

EVALUACIÓN DEL IMPACTO DE UNA AFECCIÓN PARECIDA A LA ENFERMEDAD (SCTLD) EN EL ARRECIFE DE VARADERO (CARTAGENA, COLOMBIA)

Felipe Muñoz Calderón¹, Mateo López Victoria¹

¹Departamento de Ciencias Naturales y Matemáticas, Pontificia Universidad Javeriana Cali, Cali, Colombia

RESUMEN

El arrecife de Varadero se encuentra ubicado en la boca sur de la Bahía de Cartagena. Este arrecife permaneció desconocido para la ciencia hasta 2014, cuando fue caracterizado por primera vez, mostrando un importante desarrollo coralino, con coberturas cercanas al 80% en algunos sectores. Este estudio documenta el cambio en la cobertura de los principales componentes del sustrato en Varadero entre los años 2016 y 2019, evalúa el potencial impacto que tuvo en las coberturas coralinas una afección que responde a los síntomas de la enfermedad de pérdida de tejido coralino (SCTLD) que afectó a los corales de Varadero hacia finales de 2018. Se evaluó en 2019 la prevalencia de otras enfermedades y especies de coral afectadas. Para 2019 se encontró que la cobertura coralina disminuyó al 54% y la cobertura algal se incrementó al 38%, respecto a los valores de cobertura coralina del 74% y cobertura algal del 15% de 2016. Se registraron 3 enfermedades coralinas, la enfermedad de lunares oscuros (ELO), la banda amarilla (BA) y la plaga blanca (PB), así como blanqueamiento coralino (BLAN) y mortalidad vieja (OM). Se encontró ELO en todos los transectos evaluados, la enfermedad de mayor prevalencia en el área (0.022%), seguida de BA (0.002%). La dinámica en que ocurrieron los eventos de afectación de este arrecife entre 2016 y 2019 permite concluir que la enfermedad SCTLD pudo ser responsable de una pérdida de cobertura del 20%, en menos de un año, correspondiendo a una afectación severa, equivalente a lo observado en otros arrecifes del Gran Caribe, pero menor a lo ocurrido en las localidades en donde se registraron los valores más altos de mortalidad.

Palabras clave: Cobertura coralina, Salud coralina, Enfermedades coralinas, SCTLD, Condiciones marginales.

ABSTRACT

The Varadero Reef is located at the southern mouth of the Bay of Cartagena. This reef remained unknown to science until 2014, when it was characterized for the first time, showing an important coral development, with cover close to 80% in some areas. This study documents the change in the coverage of the main substrate components in Varadero between 2016 and 2019 and evaluates the potential impact on coral cover of a condition that responds to the symptoms of coral tissue loss disease (SCTLD) that affected corals in Varadero towards the end of 2018. The prevalence of other diseases and affected coral species was evaluated in 2019. For 2019, it was found that coral cover decreased to 54% and algal cover increased to 38%, compared to coral cover values of 74% and algal cover of 15% in 2016. Three coral diseases were recorded, dark mole disease (ELO), yellow stripe (BA) and white pest (PB), as well as coral whitening (BLAN) and old mortality (OM). ELO was found in all the transects evaluated, the disease with the highest prevalence in the area (0.022%), followed by BA (0.002%). The dynamics of the events affecting this reef between 2016 and 2019 allows us to conclude that the SCTLD disease may have been responsible for a loss of 20% coverage in less than one year, corresponding to a severe impact, equivalent to what was observed in other reefs of the Greater Caribbean, but less than what happened in the localities where the highest mortality values were recorded.

Keywords: Coral coverage, Coral health, Coral diseases, SCTL, Marginal conditions.

INTRODUCCIÓN

Los arrecifes coralinos representan uno de los ecosistemas más complejos y diversos a nivel global (Hoegh-Guldberg, 1999). Adicionalmente, estos sistemas brindan servicios ecosistémicos de gran importancia para el ser humano y otros organismos (Moberg y Folke, 1999). Los corales hermatípicos juegan un papel fundamental en el desarrollo de estos ecosistemas, puesto que son los mayores contribuyentes en la construcción y consolidación del andamiaje arrecifal, y, de esa forma, sirven como sustrato, refugio y alimento para múltiples organismos. Se calcula que los corales y el arrecife coralino que conforman pueden llegar a abastecer hasta el 25% de las especies marinas (Steene, 1992; Buddemeier et al, 2004).

El panorama actual de los ecosistemas arrecifales muestra un aumento, intensidad y frecuencia de las presiones naturales y, especialmente, de afectación de origen antropogénico, nunca antes visto (Wilkinson, 2008). Esta situación genera un desequilibrio en las interacciones interespecíficas dadas entre organismos sésiles que conforman estos sistemas. Por ejemplo, la disputa por recursos entre algas bentónicas y corales escleractínios ha causado un desbalance en las coberturas arrecifales, que han pasado de ser predominantemente de corales a predominantemente de algas (y otros organismos), y que corresponden a interacciones que toman lugar de manera regular, independientemente de la condición de salud del arrecife (Sandin et al, 2008; Harris et al, 2015).

El arrecife de Varadero se encuentra al sur de la Isla de Tierra Bomba, y fue descubierto para la ciencia en el 2013, en la boca sur de la Bahía de Cartagena, bajo una densa y turbia

columna de agua (López-Victoria et al, 2015; Pizarro et al, 2017; López-Londoño et al, 2021). Varadero recibe las descargas de sedimentos provenientes del río Magdalena que llegan a través del Canal del Dique, además de tóxicos ambientales como la contaminación generada en la bahía por las actividades portuarias, sobrepesca, y el tráfico de embarcaciones de todos los tamaños (López-Victoria et al, 2015; Pizarro et al, 2017; López-Londoño et al, 2021). Estudios en la zona determinaron que alrededor de 144 x 106 toneladas de sólidos suspendidos desembocan en la bahía de Cartagena anualmente, lo que con el tiempo se ha convertido en un factor determinante en la degradación de todos los ecosistemas al interior de la bahía, incluyendo los arrecifes coralinos (Restrepo et al, 2006).

Si bien, las enfermedades cumplen un importante rol en la regulación de las poblaciones de fauna silvestre en todo el mundo (Porter et al, 2001), afectando el tamaño, la dinámica y las características demográficas de las poblaciones (Harvell et al, 2002), se cree que factores como el cambio climático se relacionan, con el reciente aumento en la aparición de enfermedades en ecosistemas marinos; adicionalmente, el efecto antropogénico ya está generando cambios medibles a nivel de comunidades y poblaciones (Mitchell et al, 2002). Con este panorama, se cree que el proceso de eutrofización, como consecuencia de las actividades del hombre en tierra, puede haber sido vehículo de introducción de agentes patógenos en los arrecifes de coral (Harvell et al, 1999), y la bahía de Cartagena recibe una importante descarga de aguas contaminadas del interior del país.

Entre las enfermedades que atacan los arrecifes coralinos se destaca, recientemente, la enfermedad de pérdida de tejido en corales

pétreos, mejor conocida por sus siglas en inglés como SCTLD (Stony Coral Tissue Loss Disease). Esta enfermedad es la más reciente amenaza que enfrentan los arrecifes coralinos del Caribe (AGRRA, 2018). En la actualidad, las investigaciones están en curso para identificar la causa de la SCTLD. Esta condición está afectando a casi la mitad de las especies de corales pétreos formadores de arrecifes, y entre los casos bien documentados está el de las islas Vírgenes de los Estados Unidos, donde la tasa de mortalidad ha llegado al 90% (The Virgin Islands Consortium, 2019).

Desde el primer registro del brote en el año 2014 en Biscayne National Park, se ha rastreado su aparición en los diferentes cayos de la Florida: en 2015 se presentaba en Broward, en 2016 llegaba a Palm Beach, para el 2017 aparecía en el condado de Martin, y en los Cayos Bajos y el cayo West entre 2018 y 2019, respectivamente (Kramer et al, 2019). A finales del 2018 la Nature Fundation Saint Marteen reportaba la enfermedad en los arrecifes de coral de Saint Marteen, (The Daily Herald, 2018). Posteriormente, en el 2019 se presentaba en Jamaica y Puerto Morelos-México, donde actualmente se realiza el monitoreo del progreso de la enfermedad (Alvarez-Flipp, 2019). En 2019 llegó a República Dominicana, afectando principalmente colonias masivas formadoras de arrecife (Irazabal y Rodríguez, 2019). Actualmente, se ha reportado esta enfermedad en todo el Caribe.

La SCTLD afecta de manera particular a las distintas especies de corales. Sin embargo, la condición general es la exposición rápida del esqueleto calcáreo de las colonias, debido a la pérdida de tejido. De su apariencia lo más evidente es la presencia de lesiones múltiples contribuyendo a la pérdida de tejido en periodos de tiempo cortos, esto resulta en la exposición del esqueleto coralino el cual se ve cubierto con céspedes algales, o sedimentos.

Entre las especies más vulnerables se encuentran: *Dendrogyra cylindrus*, *Pseudodiploria strigosa*, *Meandrina meandrites*, *Eusmilia fastigiata*, *Dichocoenia stokesii*, *Montastraea cavernosa* y, entre otras (Precht et al, 2016; Precht, 2019; Florida Department Environmental Protection (FDEP), 2019).

Ahora bien, aspectos como la región, las distintas especies y temporada del año influyen en la variación de la pérdida de tejido entre las colonias afectadas (NOAA, 2018). Esta enfermedad se ha reportado infectando al menos 20 especies de corales escleractínios, aunque aun no se ha encontrado la causa de la misma (FDEP, 2019). De acuerdo con los registros iniciales de SCTLD esta enfermedad no ha mostrado un patrón relacionado a la estación ni vínculos con el calentamiento o enfriamiento de las temperaturas oceánicas, Algo curioso de esta enfermedad es que a diferencia de otras enfermedades, la perdida de tejido ha mostrado que la incidencia de la misma se ha reducido durante el invierno a medida que las temperaturas bajan (Harding et al, 2008; Miller et al, 2009; FDEP, 2019).

La SCTLD es tan agresiva que, en cuestión de semanas, se propaga rápidamente hasta causar la muerte de la colonia afectada, dependiendo del tamaño de la misma (The Daily Herald, 2018). Además, factores como la duración, la letalidad y el alcance hacen de esta enfermedad un fenómeno sin precedentes (The Virgin Islands Consortium, 2019). Por ejemplo, la enfermedad afectó gravemente más de la mitad de los arrecifes de la Florida, desde el 2014, cuando empezó la enfermedad en esta zona. Se estima que se llegó a una tasa de pérdida de tejido coralino de hasta el 80% (AGRAA 2019). Para principios del 2019, entre el 50% y 90% de los corales pétreos de la isla de Saint Marteen se encontraban infectados o habían muerto (The Daily Herald. (2018). Igualmente, arrecifes en las

costas mexicanas del Caribe se vieron afectados en más del 30% (AGRRA, 2019), registrando una mortalidad grave y alterando el equilibrio de los ecosistemas, a tal punto que su recuperación era incierta (Walton *et al*, 2018).

A finales del 2018 apareció en el arrecife de Varadero una enfermedad que coincide con las descripciones que se han hecho de la SCTLD, y que pareció haber afectado de manera considerable la cobertura coralina de este arrecife. Aprovechando la coyuntura de un sistema de estaciones y transectos de monitoreo de la cobertura del arrecife de Varadero, instalado en el año 2016, con el desarrollo de este trabajo de grado se pretende comprender el impacto que pudo haber tenido dicho enfermedad en la salud del arrecife y en sus coberturas coralinas. En este estudio se busca Identificar el impacto que pudo haber tenido la SCTLD en la cobertura coralina en el arrecife de Varadero. Adicionalmente, busca a partir de tres objetivos específicos, (1) Determinar el cambio en la cobertura coralina en el arrecife de Varadero, posterior a la aparición de la afección que responde a los síntomas de la enfermedad SCTLD, (2) Determinar las especies de coral que exhibieron los síntomas de afección que responden a la enfermedad SCTLD en el arrecife de Varadero, (3) Establecer la condición de salud de las colonias coralinas que se vieron afectadas en los transectos de monitoreo del arrecife de Varadero.

METODOLOGÍA

El arrecife de Varadero está ubicado al sur de la isla de Tierra Bomba, en la boca sur de la bahía de Cartagena (Pizarro *et al*, 2017;

Figura 1). El arrecife de Varadero, al igual que el resto de los ecosistemas de la bahía, está sometido a la escorrentía de productos agroquímicos y la eutrofización (Mogollón, 2013), además de una carga importante de sedimentos, que alcanza los 150 millones de toneladas por año (Restrepo *et al*, 2006). Pese a estas adversas condiciones del agua, en Varadero persiste un arrecife coralino con todos los atributos típicos de estas formaciones en el Caribe (Pizarro *et al*, 2017). Presenta un andamiaje arrecifal compuesto por diversas especies de corales hermatípicos, con predominio de especies del género *Orbicella*, una zonación que va desde casi los 0 m, hasta los 30 m de profundidad, pese a que la mayor parte de las formaciones de las zonas profundas tienen muy poca cobertura coralina (Pizarro *et al*, 2017). La diversidad de peces es alta y hay sectores del arrecife con coberturas coralinas de casi el 80% (López-Victoria *et al*, 2015).

Para el presente estudio se utilizaron seis estaciones de monitoreo de las coberturas coralinas del arrecife, cada una de ellas conformada por tres transectos, de 10 m de largo cada uno. Las estaciones se distribuyen longitudinalmente a lo largo de los 2 km de longitud que tiene esta formación arrecifal, entre el canal de Bocachica y el norte de la península de Barú (Figura 1). Las estaciones están distribuidas cada 250-300 m, a una profundidad de 4-6 m. Este sistema de monitoreo fue establecido en el 2016, en el marco de desarrollo del proyecto BACCI-VARADERO (Before/After-Control/Impact), el cual tiene por objetivo evaluar el impacto ambiental que traería un eventual dragado de este arrecife (ver estudios tipo BACCI en Sendino, 2013).

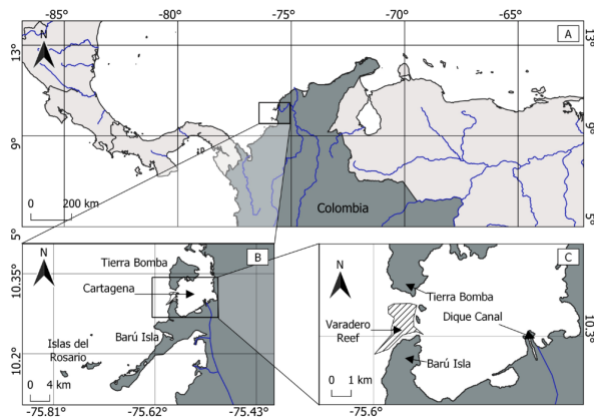


Figura 1. Mapa del arrecife de Varadero (Bahía de Cartagena) mediante el sistema de información geográfico (ArcGis®) (modificado de Pizarro et al., 2017).

Cobertura bentónica y estado de salud

En cada transecto se desplegó una cinta métrica entre dos puntillas/varillas que demarcan el inicio y el fin de cada uno. Para cada componente del sustrato se estableció su cobertura en cm (Loya, 1972), datos que fueron tomados durante buceos autónomos y consignados en tablas acrílicas sumergibles. De cada componente del sustrato se midió su longitud proyectada en la cinta métrica, hasta el centímetro más cercano (Loya, 1972; English *et al.*, 1994). Para la toma de datos de cada una de las estaciones se reajustaron los porcentajes de coberturas por transecto. Para los análisis se efectuó la sumatoria de los porcentajes de cobertura de cada componente (corales, algas, esponjas, octocorales, sustrato abiótico, otros), para determinar los valores de cobertura. Posteriormente, se obtuvieron los datos de promedio y desviación estándar para cada una de las categorías. Adicionalmente, se agruparon los componentes del sustrato en categorías de la siguiente forma: Coral vivo (todas las especies de corales escleractínios), algas (algas frondosas, incrustantes, calcáreas y tapetes), otros (esponjas y octocorales) e inerte (arena y escombros de coral); además, los datos se acondicionaron los datos al

esquema sugerido por el SIMAC (Garzón-Ferreira *et al.*, 2002; Garzón-Ferreira y Rodríguez-Ramírez, 2010).

La evaluación de salud se hizo a través del método de banda, en transectos de 10x2 m (=20 m²) como unidad de medida (siguiendo los lineamientos de Vega-Sequeda *et al.*, 2008), para lo cual se utilizó como guía la misma cinta métrica con la que se midió la cobertura. Los corales duros fueron identificados hasta nivel especie (siguiendo la guía de Humann De Loach 1996). Las algas y otros organismos se reunieron en categorías morfo-funcionales (CARICOMP, 1994; CARICOMP, 2001; Garzón-Ferreira *et al.*, 2002). Adicionalmente, para consignar los datos se siguieron los formatos de clasificación de organismos según el Atlantic and Gulf Rapid Reef Assessment – AGRAA (Lang *et al.*, 2010)

En cada transecto de banda se registró la prevalencia general de blanqueamiento, identificación y prevalencia de enfermedades coralinas, consignando estos datos por especie de coral asociado. De esta forma, y con el fin de determinar la ocurrencia de los signos de deterioro, se contaron colonias sanas y afectadas en cada transecto de banda. Se definió una colonia individual como aquella que crece de manera independiente de las colonias cercanas. Cada una de las partes vivas de una colonia que se encontró dividida completamente en dos o más partes, debido a la muerte en distintas zonas, se registró como una colonia independiente (Loya, 1972). La categoría de prevalencia se consignó como una expresión del porcentaje (promedio general) de las colonias que mostraban visualmente signos de enfermedad o blanqueamiento, sobre el total de colonias registradas en el área delimitada (un metro de ancho a cada lado del transecto).

Análisis de la información

Se estudió la dinámica de cambio en la cobertura del sustrato en el arrecife de Varadero a través de la clasificación por categorías de los componentes (especies coralinas, algas y sustratos inertes) que cubren el bentos y su posterior análisis; con el fin de establecer el porcentaje de cobertura de los componentes del sustrato, la determinación de los principales cambios de dichas coberturas durante el periodo 2016 – 2019, y la evaluación del estado de salud de las colonias de coral presentes en el área de estudio. Inicialmente, para estos análisis se consignaron los datos en una matriz en el programa Excel, dispuestos de la siguiente manera: (Categoría, tamaño, cobertura, zona, transecto, afectado y año).

A partir de esta base de datos se realizó una prueba estadística t-pareada, con el fin de identificar diferencias estadísticas entre los valores de cobertura del sustrato entre los años 2016 y 2019 (alfa de 0,05). En primer lugar, se corrió la prueba para las coberturas de coral entre los dos años evaluados y, posteriormente, para el conjunto de la categoría de cobertura algal. Adicionalmente, en el software R [**R versión 3.6.3 (Holding the Windsock)**], se generaron algunos gráficos utilizando los paquetes "dplyr" (Wickham *et al*, 2020), "Hmisc" (Harrell, 2020), "ggplot2" (Wickham, 2016), "car" (Fox y Weisberg, 2019) y "forestmangr" (Sollano *et al*, 2020).

RESULTADOS

Cobertura coralina

La cobertura coralina exhibió un consistente patrón de descenso en todas las estaciones entre el 2016 y el 2019 (Figura 2). Esta disminución fue más marcada para las

estaciones 3, 4 y 5 que para las estaciones 1, 2 y 6. En la estación 5 se registró el mayor descenso en la cobertura: pasó de tener un 64,5% promedio de coral vivo a un 28,4% en 2019. Una reducción de más del 50% (Figura 2).

A nivel general de todo el arrecife, la disminución en la cobertura coralina fue de 19.8 puntos porcentuales en promedio, entre el 2016 y el 2019 (Figura 3), lo que estuvo acompañado del correspondiente incremento en la cobertura de algas: pasó del 15 al 39%. Un aumento de 24 puntos porcentuales en promedio (Figura 2). Las coberturas de otros invertebrados, principalmente esponjas y octocorales se mantuvieron constantes, mientras que la cobertura del sustrato inerte, compuesto por arena y escombros sufrió una ligera reducción, donde una fracción es atribuible a la colonización que las algas hacen con el tiempo únicamente de los sustratos duros.

La prueba de t-pareada arrojó diferencias significativas entre las coberturas de coral entre los dos años evaluados ($t=4.731$; $p=0.005$), al igual que para la categoría de las algas ($t=-6.20$; $p=0.001$). Estos resultados estadísticos confirman el resultado gráfico que se intuye de la exploración inicial de los datos en la figura 3.

El análisis de composición por especies de la cobertura coralina muestra 16 especies para el año 2016, con predominio en la cobertura promedio para la especie *Orbicella faveolata* (Ellis y Solander, 1786), con una cobertura promedio de 50%. Otras especies con valores de cobertura relativamente elevados fueron *Orbicella annularis* (Ellis y Solander, 1786) con el 8% y *Agaricia/Undaria tenuifolia* (Dana, 1846) con el 7.8%. Las demás especies exhibieron coberturas menores al 7%, en la Figura 4 se comparan las 12 especies en común entre ambos años.

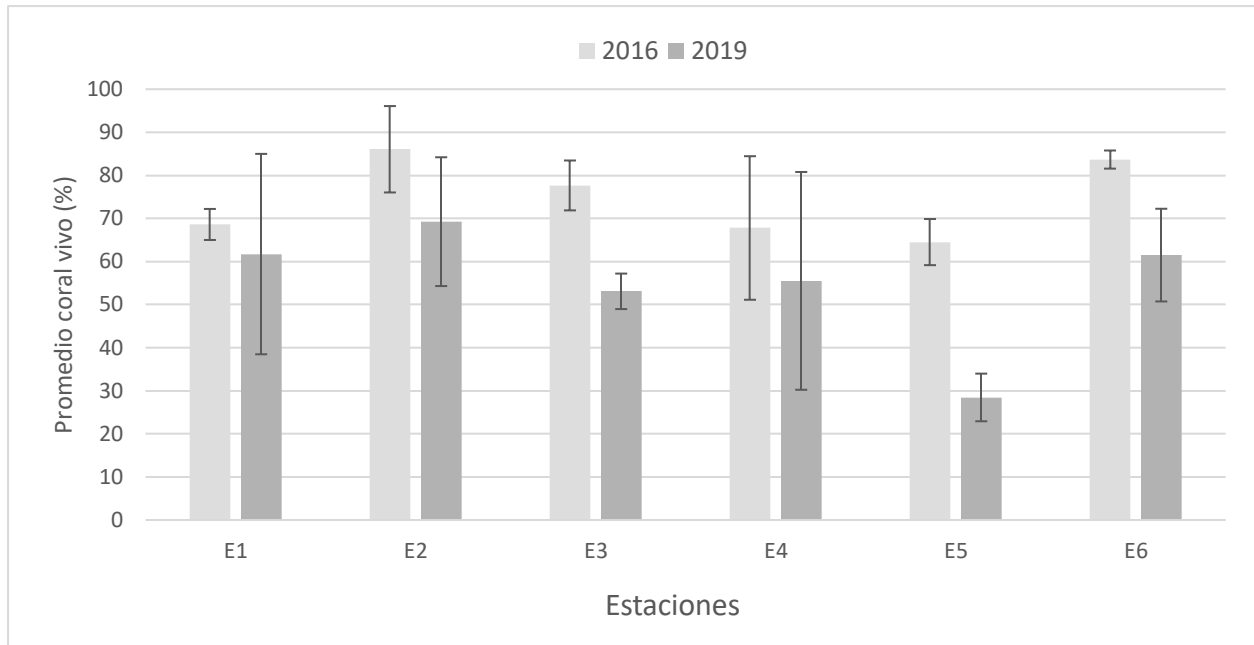


Figura 2. Comparativo promedio de cobertura coralina del sustrato en el arrecife de Varadero, entre 2016 y 2019 discriminado por estaciones y desviación estándar para cada grupo de datos. Los registros de 2016 se obtuvieron de la base de datos del proyecto en desarrollo BACCI-Varadero (López-Victoria *et al.*, 2015).

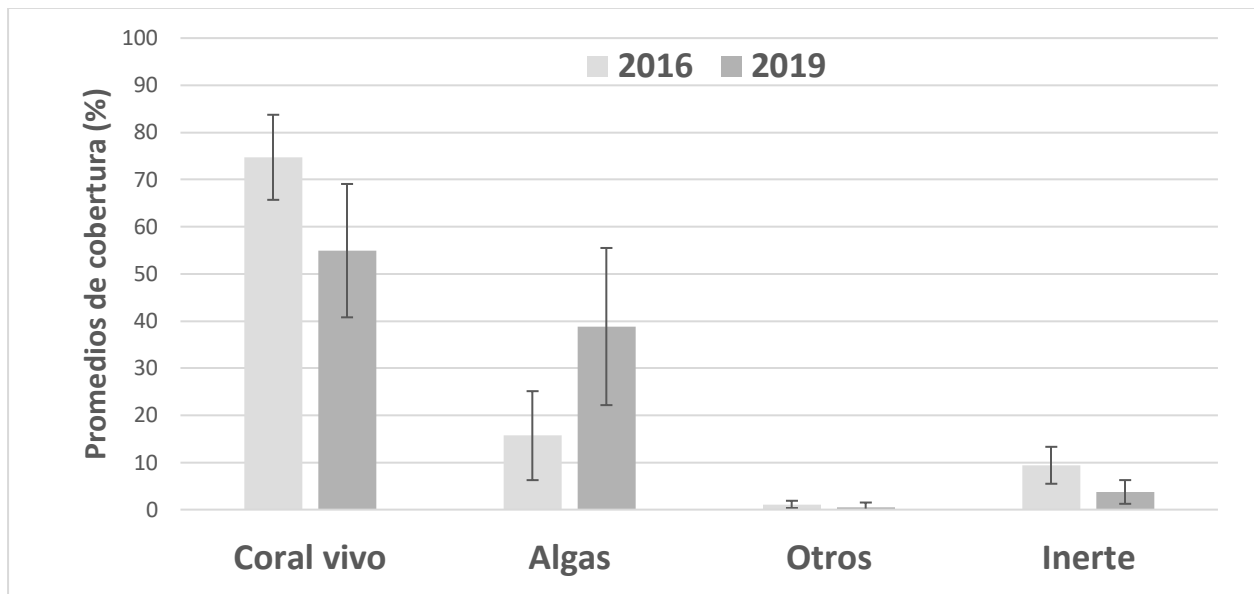


Figura 3. Cobertura promedio (± 1 SD) de los principales componentes bentónicos del sustrato del arrecife de Varadero, entre 2016 y 2019. Promedio de todas las estaciones en cada año ($n=6$). Los registros de 2016 se obtuvieron de la base de datos del proyecto en desarrollo BACCI-Varadero (López-Victoria *et al.*, 2015).

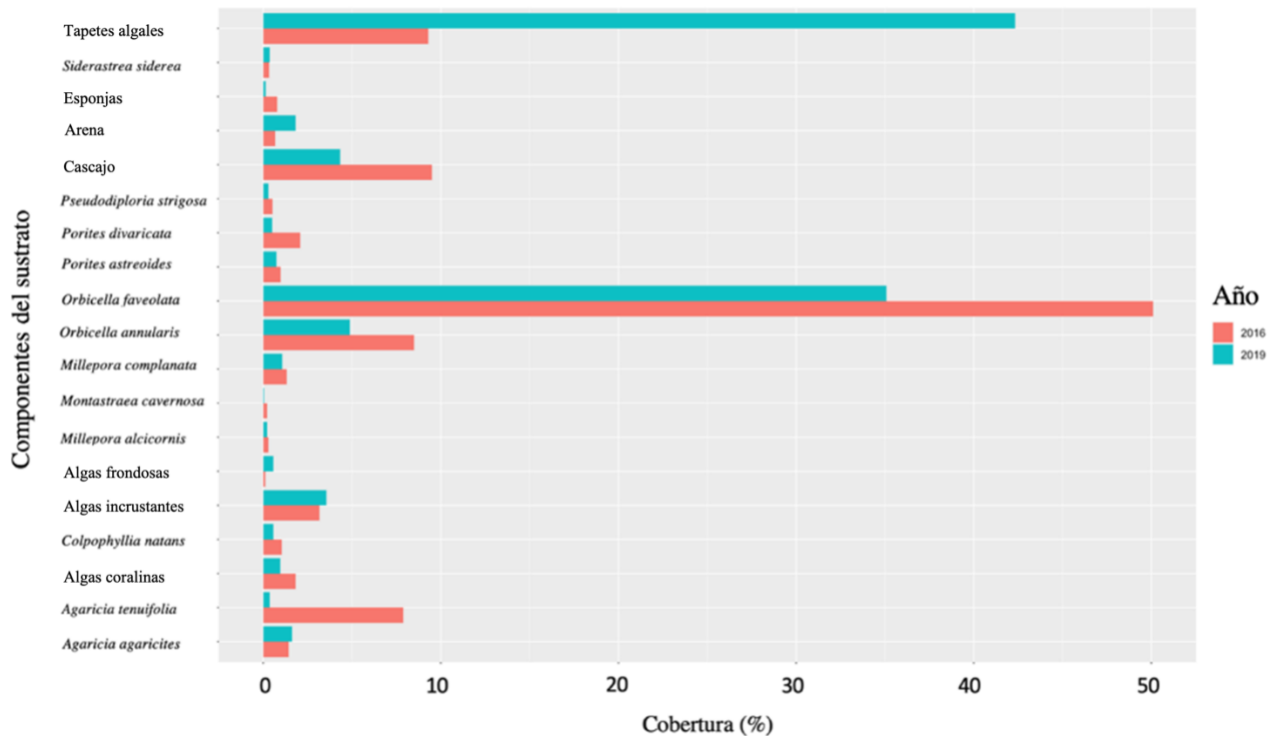


Figura 4. Cobertura promedio de los principales componentes del sustrato en el arrecife de Varadero, entre el 2016 y 2019, discriminado por especie de coral y tipo de sustrato específico (Promedio de todas las estaciones, n=6). Los registros de 2016 se obtuvieron de la base de datos del proyecto en desarrollo BACCI-Varadero (López-Victoria *et al.*, 2015).

Para marzo de 2019, cuando se hizo la última inspección de las estaciones de monitoreo, lo que parecía corresponder a la enfermedad SCTLD estaba en la fase final, y la mayoría de los signos registrados se encontraron en colonias que mostraban grandes zonas de tejido muerto y cubierto por tapetes algales (consignadas en la categoría OM). Cabe destacar que, dicha categoría, corresponde a “muerte vieja”, por el avanzado estado de colonización de tapetes algales. Solo se obtuvo el registro fotográfico de una colonia

que parecía mostrar el estado activo de la enfermedad y, por ello, no se pudieron asociar visualmente los síntomas de la colonia a otra enfermedad coralina conocida.

La prevalencia de ELO mostró una variación entre estaciones desde 0.037%, en V5, hasta 0.010% en V4. La enfermedad BA alcanzó un valor de prevalencia de 0.014%, y estuvo presente solo en la estación V2. La enfermedad PB se registró en mayor proporción en V3, con un valor del 0.0064%,

mientras que en V4 fue de 0.0046% y en V5 alcanzó un 0.0016%; no se encontraron signos de esta enfermedad en las otras estaciones.

A nivel de especies de coral, se registraron 17 especies afectadas por al menos una enfermedad, y se encontró que todas las especies registraron por lo menos una colina con signos de la categoría OM. En total se encontraron 444 colonias en estado de muerte coralina vieja y crecimiento de tapetes algales. Por el contrario, se registraron únicamente dos especies (*Orbicella annularis* y *Orbicella faveolata*) afectadas por la enfermedad de Banda Amarilla (BA). La enfermedad de Plaga Blanca (PB) afectó tres especies (*Millepora complanata*, *O. faveolata*, *Siderastrea siderea*).

DISCUSIÓN

Los datos de cobertura del sustrato revelan un cambio importante en la cobertura de coral vivo, que se redujo entre 2016 y 2019, atribuible al efecto de la enfermedad conocida como pérdida de tejido coralino (SCTLD); aunque se tiene en cuenta el error por cálculo humano, pues fueron diferentes observadores quienes tomaron los datos entre ambos años. Esta enfermedad se ha esparcido por todo el Gran Caribe desde su aparición, hacia comienzos de 2014 (Kramer *et al*, 2019), y confirma con los datos de Varadero su rápido y deletéreo accionar, ratificándose como la más reciente amenaza que enfrentan los arrecifes coralinos del Caribe (AGRRA, 2018). A pesar de que no se puede hablar de un gradiente espacial de descenso de la cobertura, esto debido a que las estaciones donde la disminución de la cobertura fue mayor (estaciones 3, 4 y 5) no se distribuye en orden creciente. Al igual que lo ocurrido en otros arrecifes, la afectación parece haber incluido a varias de las especies de corales pétreos formadores de arrecifes que, en el caso de Varadero, están mejor representados

en términos de cobertura por las especies de género *Orbicella*. Aunque en otros arrecifes a mortalidad alcanzó hasta el 90% de las coberturas coralinas (The Virgin Islands Consortium, 2019), el 20% alcanzado en Varadero representa un valor a tener en cuenta, pues se trata de un arrecife considerado como "resistente", pero que funciona en los umbrales máximos de su capacidad, en términos fisiológicos (Pizarro *et al*, 2017; Roitman *et al*, 2020; López-Londoño *et al*, 2021).

Al igual a lo que exhiben otros arrecifes del Caribe, en 2019 los tapetes algales se consolidaron como el componente de mayor cobertura en el sustrato (a nivel individual; Garzón-Ferreira y Díaz, 2003; Rodríguez-Ramírez y Garzón-Ferreira, 2003; Rodríguez-Ramírez *et al*, 2005; Martínez y Acosta, 2005; Vega-Sequeda *et al*, 2008), por otro lado, para 2019 *O. faveolata*, continuaban siendo la especie coralina dominante en Varadero a pesar de la disminución de su cobertura bentónica; aun cuando el porcentaje de cobertura disminuyó. En general, este incremento en la cobertura de algas resultó significativo entre los dos años comparados y, aunque lejos todavía que constituir una dominancia absoluta de las algas sobre los corales, resulta reveladora del poder transformador del paisaje de un evento puntual, como parece haber sido la afectación por la enfermedad SCTLD. Estas mortalidades coralinas episódicas o crónicas de pequeña escala son producto de dinámicas de interacción entre corales y algas, documentada ya en eventos pasados en el Caribe colombiano, con otras enfermedades o afecciones (Garzón-Ferreira *et al*, 2001; Alvarado y Acosta, 2009). Por ejemplo, en arrecifes del PNN Tayrona estas interacciones coral-césped son más frecuentes a mayor profundidad y cercanía a áreas protegidas del oleaje. Sin embargo, cada arrecife refleja diferencias entre estas interacciones dependiendo de las distintas

presiones ambientales a las que se vean sometidos, así mismo como las especies de coral involucradas en la interacción (Gómez-Cubillos *et al*, 2019). En cualquier caso, registrar la mortalidad coralina y monitorear las consecuencias de los daños resulta vital debido a las implicaciones económicas, sociales y ambientales que puede tener en los arrecifes coralinos (Gómez-Cubillos *et al*, 2019).

Con este panorama, la disminución de cobertura y salud coralina en los arrecifes es un manifiesto de las algas dominando el sustrato y representan un factor importante en los procesos de restablecimiento de cobertura coralina (Gómez-Cubillos *et al*, 2019). En este orden de ideas, las algas representan un factor importante en la dinámica de coberturas del sustrato, especialmente en arrecifes dominados por corales transformándose como consecuencia de la mortalidad coralina, posterior colonización y dominancia algal, convirtiéndolas en agentes iniciadores de cambio de fase, principalmente en sistemas perturbados (Barott *et al*, 2009, 2012; Haas *et al*, 2010). Empero, en este estudio, más allá de que las pruebas estadísticas sustentan una diferencia significativa y corroboran el cambio de dominancia en la cobertura del sustrato en el área evaluada. A pesar de que la distribución de las estaciones cada 250 – 300 m a lo largo del arrecife cubren los 2 km de extensión de este, se aclara que hace falta evidencia que permita establecer si esta es una condición que se presenta en todo el arrecife de Varadero.

Se sugiere que entre las posibles causas que han tenido un efecto en las dinámicas de cobertura y prevalencia en el tiempo del arrecife de Varadero, se encuentra la calidad del agua (López-Victoria *et al*, 2015; Pizarro *et al*, 2017; Roitman *et al*, 2020; López-Londoño *et al*, 2021). En particular durante la época de lluvias, cuando las grandes descargas y la contaminación desde fuentes

terrestre que llega a la Bahía de Cartagena, como las aguas residuales domésticas, efluentes de industrias y escorrentías continentales, afectan los ecosistemas (Parga-Lozano *et al*, 2002; Alonso *et al*, 2000).

Finalmente, a todo este panorama se suma el hecho de que independiente a la época del año, condiciones hipóxicas se presentan con frecuencia en la Bahía de Cartagena (Tosic *et al*, 2019). Representando un factor de estrés adicional implicado en la supervivencia de Varadero. De esta forma, diversas condiciones medioambientales entre las que se destaca la intensidad y recurrencia de perturbaciones, especialmente de carácter antropogénico, impactan directamente el balance de coberturas coralinas y algales en el sustrato, donde el componente algal se ve altamente beneficiado, sobre todo los tapetes algales (Gómez-Cubillos *et al*, 2019). Estos fenómenos de muerte coralina favorecen al componente algal, y su rápida tasa de colonización se sobrepone a la tasa de recuperación de tejido coralino o asentamiento larval (Alvarado y Acosta, 2009; Barott *et al*, 2012).

En cuanto a la prevalencia de enfermedades, la (ELO) enfermedad de Lunares Oscuros, fue la más recurrente en las estaciones de muestreo, y las especies del género *Orbicella* las más afectadas. Cabe resaltar que, *O. faveolata* fue la única especie en el área estudiada, que registró prevalencia de las 3 enfermedades observadas, a pesar de no haber mostrado signos de blanqueamiento. En este orden de ideas, los resultados son consistentes con otros estudios realizados sobre esta enfermedad, pues a pesar de haberse registrado por lo menos en 12 especies de corales del Caribe, se ha visto que la ELO se presenta principalmente en corales de las especies *S. siderea* y *O. annularis* (Garzón-Ferreira *et al*, 2001).

Adicionalmente, se ha demostrado que la ELO es una de las enfermedades coralinas de

mayor prevalencia en el área del Caribe, únicamente superada por la enfermedad de Aspergillosis y la enfermedad de Banda Negra, consignando una prevalencia de 1.2% aproximadamente (Gil- Agudelo *et al*, 2009; Navas *et al*, 2010; Weil, 2004). Además, el aumento en la temperatura del agua parece influir en el incremento de prevalencia de la enfermedad (Gil- Agudelo y Garzón-Ferreira, 2001). Ahora bien, en este estudio la ELO consignó una prevalencia promedio entre estaciones del 0.022%, siendo la enfermedad confirmada de mayor prevalencia en el área evaluada. Hay que tener en cuenta que no es posible afirmar con total certeza que todas que las colonias observadas con signos de muerte coralina vieja (OM) son consecuencia de la extraña enfermedad de pérdida de tejido coralino, y que las otras enfermedades pueden estar jugando su papel en estas evidencias de mortalidad coralina. En todo caso, la prevalencia de enfermedades a nivel general en el área estudiada fue baja. Sin embargo, es posible que haya una mayor incidencia por el hecho de que las especies dominante y codominante fueron las más afectadas. Esto reitera la importancia de Varadero como foco de estudio, puesto que los ecosistemas desarrollados y persistentes bajo condiciones marginales representan una fuente de material genético importante, como genotipos tolerantes, por ejemplo, a altos niveles de sedimentación o temperatura (Camp *et al*, 2018).

BIBLIOGRAFÍA

- Alonso D, Pineda P, Olivero J, Gonzalez Campos N (2000). Mercury levels in muscle of two fish species and sediments from the Cartagena Bay and the Ciénaga Grande de Santa Marta, Colombia. *Environ Pollut* 109:157–163
- Alvarado, E. y A. Acosta. (2009). Lesiones naturales y regeneración de tejido en *ramets* del coral *Montastrea annularis* (Scleractinia: Faviidae) en un arrecife degradado del Caribe Colombiano. *Rev. Biol. Trop.*, 57(4): 939-954.
- 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.
- AGRRA. (2018). Diseased corals in Jamaica. Retrieved from AGRRA: Atlantic and Gulf Rapid Reef Assessment: <http://www.agrra.org/front-page-news/august-update-coral-diseaseoutbreak/>
- AGRRA. (2019). CORAL DISEASE OUTBREAK. Stony Coral Tissue Loss Disease. Retrieved from AGRRA: Atlantic and Gulf Rapid Reef Assessment: <http://www.agrra.org/coral-disease-outbreak/>
- Barott, K. L., J. Smith, E. Dinsdale, M. Hatay, S. A. Sandin and F. Rohwer. (2009). Hyperspectral and physiological analyses of coral-algal interactions. *PLoS One*, 4(11): e8043.
- Barott, K. L., G. J. Williams, M. J. A. Vermeij, J. Harris, J. E. Smith, F. L. Rohwer and S. A. Sandin. (2012). Natural history of coral-algae competition across a gradient of human activity in the Line Islands. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 460: 1–12.
- Buddemeier, R. W., J. A. Kleypas y R. A. Aronson. (2004). Coral reefs & global climate change. Potential contributions of climate change to stress on coral reef ecosystems. Pew Center on Global Climate Change. Arlington. 44 p.
- Camp, E.F., Schoepf, V., Mumby, P.J., Hardtke, L.A., Rodolfo-Metalpa, R., Smith, D.J., Suggett, D.J., (2018). The future of coral reefs subject to rapid climate change: lessons

from Natural Extreme Environments. *Front. Mar. Sci.* 5, 4. <https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/fmars.2018.00004/full>.

CARICOMP. (1994). CARICOMP manual de métodos nivel 1: manual de métodos para el mapeo y monitoreo de parámetros físicos y biológicos en la zona costera del Caribe. DMC CARICOMP, Univ. West Indies, Kingston. 68 p.

CARICOMP. (2001). Methods manual levels 1 and 2: manual of methods for mapping and monitoring of physical and biological parameters in the coastal zone of the Caribbean. CARICOMP Data Management Center. Univ. West Indies, Kingston. 85 p.

Ellis, J., & Solander, D. C. (1786). *The natural history of many curious and uncommon zoophytes: collected from various parts of the globe*. B. White... and Peter Elmsly.

English, S., Wilkinson, C. Y Baker, V. (1994). Survey manual for tropical marine resources. ASEAN-Australian Marine Science Project: Living Coastal Resources, Townsville. 368pp.

Fox, J., and Weisberg S. (2019). An {R} Companion to Applied Regression, Third Edition. Thousand Oaks CA: Sage. URL: <https://socialsciences.mcmaster.ca/jfox/Books/Companion/>

Florida Department Environmental Protection (FDEP). 2019. Florida reef tract coral disease outbreak (2014 – Present)
Fricke, A., M. Teichberg, S. Beilfuss and K. Bischof. (2011). Succession patterns in algal turf vegetation on a Caribbean coral reef. *Bot. Mar.*, 54(2): 111–126.

Garzón-Ferreira I, Gil-Agudelo DL, Barrios LM, Zea S. (2001). Stony coral diseases

observed in southwestern Caribbean reefs. *Hydrobiologia* 460:65-69.

Garzón-Ferreira, J., M. Reyes-Nivia y A. Rodríguez-Ramírez. (2002). Manual de métodos del SIMAC: Sistema Nacional de Monitoreo de Arrecifes Coralinos en Colombia. INVEMAR, Santa Marta. 102 p.

Garzón-Ferreira, J. y J.M. Díaz. (2003). The Caribbean coral reefs of Colombia. 275-301. En: Cortés, J. (Ed.). *Latin American Coral Reefs*. Elsevier Science B.V., Ámsterdam.

Garzón-Ferreira, J. and A. Rodríguez-Ramírez. (2010). SIMAC: development and implementation of a coral reef monitoring network in Colombia. *Rev. Biol. Trop.*, 58(1): 667-680.

Gil-Agudelo DL, Garzon-Ferreira J. (2001). Spatial and seasonal variation of the Dark Spots Dis-ease in coral communities of the Santa Marta area (Colombian Caribbean). *Bull Mar Sci* 69(2):619-629.

Gil-Agudelo, D. L., Navas-Camacho, R., Rodríguez-Ramírez, A., Reyes-Nivia, M. C., Bejarano, S., Garzón-Ferreira, J., Y Smith, G. W. (2009). Enfermedades coralinas y su investigación en los arrecifes colombianos.

Gómez-Cubillos, C., Gómez-Cubillos, C., Sanjuan-Muñoz, A., Y Zea, S. (2019). Interacciones de corales masivos con céspedes algales y otros organismos en arrecifes del Parque Nacional Natural Tayrona.

Haas, A., M. el-Zibdah and C. Wild. (2010). Seasonal monitoring of coral-algae interactions in fringing reefs of the Gulf of Aqaba, Northern Red Sea. *Coral Reefs*, 29: 93–103.

Harding S, Van Bochove JW, Day O, Gibson K, Raines P. (2008). Continued degradation of Tobago's coral reefs linked to the

prevalence of coral disease following the 2005 mass coral bleaching event.

Harrell Frank E Jr, with contributions from Charles Dupont and many others. (2020). Hmisc: Harrell Miscellaneous. R package version 4.4-1. <https://CRAN.R-project.org/package=Hmisc>

Harris, J. L. (2015). The ecology of turf algae on coral reefs. Ph.D. Thesis, University of California. 201 p.

Harvell, C. D., Kim, K., Burkholder, J. M., Colwell, R. R., Epstein, P. R., Grimes, D. J., & Porter, J. W. (1999). Emerging marine diseases--climate links and anthropogenic factors. *Science*, 285(5433), 1505-1510.

Harvell, C. D., Mitchell, C. E., Ward, J. R., Altizer, S., Dobson, A. P., Ostfeld, R. S., & Samuel, M. D. (2002). Climate warming and disease risks for terrestrial and marine biota. *Science*, 296(5576), 2158-2162.

Hoegh-Guldberg, O. (1999). Climate change, coral bleaching and the future of the world's coral reefs. *Mar. freshwater Res.*, 50: 839-866.

Humann, P., Y Deloach, N. (1996). *Reef coral identification Florida, Caribbean, Bahamas: including marine plants* (No. C/577.789 H8/2).

Irazabal, I., & Rodriguez, A. (2019). First report of Stony Coral Tissue Loss Disease in the Dominican Republic. Sosúa, Dominican Republic. Maguá Ecological Foundation. Disponible En: <http://www.agrra.org/wp-content/uploads/2019/03/First-report-of-SCTLD-in-the-Dominican-Republic.pdf>

Kramer, P. R., Roth, L., and Lang, J. (2019). Map of stony coral tissue loss disease outbreak in the Caribbean. Available online at: www.agrra.org

Lang, Judith Y Marks, Kenneth Y Kramer, Philip Y Kramer, Patricia Y Ginsburg, Robert. (2010). Agrra protocols version 5.4. ReVision.

López-Londoño, T., Galindo-Martínez, C.T., Gómez-Campo, K. *et al.* Physiological and ecological consequences of the water optical properties degradation on reef corals. *Coral Reefs* 40, 1243–1256. (2021). <https://doi.org/10.1007/s00338-021-02133-7>

López-Victoria, M., Rodríguez-Moreno, M., Y Zapata, F. A. (2015). A paradoxical reef from Varadero, Cartagena Bay, Colombia. *Coral Reefs*, 34(1), 231-231.

Loya Y. (1972). Community structure and species diversity of hermatypic corals at Eilat, Red Sea. *Mar BioI* 13:100-123

Martínez, S. y A. Acosta. (2005). Cambio temporal en la estructura de la comunidad coralina del área de Santa Marta – Parque Nacional Natural Tayrona (Caribe colombiano). *Bol. Invest. Mar. Cost.*, 34: 161- 191.

Miller J, Muller E, Rogers C, Waara R, Atkinson A, Whelan KRT, Patterson M, Witcher B. (2009). Coral disease following massive bleaching in 2005 causes 60% decline in coral cover on reefs in the US Virgin Islands. *Coral Reefs* 28(4):925-937

Mitchell, C. E., Ward, J. R., Altizer, S., Dobson, A. P., Ostfeld, R. S., & Samuel, M. D. (2002). Climate warming and disease risks for terrestrial and marine biota. *Science*, 296, 2158-2162.

Moberg, F., & Folke, C. (1999). Ecological goods and services of coral reef

ecosystems. *Ecological economics*, 29(2), 215-233.

Mogollón JV. (2013). El Canal del Dique: historia de un desastre ambiental. Bogotá: El Áncora Editores.

NOAA. (2018). Case Definition: Stony Coral Tissue Loss Disease (SCTLD). Maryland: National Oceanic and Atmospheric Administration.

Navas-Camacho, Raúl, Gil-Agudelo, Diego Luis, Rodríguez-Ramírez, Alberto, Reyes-Nivia, María Catalina, Y Garzón-Ferreira, Jaime. (2010). Coral diseases and bleaching on Colombian Caribbean coral reefs. *Revista de Biología Tropical*, 58(Suppl. 1), 95-106. Retrieved August 27, 2021, from http://www.scielo.sa.cr/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0034-77442010000500008&lng=en&Ytlng=.

Parga-Lozano CH, Marrugo-Gonzalez AJ, Fernandez-Maestre R. (2002). Hydrocarbon contamination in Cartagena Bay, Colombia. *Mar Pollut Bull* 44:71-74

Pizarro, V., Rodríguez, S.C., López-Victoria, M., Zapata, F.A., Zea, S., Galindo-Martínez, C.T., Iglesias-Prieto, R., Pollock, J., Medina, M. (2017). Unraveling the structure and composition of Varadero reef, an improbable and imperiled coral reef in the Colombian Caribbean. *Peer J*. 5, e4119. <https://doi.org/10.7717/peerj.4119>.

Precht WF, Gintert BE, Robbart ML, Fura R, Van Woesik R. 2016. Unprecedented disease-related coral mortality in Southeastern Florida. *Scientific Reports* 6:1-11

Precht WF. 2019. Failure to respond to a coral disease outbreak: potential costs and consequences. *PeerJ Preprints* 7:e27860v2

Porter, J. W., Dustan, P., Jaap, W. C., Patterson, K. L., Kosmynin, V., Meier, O. W., ... & Parsons, M. (2001). Patterns of spread of

coral disease in the Florida Keys. In *The ecology and etiology of newly emerging marine diseases* (pp. 1-24). Springer, Dordrecht.

Restrepo JD, Zapata P, Díaz JM, Garzón-Ferreira J, García CB. (2006). Fluvial fluxes into the Caribbean Sea and their impact on coastal ecosystems: the Magdalena River, Colombia. *Global and Planetary Change* 50:33-49 DOI 10.1016/j.gloplacha.2005.09.002.

Rodríguez-Ramírez, A y J. Garzón-Ferreira. (2003). Monitoreo de arrecifes coralinos, pastos marinos y manglares en la bahía de Chengue (Caribe colombiano): 1993-1999. INVEMAR, Serie de publicaciones especiales No. 8, Santa Marta. 170 p.

Rodríguez-Ramírez, A., J. Garzón-Ferreira, S. Bejarano-Chavarro, R. Navas-Camacho, M. Reyes-Nivia, G. Duque, C. Orozco, F. Zapata y O. Herrera. (2005). Estado de los arrecifes coralinos en Colombia. 77-114. En: Informe del estado de los ambientes marinos y costeros en Colombia: año 2004. INVEMAR, Serie de publicaciones periódicas. No 8, Santa Marta.

Roitman, S., López-Londoño, T., Joseph Pollock, F. *et al.* Surviving marginalized reefs: assessing the implications of the microbiome on coral physiology and survivorship. *Coral Reefs* 39, 795-807. (2020). <https://doi.org/10.1007/s00338-020-01951-5>

Sandin, S. A., J. E. Smith, E. E. Demartini, E. A. Dinsdale, S. D. Donner, A. M. Friedlander, T. Konotchick, M. Malay, J. E. Maragos, D. Obura, O. Pantos, G. Paulay, M. Richie, F. Rohwer, R. E. Schroeder, S. Walsh, J. B. C. Jackson, N. Knowlton and E. Sala. (2008). Baselines and degradation of coral reefs in the Northern Line Islands. *PLoS One.*, 3(2): e1548.

Sendino P. (2013). Diseño BACI: Efectos ambientales de una piscifactoría de Jaulas Flotantes en el Mediterráneo y su recuperación tras el cese de la actividad. UNIVERSIDAD POLITECNICA DE VALENCIA. Trabajo Final de Master.

Sollano Rabelo Braga, Marcio Leles Romarco de Oliveira and Eric Bastos Gorgens. (2020). forestmangr: Forest Mensuration and Management. R package version 0.9.2. <https://CRAN.R-project.org/package=forestmangr>

Steene, R. (1992). Arrecifes de coral. Colección materia viva No 11. Encuentro editorial. Barcelona. 22 p.

The Daily Herald. (2018). The Daily Herald. Retrieved from Epidemic disease detected on St. Maarten's coral reefs: <https://www.thedailyherald.sx/islands/82937-epidemic-diseasedetected-on-st-maarten-s-coral-reefs>

The Virgin Islands Consortium. (2019). STONY CORAL TISSUE LOSS DISEASE SIGHTED IN ST. THOMAS WATERS. Retrieved from The Virgin Islands Consortium: <https://viconsortium.com/virgin-islands-2/stony-coral-tissue-loss-disease-sighted-in-st-thomaswaters/>

Tosic M, Restrepo JD, Lonin S, Izquierdo A, Martins F. (2019). Water and sediment quality in Cartagena Bay, Colombia: seasonal variability and potential impacts of pollution. *Estuar Coast Shelf Sci* 216:187–203

Vega Sequeda, Johanna Y Rodríguez-Ramírez, A. Y Reyes-Nivia, María Y Navas-Camacho, R. (2008). Formaciones coralinas del área de Santa Marta: estado y patrones de distribución espacial de la comunidad bentónica. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras*. 37. 87-105. 10.25268/bimc.invemmar.2008.37.2.193.

Walton, C. J., Hayes, N. K., and Gilliam, D. S. (2018). Impacts of a regional, multi-year, multi-species coral disease outbreak in Southeast Florida. *Front. Marine Sci.* 5:323. doi: 10.3389/fmars.2018.00323

Weil, E. (2004). Coral reef diseases in the wider Caribbean. In *Coral health and disease* (pp. 35-68). Springer, Berlin, Heidelberg.

Wickham, H. (2016). ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis. Springer-Verlag New York.

Wickham, H., Romain François, Lionel Henry and Kirill Müller. (2020). dplyr: A Grammar of Data Manipulation. R package version 1.0.2. <https://CRAN.R-project.org/package=dplyr>

Wilkinson, C. (Ed.). Status of coral reefs of the world: (2008). Global Coral Reef Monitoring Network and Reef and Rainforest Research Centre, Townsville, Australia. 296 p.

