeted Research & Capacity Building for Management, St. Lucia. www.gefcoral.org
- Rice, M. E., Macintyre, I. G. (1982). Distribution of *Sipuncula* in the coral reef community, Carrie Bow Cay, Belize. En Rützler, K., Macintyre, I. G. (eds), *The Atlantic Barrier Reef Ecosystem at Carrie Bow Cay, Belize I: Structure and Communities* (pp. 311–320). Smithsonian Institution Press, Washington.
- Richardson, L.L. (1998). Coral diseases: what is really known?. *Trends Ecol Evol.* 13:438–443.
- Rodríguez-Villalobos, J. y H. Reyes-Bonilla. 2019. History of perspectives on the study of coral disease in the eastern tropical Pacific. *Dis. Aquat. Org.*, 136, 243-253. <https://doi.org/10.3354/dao03411>
- Roff, G., Bejarano, S., Priest, M., Marshall, A., Chollett, I., Steneck, R. S., ... Mumby, P. J. (2019). Seascapes as drivers of herbivore assemblages in coral reef ecosystems. *Ecol. Monogr.*, 89(1), e01336.
- Rosales, S. M., Huebner, L. K., Evans, J. S., Apprill, A., Baker, A. C., Becker, C. C., Bellantuono, A. J., Brandt, M. E., Clark, A. S., del Campo, J., Dennison, C.E., Eaton, K. R., Huntley, N. E., Kellogg, C. A., Medina, M., Meyer, J. L., Muller, E.M., Rodriguez-Lanetty, M., Salerno, J. L., Schill, W. B., Shilling, E. N., Stewart, J. M., Voss, J. D. (2023). A meta-analysis of the stony coral tissue loss disease microbiome finds key bacteria in unaffected and lesion tissue in diseased colonies. *ISME Communications.* 3(1):19. DOI 10.1038/s43705-023-00220-0.
- Rosenberg, E., Ben-Haim, Y. (2002). Microbial diseases of corals and global warming. *Environ. Microbiol.*, 4, 318-326.
- Rosenberg, E., Kushmaro, A. (2011). Microbial diseases of corals: pathology and ecology. En Z. Dubinsky, N. Stambler (Eds.), *Coral Reefs: an Ecosystem in Transition* (pp. 451-464). Springer, Netherlands.
- Ruiz-Allais, J. P., Benayahu, Y., Lasso-Alcalá, O. M. (2021). The invasive octocoral *Unomia stolonifera* (Alcyonacea, Xeniidae) is dominating the benthos in the Southeastern Caribbean Sea. *Mem. Fund. La Salle Cienc. Nat.*, 79(187), 63-80.
- Schönberg, C. H., Fang, J. K. H., Carballo, J. L. (2017). *Bioeroding sponges and the future of coral reefs. Climate change, ocean acidification and sponges: impacts across multiple levels of organization*, 179-372.
- Sheppard, C., Sheppard, A., Mogg, A., Bayley, D., Dempsey, A. C., Roache, R., ... Purkis, S. (2017). Coral bleaching and mortality in the Chagos Archipelago. *Atoll Res. Bull.*, (613), 1-26.
- Sims, Z. C., Cohen, A. L., Luu, V. H., Wang, X. T., Sigman, D. M. (2020). Uptake of groundwater nitrogen by a near-shore coral reef community on Bermuda. *Coral Reefs*, 39, 215-228.
- Soliman, G. (1969). Ecological aspects of some coral-boring gastropods and bivalves of the northwestern. *Red Sea. Am. Zool.*, 9, 887-894
- Spalding, M., Burke, L., Wood, S. A., Ashpole, J., Hutchinson, J., Zu Ermgassen, P. (2017). Mapping the global value and distribution of coral reef tourism. *Mar. Policy*, 82, 104-113.
- Spalding, M., Ravilious, C., Green, E. P. (2001). *World atlas of coral reefs*. Univ of California Press.
- Stoddart, D. R. (1969). Ecology and morphology of recent coral reefs. *Biol. Rev. Camb. Philos. Soc.*, 44, 433-498
- Storlazzi, C. D., Reguero, B. G., Cole, A. D., Lowe, E., Shope, J. B., Gibbs, A. E., ... Beck, M. W. (2019). *Rigorously valuing the role of US coral reefs in coastal hazard risk reduction* (No. 2019-1027). US Geological Survey.
- Teague, J., Allen, M. J., Day, J. C., Scott, T. B. (2020). *A review of current coral monitoring tools/diagnostic methods & introducing a new tool to the coral health toolkit*.
- Teh, L. S., Teh, L. C., Sumaila, U. R. (2013). A global estimate of the number of coral reef fishers. *PLoS One*, 8(6), e65397.
- Tribollet, A., Atkinson, M. J., Langdon, C. (2006). Effects of elevated pCO₂ on epilithic and endolithic

- metabolism of reef carbonates. *Glob. Change Biol.*, 12:2200-2220
- Tribollet, A., Golubic, S. (2005). Cross-shelf differences in the pattern and pace of bioerosion of experimental carbonate substrates exposed for 3 years on the northern Great Barrier Reef, Australia. *Coral Reefs*, 24, 422-434
- Vega Thurber, R., Mydlarz, L. D., Brandt, M., Harvell, D., Weil, E., Raymundo, L., Willis, B. L., Langevin, S., Tracy, A. M., Littman, R., Kemp, K. M., Dawkins, P., Prager, K. C., Garren, M., Lamb, J. (2020). Deciphering Coral Disease Dynamics: Integrating Host, Microbiome, and the Changing Environment. *Front. Ecol. Evol.*, 8:575927. doi: 10.3389/fevo.2020.575927
- Vergés, A., Vanderklift, M. A., Doropoulos, C., Hyndes, G. A. (2011). Spatial patterns in herbivory on a coral reef are influenced by structural complexity but not by algal traits. *PLoS One*, 6, e17115. doi: 10.1371/journal.pone.0017115 doi: 10.1371/journal.pone.0017115
- Vogel, K. (1993). Bioerosion in fossil reefs. *Facies*, 28, 109-114
- Vogel, K., Golubic, S., Brett, C. E. (1987). Endolithic associations and their relation to facies distribution in the Middle Devonian of New York State, USA. *Lethaia*, 20, 26-29
- Voigt, E. (1965). Über parasitische Polychaeten in Kreide-Austernsowie einige andere in Muschelschalen bohrende Würmer. *Palaöntol. Zeit*, 39, 193211
- Walton, C., Hayes, N. K., Gilliam, D. S. (2018). Impacts of a regional, multi-year, multi-species coral disease outbreak in Southeast Florida. *Front. Mar. Sci.*, 5, 323. doi: 10.3389/fmars.2018.00323.
- Ware, M., Garfield, E. N., Nedimyer, K., Levy, J., Kaufman, L., Precht, W., ... Miller, S. L. (2020). Survivorship and growth in staghorn coral (*Acropora cervicornis*) outplanting projects in the Florida Keys National Marine Sanctuary. *PLoS One*, 15(5), e0231817.
- Weil, E., Rogers, C. S. (2011). Coral reef diseases in the Atlantic-Caribbean. En Z. Dubinsky, N. Stambler (eds) (pp. 465-492). *Coral reefs: an ecosystem in transition*. Springer, Dordrecht,
- Wilkinson, C. E. (2000). The 1997-98 mass coral bleaching and mortality event: 2 years on. En C. Wilkinson (ed), *Status of coral reefs of the World: 2000* (pp 21-34). Australian Institute of Marine Science, Townsville.
- Wilkinson, C., Souter, D. (2008). *Status of Caribbean Coral Reefs after Bleaching and Hurricanes in 2005*. Global Coral Reef Monitoring Network and Rainforest Research Center, Townsville.
- Williams, S. L., Ambo-Rappe, R., Sur, C., Abbott, J. M., Limbong, S. R. (2017). Species richness accelerates marine ecosystem restoration in the Coral Triangle. *Proc. Natl. Acad. Sci.*, 114(45), 11986-11991.
- Wolter, K., Timlin, M. S. 1998. Measuring the Strength of ENSO—How Does 1997/98 Rank? *Weather*, 53, 315-324.

Como citar este artículo

Aguilera-Pérez, G.C., González-Díaz, P. (2024). Salud de los corales y su investigación en el Caribe y en Cuba. *Rev. Invest. Mar.*, 44(1), 18-46.