

ARTÍCULO ORIGINAL

EVALUACIÓN DE INDICADORES ECOLÓGICOS EN LAS COMUNIDADES DE CORALES HERMATÍPICOS DE LA COSTA SUR-CENTRAL, PROVINCIA DE CIENFUEGOS, CUBA.

Assessment of ecological indicators in hermatipic corals communities in the south-central coast, Cienfuegos province, Cuba.

Yenizeys Cabrales Caballero^{1*} Silvia Patricia González Díaz².

¹ Centro de Estudios Ambientales de Cienfuegos. Calle 17 esquina Ave 46 S/N, Reparto Reina, Cienfuegos. Cuba..

² Centro de Investigaciones Marinas. Universidad de La Habana. Calle 16 No. 114, Playa, Ciudad de La Habana. Cuba.

* Autor para correspondencia: yenizeys@gestion.ceac.cu

Recibido: 1 abril 2015
Aceptado: 7 julio 2015

RESUMEN

Los arrecifes de la región sur-central de Cuba han sido muy poco investigados, a la vez que se incrementan y diversifican los usos e impactos a que están siendo sometidos. Debido a lo anterior, el objetivo de esta investigación fue determinar el estado actual de las comunidades de corales hermatípicos a través de la evaluación de indicadores ecológicos. La investigación se llevó a cabo en julio del 2011 en dos estaciones de cresta y cuatro de camellones pertenecientes a la costa de Cienfuegos. Los indicadores evaluados fueron: diversidad de especies, densidad y salud de corales, cubrimiento por coral vivo, así como densidad de reclutas de corales y del erizo *Diadema antillarum*. Se identificaron 41 especies de coral. Las más abundantes en las cresta fueron *Acropora palmata* y *Millepora complanata*, mientras que en los camellones dominaron *Agaricia agaricites*, *Porites astreoides*, *Orbicella faveolata* y *Siderastrea siderea*. La densidad de corales en cresta y camellones fue de 5,43 col/10m y 12,34 col/10m, respectivamente. El cubrimiento por coral vivo varió entre 20,6% y 30,1%. La densidad de corales y el cubrimiento coralino mostraron valores significativamente superiores en las estaciones LCamellones y PDCamellones. La mortalidad antigua fue la afectación de mayor incidencia en la salud de los corales. En los camellones se obtuvo la mayor densidad de reclutas de coral (1,65 col/m²) y en las crestas la de *D. antillarum* (3,78 ind/10m²). Los indicadores seleccionados sugieren que los disturbios identificados en el área de estudio, no están ejerciendo un impacto importante sobre las comunidades de corales, en comparación con otros sitios del país.

PALABRAS CLAVES: Comunidades, corales hermatípicos, impactos, indicadores ecológicos, región sur-central, Cuba.

ABSTRACT

*Studies on the stony coral reef community located in the south-central region of Cuba has been scarce, while impacts on this ecosystem are increasing. The main goal of this research was to determine the current condition of the hermatipic coral communities through the assessment of biological indicators. The research was carried out in July 2011, in two reef crest sites, in four spur, and groove sites on the fore reef, facing the coast of Cienfuegos. Assessed indicators were species diversity, density and health of corals, coral live cover, and density of both coral recruit and sea urchins *Diadema antillarum*. A number of 41 coral species were*

identified. The most abundant species in the crests were *Acropora palmata* and *Millepora complanata*, while in the spur and groove zone dominated *Agaricia agaricites*, *Porites astreoides*, *Orbicella faveolata* and *Siderastrea siderea*. Coral colony density in both the crest and the spur and groove zones were 5.43 col/10 m and 12.34 col/10 m, respectively. The coral live cover ranged between 20.6% and 30.1%. Coral density and coral live cover were significantly higher at the sites LCamellones and PDCamellones. Old mortality was the most important affectation in the coral health. The highest density of coral recruit were found in the spur and groove bottom (1.65 col/m²). Density of *D. antillarum* was higher at the crest sites (3.78 indiv/10m²). The selected indicators suggest that the potential stressors identified in this area do not represent a significant impact for the coral communities, compared with others of country.

KEY WORDS: Community, ecological indicators, hermatypic corals, impacts, south-central region, Cuba.

INTRODUCCIÓN

Numerosas causas de origen antrópico (sobrepesca, contaminación, incremento de nutrientes, sedimentación) y natural (acidificación del agua de mar, enfermedades, huracanes) (Cooper *et al.*, 2009; Dikou, 2010; Fabricius *et al.*, 2013) han sido identificadas como las responsables de la tendencia a la disminución en la abundancia y diversidad de especies en los arrecifes de coral a nivel mundial (Wilkinson and Souther, 2008; Hughes *et al.*, 2010). Tal degradación de los arrecifes de coral se vuelve particularmente preocupante, sobre todo, si se tiene en cuenta el carácter acumulativo y sinérgico de estos disturbios (Kleypas and Eakin, 2007; Knowlton and Jackson, 2008; Ban *et al.*, 2014). Ello hace difícil discernir entre las relaciones causa-efecto que han llevado a la degradación de estos ecosistemas.

La magnitud de los daños causados a los arrecifes de coral, puede ser evaluada a través de indicadores ecológicos, cuya utilización permite arribar a criterios sólidos y científicamente fundamentados sobre la posible relación causa-efecto entre los impactos y el estado de los corales (Hill and Wilkinson, 2004). El estado de las comunidades de corales ha sido evaluada históricamente a través de

la cuantificación de cambios en el cubrimiento de coral, abundancia de colonias, densidad poblacional y por la presencia de enfermedades y/o el fenómeno de blanqueamiento (Wilkinson and Souther, 2008). Un incremento o disminución, en uno o más de estos indicadores, generalmente indica una trayectoria hacia una recuperación del ambiente marino, o viceversa (Grover-Dunsmore *et al.*, 2007).

En las últimas décadas, no pocas investigaciones han tratado de explicar y predecir el efecto sinérgico que los disturbios antrópicos (González-Díaz, 2010; Thomson and Frisch, 2010; Fabricius *et al.*, 2012) y naturales (Schutter *et al.*, 2010; Traçon *et al.*, 2011; Alcolado *et al.*, 2013) han provocado sobre los arrecifes de coral de Cuba y el mundo. Sin embargo, hasta el momento son pocos los trabajos que se han enfocado en caracterizar a las comunidades coralinas de la provincia de Cienfuegos, así como su respuesta ante disímiles disturbios de orígenes diferentes. Entre los estudios de caracterización destacan los de la Guardia (2005) y Arias *et al.* (2009), llevados a cabo en los arrecifes localizados en ambas márgenes (oriental y occidental) de la costa de Cienfuegos, respectivamente. De la Guardia (2006) estimó el efecto de la actividad de buceo recreativo en los arrecifes adyacentes

a la Villa Guajimico. Otra pesquisa realizada en un sector más reducido de la costa (entre Punta Los Colorados y Punta Gavilán) abordó el patrimonio cultural y natural subacuático (Dueñas, 2003).

En la zona del litoral cienfueguero descargan las aguas de la Bahía de Cienfuegos (en la que se lleva a cabo un importante desarrollo industrial) y de 6 afluentes principales (Ríos Arimao, Gavilán, San Juan, Yaguanabo, Hondo y Cabagán). Además, se llevan a cabo actividades subacuáticas como el buceo recreativo y el yatismo (Centros de Buceo Internacional *Whale Sharks* y Guajimico). Desde el 2007, en esta zona costera se viene fomentando el desarrollo de dos polos turísticos (Plan de Ordenamiento Territorial Sector turístico Playa Inglés, 2007 y Sector turístico Rancho Luna-Pasacaballo, 2013. Dirección Provincial de Planificación Física, Cienfuegos) y de la industria petroquímica. Con relación a esta última, durante el período 2011-2012 se llevaron a cabo estudios geológico-marinos con el objetivo de instalar un muelle de atraque para barcos super-tanqueros en las inmediaciones de Punta Los Colorados, área donde ya se distinguen formaciones coralinas. En la actualidad todo este macro-proyecto (Polo Petroquímico, expansión de la refinería y construcción de la estación de super-tanqueros) se encuentra detenido. En esta área también se practica pesca a cordel y submarina. Existen dos comunidades humanas asentadas en las proximidades del área (Rancho Luna y Guajimico). Formando parte de las mismas, se encuentran centros recreativos, gastronómicos y de servicios que vierten directamente parte de sus desechos sin un adecuado tratamiento en la zona costera.

Teniendo en cuenta el escaso conocimiento que se tiene del ecosistema de arrecife y

los diversos usos e impactos que tienen lugar en esta área, surgió la siguiente pregunta de investigación: ¿Cómo responden las comunidades de corales ante los impactos de origen natural y antrópico en este sector costero? Para responder a la pregunta anterior, el objetivo que se trazó la investigación fue evaluar indicadores ecológicos a nivel de comunidad de corales hermatípicos.

La información obtenida de esta investigación permitirá contar con una línea base que posibilitará evaluar los cambios temporales de dichos indicadores y ante disturbios futuros que tengan lugar sobre las comunidades de corales de la provincia de Cienfuegos. Los resultados y las recomendaciones que se deriven de los anteriores, constituirán una herramienta útil para la toma de decisiones, además de contribuir al manejo sostenible y la conservación de los recursos en esta área.

MATERIALES Y MÉTODOS

La investigación se llevó a cabo en el arrecife costero de la provincia de Cienfuegos, ubicada en la región sur-central de Cuba. Los biotopos representativos del área son cresta y camellones. Se ubicó una estación de muestreo en cada uno de los dos segmentos de cresta localizados en el área de estudio, entre 1,50 y 2 m de profundidad. En el biotopo de camellones, se ubicaron cuatro estaciones, a profundidades de entre 10 y 20 m). Las seis estaciones se establecieron de oeste a este entre las ensenadas de Rancho Luna y Guajimico (Fig. 1).

Descripción de las estaciones de muestreo

1. La estación El Coral (CCresta) (22 01,990'N y 80 26,215'W) se ubicó dentro de la Ensenada de Rancho Luna, próxima a la margen

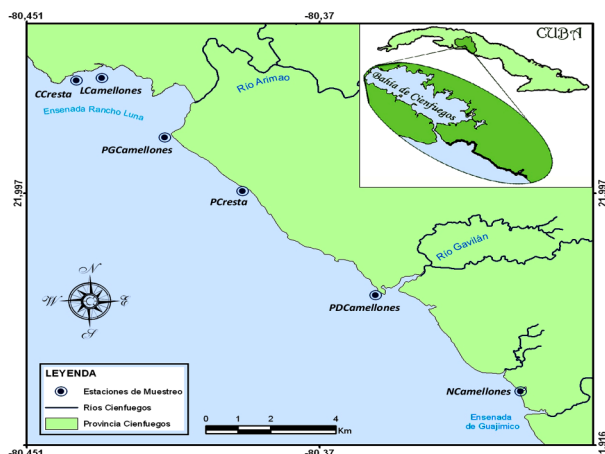


Figura 1. Localización del área de estudio y las estaciones de muestreo. CCresta: El Coral cresta, LCamellones: El Laberinto camellones, PGCamellones: Punta Gavilán camellones, PCresta: Playitas cresta, PDCamellones: Punta Diablo camellones, NCamellones: El Naranja camellones.

este del canal de entrada de la bahía de Cienfuegos, en el biotopo de cresta. En frente de esta estación, a unos 120 m de distancia, se presenta un estero semi-cerrado con vegetación de manglar donde radica el delfinario de Cienfuegos.

2. Dentro de la misma Ensenada de Rancho Luna, pero hacia el este, se ubicó la estación El Laberinto (LCamellones) (22 02,039'N y 80 25,792'W), sobre el biotopo de camellones a unos 300 m de la costa. Esta estación constituye uno de los sitios de buceo contemplativo más visitado del Centro Internacional de Buceo "Whale Shark" de la Marina Marlin, Cienfuegos, enclavado en esta ensenada.
3. En la margen este de la desembocadura del Río Arimao, sobre el biotopo de camellones, se estableció la estación Punta Gavilán (PGCamellones) (22 00,897'N y 80 24,750'W) a unos 200 m de la costa. La porción terrestre más cercana se caracteriza por la presencia de un matorral xeromorfo costero y la ausencia de construcciones y de desarrollo urbano.

4. La estación Playitas (PCresta) (21 58,335' N y 80 21,797'W), se estableció en el segundo segmento de cresta presente en el área de estudio. La misma se encuentra frente a una llanura cársica aterrizada (costa abrasiva de terraza baja) a unos 180 m de distancia de la costa.

5. Frente a la margen oeste de la desembocadura del Río Gavilán se estableció la estación Punta Diablo (PDCamellones) (21 57,799'N y 80 20,721'W), la cual recibe la influencia directa del río debido a la dirección predominante de las corrientes marinas de este a oeste. El biotopo de camellones en esta estación se encuentra a unos 200 m de la costa. La desembocadura de este río se caracteriza por la presencia de un manglar ribereño, con mangle rojo (*Rhizophora mangle*) en la primera línea de costa.

Es válido destacar que tres de las estaciones descritas (PGCamellones, PCresta y PDCamellones) limitan al norte con el polígono La Bomba, enmarcado entre los ríos Arimao y Gavilán, por el oeste y el este, respectivamente. Este polígono pertenece a la porción terrestre del Área Protegida con categoría de Refugio de Fauna Guanaroca-Punta Gavilán. La misma fue declarada desde el 2001 y es la única área protegida marino-terrestre en la provincia de Cienfuegos.

6. La estación El Naranja (NCamellones) (21 55,996'N y 80 18,850'W), ubicada hacia el extremo oriental de la provincia, es la más cercana a la costa (50 m) y se localiza muy próxima a la caleta del mismo nombre. Esta estación constituye uno de los sitios de buceo contemplativo más visitado por los clientes que frecuentan la Villa Guajimico, enclavada en la pequeña Ensenada de Guajimico hacia el este de dicha estación de muestreo.

Los muestreos se efectuaron en julio del 2011, mediante buceo autónomo. Los indicadores ecológicos evaluados fueron: cubrimiento del sustrato por coral vivo (cm), densidad y salud de corales, reclutamiento y densidad de *D. antillarum* (Philippi, 1845). Se estableció el transepto lineal de 10 m de largo como unidad de muestreo para evaluar el cubrimiento, la densidad y la salud de los corales. En cada estación se colocaron 15 transeptos dispuestos al azar y se tuvieron en cuenta todos los corales de más de 10 cm de diámetro que aparecían bajo el mismo. Para determinar la salud se evaluaron: enfermedades activas, mortalidad reciente y antigua, y blanqueamiento, estimándose el porcentaje de superficie afectada en cada caso. Para evaluar el cubrimiento del sustrato se definieron los centímetros de cada categoría que quedan bajo el transepto. Se seleccionaron dos categorías: coral vivo y otras entidades (algas, arena y roca). Las medidas se aproximaron al centímetro más cercano.

Para determinar la densidad de reclutas de coral (colonias ≤ 2 cm de diámetro) la unidad de muestreo empleada fue el marco cuadrado de 25 x 25 cm. Los mismos se colocaron bajo las marcas de los metros 1, 5 y 9 de cada transepto. Para determinar la densidad de erizos *Diadema antillarum* se utilizó el transepto de banda de 10 m², evaluándose un área de 150 m² por estación.

La identificación de los organismos se realizó *in situ* siguiendo los criterios de González-Ferrer (2009). Como índices de diversidad se utilizaron la riqueza de especies (número total de especies observadas, S), la heterogeneidad de Shannon (H') (Ludwing and Reynolds, 1988) y la equitatividad (J') de Pielou (1975).

Para el análisis espacial de la densidad se construyeron tablas con los valores medios

de densidad por especies. También, se elaboraron gráficos del valor medio de densidad de corales entre estaciones para ambos biotopos. Para el análisis de la composición por especies se calculó el porcentaje que representa cada especie de coral del total de colonias evaluadas por estación de muestreo.

Para cada biotopo se seleccionaron las especies que presentaron las mayores abundancias relativas con el objetivo de profundizar en el análisis de la densidad por especies y su salud. En el biotopo de cresta se seleccionaron las especies *Acropora palmata* (Lamarck, 1816) y *Millepora complanata* (Lamarck, 1816); mientras que para los camellones fueron *Agaricia agaricites* (Linnaeus, 1758), *Orbicella faveolata* (Ellis and Solander, 1786), *Porites astreoides* (Lamarck, 1816) y *Siderastrea siderea* (Ellis and Solander, 1786).

Para conocer si existían diferencias significativas entre las densidades medias de los corales como grupo, de las especies seleccionadas y para el cubrimiento del sustrato por estación, se realizó un análisis de varianza (ANOVA). Las premisas para el ANOVA fueron verificadas siguiendo los criterios de Zar (1996), Underwood (1997) y Quinn y Keough (2002). Se comprobó la normalidad y homogeneidad de varianza para la densidad de corales por biotopos y por especies seleccionadas. En los casos en que fue necesario, se realizaron las transformaciones pertinentes. La detección de diferencias entre pares de medias, se realizó mediante la prueba de Student Neuman Keuls (SNK), con nivel de significación de 0,05. Los gráficos y cálculos de análisis de varianza se ejecutaron con el programa STATISTICA 7 (Statsoft, 2004).

El análisis de la salud se expresó en gráficos de porcentaje del número de colonias afectadas

en relación al número de colonias sanas. Para las especies seleccionadas afectadas por mortalidad antigua, se estimó el porcentaje de superficie afectada de las colonias por intervalos (1-25%, 26-50%, 51-75% y 76-100%).

RESULTADOS

Estructura de las comunidades

El análisis de los índices de diversidad de corales arrojó los valores más altos para los camellones (Tabla 1). El número de colonias acumulado (N) y la riqueza de especies (S) fueron superiores en LCamellones. La diversidad (H') y equitatividad (J') presentaron valores superiores en PGCamellones (H': 2,68; J': 0,80) e inferiores en PDCamellones (H': 2,39) y NCamellones (J': 0,73), respectivamente. Para el biotopo de cresta, los valores de todos los índices resultaron ser superiores en la estación CCresta.

Se identificaron 41 especies de corales, 39 escleractíneos y 2 de hidrocorales, pertenecientes a 2 órdenes, 10 familias y 22 géneros (Anexo 1). De las especies que conforman el 95% del total de colonias contadas, *A. palmata* y *M. complanata* fueron las más abundantes en el biotopo de cresta, representando más del 60% (CCresta: 61,8%; PCresta: 81,4%) (Tabla 2).

En el biotopo de camellones las especies *A. agaricites*, *O. faveolata*, *P. astreoides* y *S. siderea*, contribuyeron en más del 55% para cada estación (Tabla 2). Las especies *A. agaricites* (20,3%) y *P. astreoides* (19,1%) mostraron abundancia superior en NCamellones e inferior en PGCamellones (13,3%) y PDCamellones (14,1%). Los valores superiores de abundancia para *O. faveolata* (18,1%) y *S. siderea* (16,3%) se obtuvieron en PDCamellones y los inferiores

en las estaciones PGCamellones (13,3%) y NCamellones (7,5%).

En el biotopo de cresta se obtuvo una densidad de corales de 5,43 (\pm 0,12) colonias/10m, mientras que para el de camellones fue de 12,34 (\pm 0,09) colonias/10m. El análisis de varianza ($F_{(3,17)} = 18,58$; $p < 0,001$) detectó diferencias significativas entre las estaciones del biotopo de camellones (Fig. 2). La prueba de SNK agrupó a LCamellones (14,69 colonias/10m) y PDCamellones (14,04 colonias/10m) que presentaron los valores superiores. PGCamellones (11,05 colonias/10m) y NCamellones (9,42 colonias/10m) a su vez difirieron entre sí.

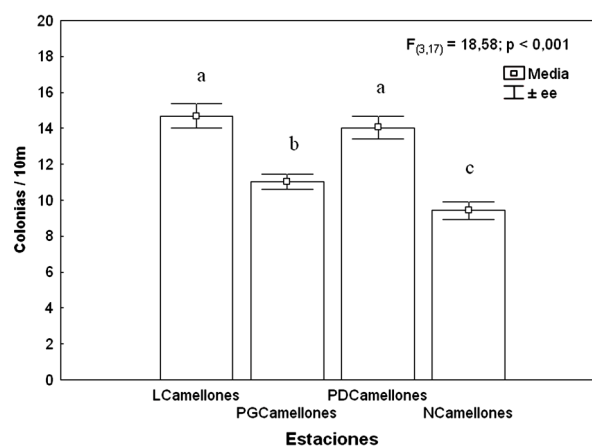


Figura 2. Variación espacial de la densidad de corales en 10m (\pm error estándar) por estaciones. F y p: valores del ANOVA unifactorial. Letras diferentes indican diferencias significativas entre las estaciones del biotopo de camellones.

A. palmata mostró una densidad de 1,13 (\pm 0,24) y 3,07 (\pm 0,44) colonias/10m para las estaciones CCresta y PCresta, respectivamente. Para la especie *M. complanata* la densidad de colonias varió entre 0,93 \pm 0,38 (PCresta) y 2,53 \pm 0,48 (CCresta) (Fig. 3 a). El ANOVA detectó diferencias significativas entre las estaciones ($F_{(1,28)} = 14,91$; $p < 0,001$) ($F_{(1,28)} = 9,02$; $p = 0,006$) para ambas especies.

Tabla 1. Índices de diversidad de corales por estaciones de ambos biotopos. N: número de colonias; H': Índice de Shannon; S: riqueza de especies; J': Equitatividad de Pielou.

Estaciones	N	H'	S	J'
CCresta	89	1,69	12	0,68
PCresta	74	1,20	7	0,62
LCamellones	662	2,65	34	0,75
PGCamellones	442	2,68	29	0,80
PDCamellones	630	2,39	24	0,75
NCamellones	424	2,48	30	0,73

Tabla 2. Densidad media de colonias en 10m (\pm error estándar) y porcentaje que representa cada especie de coral del total de colonias contadas en las respectivas estaciones de los biotopos cresta y camellones.

Especies	CCresta		PCresta		LCamellones		PGCamellones		PDCamellones		NCamellones	
	Media \pm ee	%	Media \pm ee	%	Media \pm ee	%	Media \pm ee	%	Media \pm ee	%	Media \pm ee	%
<i>A. agaricites</i>	0	0	0	0	7,73 \pm 0,26	17,5	3,93 \pm 0,30	13,3	7,87 \pm 0,27	18,7	5,73 \pm 0,22	20,3
<i>P. astreoides</i>	0,13 \pm 0,25	2,2	0	0	7,47 \pm 0,26	16,9	5,27 \pm 0,36	17,9	5,93 \pm 0,31	14,1	5,4 \pm 0,33	19,1
<i>O. faveolata</i>	0	0	0	0	6,27 \pm 0,30	14,2	3,93 \pm 0,22	13,3	7,6 \pm 0,33	18,1	4,93 \pm 0,30	17,5
<i>S. siderea</i>	0,13 \pm 0,25	2,2	0	0	5,13 \pm 0,19	11,6	3,93 \pm 0,17	13,3	6,87 \pm 0,29	16,3	2,13 \pm 0,15	7,5
<i>S. intercepta</i>	0	0	0	0	2,8 \pm 0,20	6,3	1,6 \pm 0,17	5,4	2,33 \pm 0,21	5,6	1,2 \pm 0,27	4,2
<i>A. lamarki</i>	0	0	0	0	1,87 \pm 0,29	4,2	1,13 \pm 0,20	3,8	2 \pm 0,25	4,8	1,27 \pm 0,28	4,5
<i>O. annularis</i>	0	0	0	0	1,8 \pm 0,17	4,1	0,87 \pm 0,33	2,9	1,27 \pm 0,27	3,0	1,67 \pm 0,29	5,9
<i>M. cavernosa</i>	0,07 \pm 0,26	1,1	0,13 \pm 0,25	2,7	1,53 \pm 0,27	3,5	1,4 \pm 0,24	4,8	1,47 \pm 0,32	3,5	0,87 \pm 0,21	3,1
<i>P. porites</i>	0	0	0	0	1,27 \pm 0,29	2,9	0,4 \pm 0,43	1,4	2,13 \pm 0,27	5,1	1,2 \pm 0,22	4,2
<i>P. furcata</i>	0	0	0	0	1,07 \pm 0,42	2,4	0,87 \pm 0,35	2,9	0,2 \pm 0,24	0,5	0,33 \pm 0,22	1,2
<i>M. lamarckiana</i>	0	0	0	0	0,93 \pm 0,21	2,1	0,53 \pm 0,23	1,8	0,4 \pm 0,26	1,0	0,33 \pm 0,28	1,2
<i>P. strigosa</i>	0,73 \pm 0,27	12,4	0,4 \pm 0,37	8,2	0,73 \pm 0,24	1,7	0,4 \pm 0,26	1,4	0,67 \pm 0,15	1,6	0,4 \pm 0,30	1,4
<i>C. natans</i>	0	0	0	0	0,67 \pm 0,26	1,5	0,8 \pm 0,20	2,7	0,33 \pm 0,32	0,8	0,47 \pm 0,24	1,7
<i>D. labyrinthiformis</i>	0,07 \pm 0,26	1,1	0	0	0,53 \pm 0,23	1,2	0,27 \pm 0,23	0,9	0,67 \pm 0,26	1,6	0,13 \pm 0,25	0,5
<i>M. meandrites</i>	0	0	0	0	0,47 \pm 0,24	1,1	0,67 \pm 0,20	2,3	0,33 \pm 0,28	0,8	0,2 \pm 0,24	0,7
<i>M. decactis</i>	0	0	0	0	0,4 \pm 0,37	0,9	0,6 \pm 0,30	2,0	0,6 \pm 0,28	1,4	0,2 \pm 0,24	0,7
<i>M. ferox</i>	0	0	0	0	0,4 \pm 0,34	0,9	0	0	0	0	0,07 \pm 0,26	0,2
<i>M. alcornis</i>	0	0	0,2 \pm 0,24	4,1	0,33 \pm 0,28	0,8	0,33 \pm 0,28	1,1	0,27 \pm 0,23	0,6	0,13 \pm 0,25	0,5
<i>M. angulosa</i>	0	0	0	0	0,33 \pm 0,28	0,8	0	0	0,067 \pm 0,26	0,2	0,13 \pm 0,25	0,5
<i>D. cylindrus</i>	0	0	0	0	0,27 \pm 0,23	0,6	0	0	0	0	0,13 \pm 0,37	0,5

Tabla 2: (Continuación)

Especies	CCresta		PCresta		LCamellones		PGCamellones		PDCamellones		NCamellones	
	Media ± ee	%	Media ± ee	%	Media ± ee	%	Media ± ee	%	Media ± ee	%	Media ± ee	%
<i>M. mirabilis</i>	0	0	0	0	0,27 ± 0,30	0,6	0	0	0	0	0,07 ± 0,26	0,2
<i>A. cervicornis</i>	0,07 ± 0,26	1,1	0,07 ± 0,26	1,4	0,2 ± 0,24	0,5	0,87 ± 0,31	2,9	0,27 ± 0,23	0,6	0,4 ± 0,37	1,4
<i>L. cuculata</i>	0	0	0	0	0,2 ± 0,24	0,5	0	0	0,13 ± 0,25	0,3	0	0
<i>O. franksi</i>	0	0	0	0	0,2 ± 0,24	0,5	0,6 ± 0,28	2,0	0,27 ± 0,30	0,6	0,07 ± 0,26	0,2
<i>P. divaricata</i>	0	0	0	0	0,2 ± 0,24	0,5	0,07 ± 0,26	0,2	0,13 ± 0,25	0,3	0,2 ± 0,24	0,7
<i>D. stokesii</i>	0	0	0	0	0,13 ± 0,25	0,3	0,27 ± 0,30	0,9	0	0	0,07 ± 0,26	0,2
<i>P. clavosa</i>	0,87 ± 0,33	14,6	0,13 ± 0,25	2,7	0,13 ± 0,25	0,3	0,13 ± 0,25	0,5	0	0	0	0
<i>M. areolata</i>	0	0	0	0	0,13 ± 0,37	0,3	0,13 ± 0,37	0,5	0,13 ± 0,37	0,3	0,13 ± 0,25	0,5
<i>M. aliciae</i>	0	0	0	0	0,13 ± 0,25	0,3	0,13 ± 0,25	0,5	0	0	0,13 ± 0,25	0,5
<i>E. fastigiata</i>	0	0	0	0	0,07 ± 0,26	0,2	0,07 ± 0,26	0,2	0	0	0	0
<i>I. rigida</i>	0	0	0	0	0,07 ± 0,26	0,2	0	0	0	0	0	0
<i>M. danaana</i>	0	0	0	0	0,07 ± 0,26	0,2	0,07 ± 0,26	0,2	0	0	0,07 ± 0,26	0,2
<i>S. radians</i>	0,07 ± 0,26	1,1	0	0	0,07 ± 0,26	0,2	0,07 ± 0,26	0,2	0	0	0	0
<i>A. palmata</i>	1,13 ± 0,22	19,1	3,07 ± 0,25	62,2	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>A. prolifera</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0,07 ± 0,26	0,2	0	0
<i>A. fragilis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,13 ± 0,25	0,5
<i>A. grahamae</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,07 ± 0,26	0,2
<i>M. complanata</i>	2,53 ± 0,30	42,7	0,93 ± 0,40	19,2	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>S. lacera</i>	0	0	0	0	0	0	0,07 ± 0,26	0,2	0	0	0	0
<i>S. bournoni</i>	0,07 ± 0,26	1,1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

En los camellones, el ANOVA para la densidad de especies más abundantes arrojó diferencias significativas entre las estaciones excepto para la especie *P. astreoides* (Fig. 3 b-e). Se observó una tendencia a que en las estaciones LCamellones y PDCamellones se hallaran los valores superiores de densidades de corales, y los inferiores en PGCamellones, excepto para *S. siderea*, cuyo valor más bajo se registró en la estación NCamellones ($2,13 \pm 0,22$) (Fig. 3 e). El SNK no detectó diferencias entre las estaciones para las densidades de las especies *O. faveolata* y

P. astreoides (Fig. 3 c y d). En relación a la especie *A. agaricites*, dicha prueba agrupó a las estaciones LCamellones, PDCamellones y NCamellones, que presentaron los valores superiores, las cuales difieren significativamente de PGCamellones, que presentó el valor inferior (Fig. 3 b). En el caso de *S. siderea*, las estaciones LCamellones, PGCamellones, PDCamellones no presentaron diferencias significativas entre sí, mientras que NCamellones difiere significativamente del resto de las estaciones (Fig. 3 e).

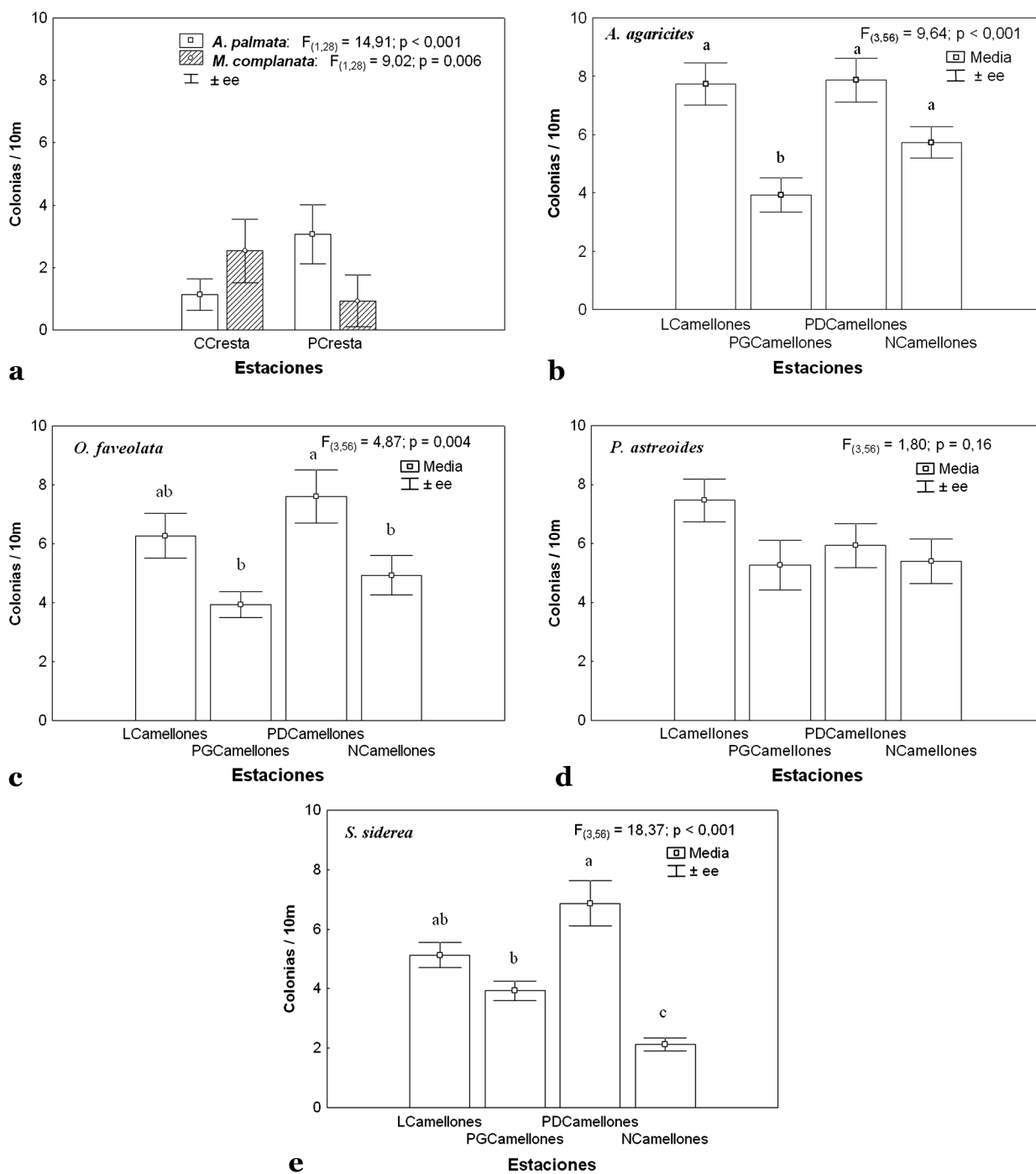


Figura 3. Variación espacial de la densidad de colonias en 10m lineales (± error estándar) de las especies más abundantes en los biotopos cresta **a:** (*A. palmata* y *M. complanata*) y camellones **b:** (*A. agaricites*), **c:** (*O. faveolata*), **d:** (*P. astreoides*), **e:** (*S. siderea*). F y p:

Salud

La salud de las colonias de coral en el área de estudio, se vio afectada en mayor medida por la incidencia de mortalidad antigua. El porcentaje de esta afectación fue mayor en el biotopo de cresta, mientras que en el de camellones no excedió el 10% (Fig. 4). Las afectaciones por mortalidad reciente (1,2%), blanqueamiento (3,2%), manchas oscuras (0,2%) y plaga blanca (0,4%), solo estuvieron presentes en las estaciones de camellones y se manifestaron con porcentajes bajos (Fig. 4).

En el biotopo de camellones el porcentaje de mortalidad antigua varió entre 5,7% (PGCamellones) y 16,8% (N Camellones). N Camellones presentó el valor más alto (7,8%) de colonias afectadas por blanqueamiento; en el resto de las estaciones esta afectación no excedió el 4%.

A. palmata presentó mayor número de colonias afectadas por mortalidad antigua en las dos estaciones de cresta; mientras que *M. complanata* solo se vio afectada en la estación CCresta en menos de un 10% (Fig. 5). No se observaron colonias blanqueadas de estas especies en ninguna de las estaciones de cresta. El mayor número de colonias afectadas para ambas especies en todas las estaciones, presentaron porcentajes de superficie afectada de 76 a 100%, con un total de 34 colonias afectadas (32 de la especie *A. palmata* y 2 de la especie *M. complanata*).

En la estación N Camellones *O. faveolata* mostró los porcentajes mayores de mortalidad antigua (40,5%) y de blanqueamiento (10,8%), y *S. siderea*, los de colonias blanqueadas (56,3%). En la estación L Camellones se obtuvieron los valores máximos de mortalidad antigua (13%) para la especie *S. siderea*. Los porcentajes de mortalidad antigua y de blanqueamiento para *A. agaricites* y *P. astreoides*

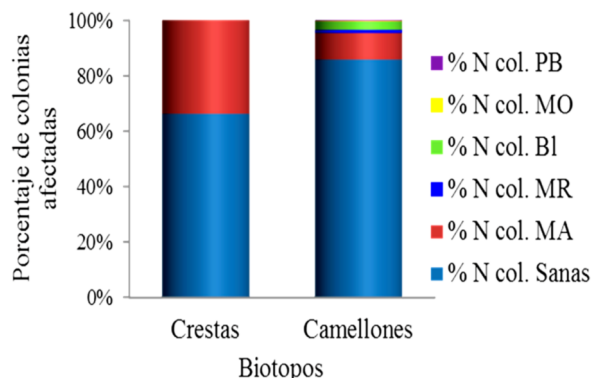


Figura 4. Porcentaje de colonias sanas con respecto al porcentaje de las colonias afectadas por mortalidad antigua (MA), mortalidad reciente (MR), blanqueamiento (BI), manchas oscuras (MO) y plaga blanca (PB) en los biotopos de cresta y camellones.

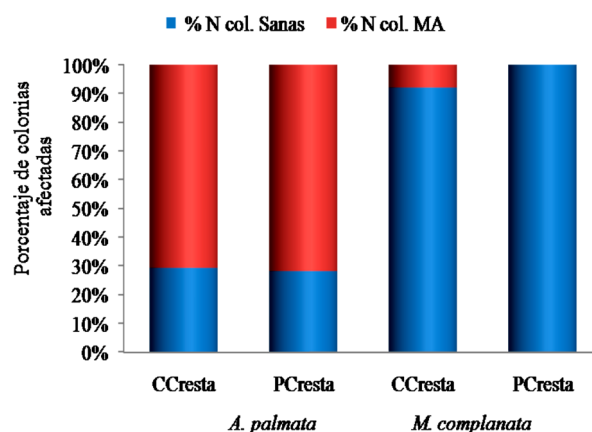


Figura 5. Porcentaje de colonias sanas con respecto al porcentaje de colonias afectadas por mortalidad antigua (MA) de las especies *A. palmata* y *M. complanata* en las estaciones del biotopo cresta.

estuvieron por debajo del 8% y el 3%, respectivamente, en todas las estaciones (Fig. 6).

Los intervalos del 1 al 25% y del 26 al 50% mostraron el mayor número de colonias afectadas por mortalidad antigua, 58 (41,4%) y 51 (36,4%) colonias, respectivamente; el menor número de colonias (8 colonias: 00,7%) afectadas se obtuvo en el intervalo del 76 al 100%. En comparación con el resto de

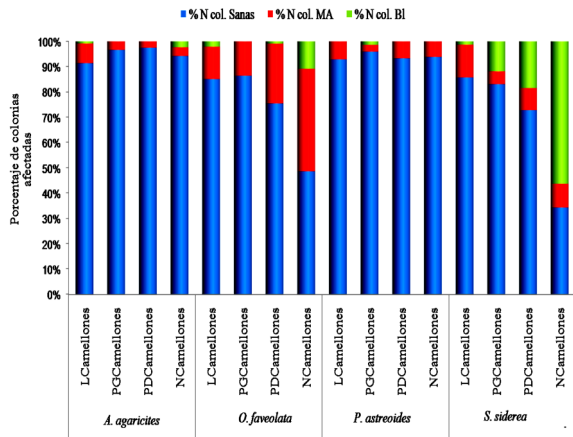


Figura 6. Porcentaje de colonias sanas con respecto al porcentaje de las colonias afectadas por mortalidad antigua (MA) y blanqueamiento (BI) de las especies *A. agaricites*, *O. faveolata*, *P. astroreides* y *S. siderea* en las estaciones del biotopo de camellones.

las especies, *O. faveolata* presentó el valor superior de colonias con mortalidad antigua en todos los intervalos (18 colonias del 1 al 25%, 13 colonias del 26 al 50%, 9 colonias del 51 al 75% y 3 colonias del 76 al 100%).

Cubrimiento

El cubrimiento del sustrato por coral vivo para el área varió entre 20,6% en PCresta y 30,1% en PDCamellones (Fig. 7). El ANOVA

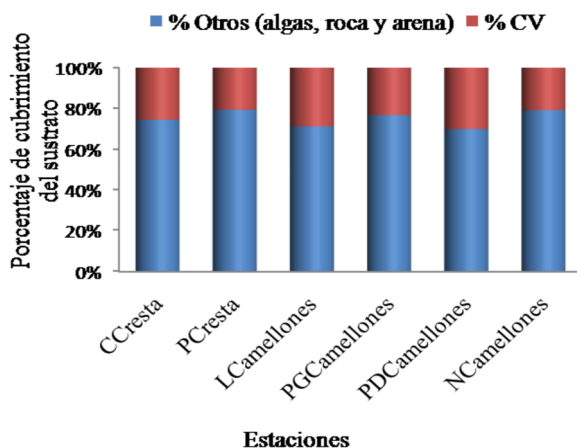


Figura 7. Porcentaje del cubrimiento del sustrato por corales vivos (CV) y otras entidades (algas, roca y arena), para las respectivas estaciones de los biotopos de cresta y camellones.

detectó diferencias significativas entre las estaciones del biotopo de camellones ($F_{(3;17)} = 8,30$; $p < 0,001$). El resultado de la prueba SNK, agrupó a PDCamellones ($(30,1 \pm 1,69)$) y LCamellones ($28,7 \pm 1,49$) con los valores superiores. Estas estaciones son significativamente diferentes a PGCamellones ($23,2 \pm 1,56$) y NCamellones ($20,8 \pm 1,43$), las cuales a su vez, no difieren entre sí (Fig. 8).

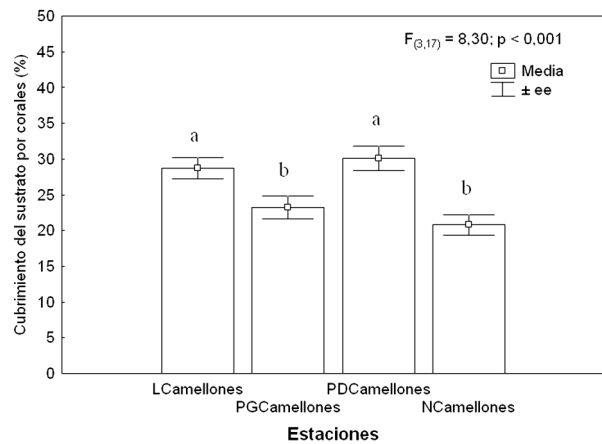


Figura 8. Variación espacial en el cubrimiento de sustrato (\pm error estándar) por corales en las estaciones del biotopo camellones. F y p: valores del ANOVA unifactorial. Letras diferentes indican diferencias significativas entre las estaciones.

Densidad de reclutas de corales y de *Diadema antillarum*

El total de reclutas censados en el área de estudio (91 reclutas) se obtuvo en los camellones. El número de reclutas por estación varió entre 5 en PGCamellones y 47 colonias en LCamellones. En la estación NCamellones no se registró ningún recluta. La densidad de reclutas fue baja en todas las estaciones, la misma varió entre 0,17 ($\pm 0,29$) colonias/0,25m², como valor inferior (PG Camellones) y 1,65 ($\pm 0,24$) colonias /0,25m² valor superior (L Camellones).

D. antillarum solo se halló en las crestas. En PCresta la densidad fue de 3,78 individuos /10m²

(68 individuos), mientras que en CCresta se registró solo un individuo.

DISCUSIÓN

La comparación entre los índices de diversidad obtenidos en esta investigación y los registrados en otros arrecifes localizados en aguas aparentemente limpias (De la Guardia *et al.*, 2006; González-Díaz *et al.*, 2010), sugiere que las condiciones imperantes en la zona de estudio son favorables para el desarrollo de los corales hermatípicos y que no se encuentran bajo un fuerte impacto humano. Vale destacar que las estaciones con índices de diversidad superiores, para ambos biotopos, son las más cercanas al poblado Rancho Luna y al río Arimao. En sitios comparativamente poco impactados, González-Díaz (2010) obtuvo los valores superiores de diversidad. Esto pudiera explicarse teniendo en cuenta la hipótesis del estrés intermedio planteada por Rogers (1993). Según Rogers (1993) y Connell *et al.* (2004) la mayor o menor diversidad, está en dependencia de los disturbios que afectan cada área en particular. Dicha hipótesis plantea que en niveles de disturbio intermedios la competencia entre especies disminuye, lo cual favorece el incremento en el número de especies y, consecuentemente, el aumento de la diversidad. La existencia de abundante alimento para los corales, proporcionado por aguas moderadamente eutrofizadas, permite que un número de especies mayor logren coexistir, dando origen a valores más altos de diversidad (González-Díaz, 2010).

El total de especies identificadas en la zona de estudio comprenden el 67% de las especies reportadas para Cuba, según la lista de corales de González-Ferrer (2009). También es superior al reportado para arrecifes no contaminados como Bahía de Cochinos

(Caballero *et al.*, 2004) o con escasa actividad antrópica como el Archipiélago de Los Colorados (González-Díaz *et al.*, 2010). El patrón de dominancia observado para *A. palmata* y *M. complanata*, coincide con el referido por otros autores en distintas crestas de Cuba (González Ferrer *et al.*, 2007). Bellwood *et al.* (2004) plantean que *A. palmata* es crucial en el funcionamiento del ecosistema, la cual se está perdiendo en la región del Caribe y se mantiene dominante solo en arrecifes saludables.

En los camellones, las especies de coral más abundantes pertenecen a los géneros *Agaricia*, *Orbicella*, *Porites* y *Siderastrea*, reportados entre los mayores formadores de arrecifes en el Caribe (Cróquer and Weil, 2009). Estos géneros se registran como los más abundantes en los arrecifes frontales de los archipiélagos al sur de Cuba (Caballero, 2012) y en arrecifes considerados limpios y sometidos a niveles de impacto humano entre moderado y bajo, tales como, los del Archipiélago de Los Colorados (González-Díaz *et al.*, 2010) y Cayo Levisa (De la Guardia *et al.*, 2006).

Según Anderson *et al.* (2013), *O. faveolata* se caracteriza por dominar en zonas limpias de ambientes favorables y constantes. Investigaciones realizadas por González-Díaz (2010) en sitios con diferente grado de degradación, reportan valores de abundancia relativa para las especies *S. siderea* y *P. astreoides*, respectivamente, similares a los obtenidos en NCamellones (para *S. siderea*) y al valor máximo de abundancia relativa para *P. astreoides*. Al igual que en las estaciones LCamellones y NCamellones, De la Guardia *et al.* (2004c) registran una elevada abundancia de *A. agaricites*, en las zonas de buceo del Parque Nacional Punta Francés, Isla de la Juventud. Estudios recientes sugieren que los sedimentos

Según Anderson *et al.* (2013), *O. faveolata* se caracteriza por dominar en zonas limpias de ambientes favorables y constantes. Investigaciones realizadas por González-Díaz (2010) en sitios con diferente grado de degradación, reportan valores de abundancia relativa para las especies *S. siderea* y *P. astreoides*, respectivamente, similares a los obtenidos en NCamellones (para *S. siderea*) y al valor máximo de abundancia relativa para *P. astreoides*. Al igual que en las estaciones LCamellones y NCamellones, De la Guardia *et al.* (2004c) registran una elevada abundancia de *A. agaricites*, en las zonas de buceo del Parque Nacional Punta Francés, Isla de la Juventud. Estudios recientes sugieren que los sedimentos pudieran ser una posible fuente adicional de alimento para los corales (Anthony, 2006), lo que pudiera estar relacionado con los porcentajes de abundancia relativa de las especies dominantes en los camellones.

La densidad de coral obtenida para el biotopo de cresta, coincide con la registrada por Castellanos *et al.* (2004) en crestas saludables del Rincón de Guanabo y supera al valor reportado en arrecifes someros destinados al uso turístico de la costa noroccidental de Cuba (Caballero y De la Guardia, 2003). La densidad de corales en los camellones fue mayor en esta investigación, a la consignada para arrecifes relativamente limpios, alejados de tierra y con escasa intervención humana (De la Guardia *et al.*, 2004a, b; González-Díaz *et al.*, 2010). La comparación anterior sugiere que los valores de densidad hallados en esta investigación pueden considerarse como típicos de arrecifes en buen estado de salud.

La densidad de colonias obtenida para *A. palmata* y *M. complanata* en ambas crestas, es superior a la reportada en otros arrecifes

someros fuera (Miller *et al.*, 2002) y dentro (Caballero y De la Guardia, 2003; González-Díaz *et al.*, 2010) de Cuba. Sin embargo, en varios arrecifes de la costa noroccidental cubana, se reportan valores de densidad de *A. palmata* superiores a los obtenidos en este estudio (De la Guardia *et al.*, 2006). Según Lirman (2003) estas diferencias pueden ser causadas por una proporción elevada de reclutas o de colonias relativamente pequeñas, como consecuencia de la incidencia de tasas elevadas de mortalidad parcial. Ello sugiere la necesidad de llevar a cabo una investigación enfocada a evaluar la composición poblacional de *A. palmata* en los arrecifes de la costa cienfueguera.

Para el tramo costero comprendido entre los ríos Gavilán y San Juan, del litoral cienfueguero, De la Guardia (2005), describe la presencia de camellones bien desarrollados. Características similares del relieve del fondo se observaron en LCamellones. En este sentido, Caballero y De la Guardia (2003) refieren que la presencia de canales submarinos parece favorecer el desarrollo de las comunidades coralinas. Además de lo anterior, la existencia física de los canales, y de las corrientes que fluyen por ellos, pudieran contribuir a facilitar la deposición de los sólidos en los canales o arrastrarlos mar afuera (Caballero y De la Guardia, 2003). La menor densidad de las especies más abundantes (*A. agaricites*, *P. astreoides* y *O. faveolata*) en PGCamellones, pudiera estar relacionada con un mayor número de posibles fuentes de impacto que según Betancourt y Toledo (2004), se localizan en la cuenca del río Arimao. La baja densidad de *S. siderea* en NCamellones se corresponde con el valor obtenido (2,38 col/10m) por De la Guardia (2006) en la misma área de estudio en años anteriores.

La ocurrencia de enfermedades no fue significativa, tal como se ha reportado en arrecifes limpios y sometidos a niveles bajos de impacto humano (Caballero *et al.*, 2004; Guardia *et al.*, 2004a; Caballero *et al.*, 2007). La ausencia de mortalidad reciente en las crestas y los porcentajes bajos hallados en los camellones, indican que el arrecife no ha sufrido afectaciones severas recientemente (Hughes *et al.*, 2010). Los porcentajes encontrados para este indicador son inferiores al valor mínimo (4 %) registrado en el Caribe mediante otras evaluaciones (Kramer, 2003).

La causa más común del proceso de blanqueamiento de coral en los últimos 25 años ha sido el incremento de la temperatura superficial del mar (Sutherland *et al.*, 2004). Sin embargo, algunos autores (Baker *et al.*, 2008; Smith *et al.*, 2008) han demostrado que existen factores tanto físicos como ambientales que reducen la incidencia y severidad del blanqueamiento. Los valores bajos de radiación que reciben las zonas costeras al sur del Escambray (Barcnas y Borrajero, 2012) y, el efecto de sombreado que ejerce la turbidez y sedimentación de las aguas costeras impidiendo la incidencia fuerte de la luz (Grotolli *et al.*, 2006) (favorecido por los ríos Arimao y Gavilán y la Playa Rancho Luna), pudieran ser la razón por la cual se detectaron porcentajes bajos de blanqueamiento en los camellones. La incidencia de blanqueamiento hallada en NCamellones para las cuatro especies evaluadas, coincide con los resultados de De la Guardia (2006) en la misma área de estudio en años anteriores. Ello puede ser el reflejo de una señal temporal positiva en el arrecife y, a la vez, sugerir la necesidad de llevar a cabo análisis temporales a escalas de tiempo menor (por ej.: bianuales).

Las enfermedades están consideradas entre las primeras causas de mortalidad en los arrecifes de coral (Sutherland *et al.*, 2004, Pandolfi, 2015). Pero resulta difícil atribuir esta causa a los valores de mortalidad antigua observados en esta investigación para *A. palmata* debido a que no se encontraron evidencias de enfermedades, ni de mortalidad reciente. Lang (2003) refiere que el predominio de mortalidad antigua es un indicador de afectación severa ocurrido años atrás o que también pudiera deberse a procesos acumulativos de mortalidades parciales de las colonias. Teniendo en cuenta los resultados encontrados con respecto a la salud de *A. palmata*, no es posible hacer conjeturas sobre la causa de la mortalidad antigua hallada en esta especie.

En arrecifes someros con niveles moderados de impacto antrópico al norte de Ciego de Ávila y Cayo Levisa, se reportaron abundantes colonias de *A. palmata* con más del 70 % de su superficie afectada por mortalidad antigua (De la Guardia *et al.*, 2005; Hernández-Fernández *et al.*, 2008). Estos resultados coinciden con lo encontrado en la presente investigación.

Los porcentajes de mortalidad antigua obtenidos en los camellones, no superan el promedio (22 %) registrado para arrecifes frontales del Atlántico Occidental (Kramer, 2003), ni a los valores reportados para otros arrecifes de Cuba con elevado impacto antrópico (González-Ferrer *et al.*, 2003) y con niveles moderados de intervención humana (De la Guardia *et al.*, 2004a, b; 2006). En arrecifes destinados al buceo recreativo, De la Guardia *et al.* (2004b) y Hernández-Fernández *et al.* (2008) registran porcentajes de mortalidad antigua superiores para el complejo *O. annularis* (*sensu lato*) y *S. siderea*, en comparación a

los obtenidos en NCamellones y PDCamellones (para *O. faveolata*) y en LCamellones (para *S. siderea*). Al igual que en la presente investigación, porcentajes bajos de mortalidad antigua para *A. agaricites* y *P. astreoides* han sido registrados en otros arrecifes de Cuba (Hernández-Fernández *et al.*, 2008).

Edmunds (2004) refiere que en sitios ubicados dentro de un área marina (a escalas pequeñas), el cubrimiento del sustrato por corales puede presentar una variabilidad alta. En correspondencia con lo planteado por este autor, se observó que los arrecifes localizados en las costas cienfuegueras presentan un cubrimiento del sustrato por coral vivo variable, independientemente al biotopo, la ubicación geográfica y los posibles impactos (naturales y antrópicos) que pudieran estar influyendo en las distintas estaciones analizadas. Al parecer este indicador se ve favorecido por varios factores abióticos imperantes en el área de estudio, tales como la presencia de canales submarinos, condiciones hidrodinámicas y el aporte de nutrientes provenientes del asentamiento de Rancho Luna y los ríos que descargan en el área. Los porcentajes de cubrimiento de coral obtenidos en las estaciones más utilizadas para el buceo recreativo (CCresta, LCamellones y NCamellones), permiten inferir que esta actividad no ejerce un impacto significativo sobre las comunidades, o que las mismas responden de manera favorable a este estrés. El cubrimiento coralino obtenido en esta investigación, supera los valores registrados para los arrecifes del Atlántico Occidental (Kramer, 2003) y del Caribe (Schutte *et al.*, 2010; Sommer *et al.*, 2011).

La recuperación de las comunidades coralinas han sido evaluadas históricamente a través de la cuantificación de cambios en

las tasas de reclutamiento (Grover-Dunsmore *et al.*, 2007; Venera-Ponton *et al.*, 2011), entre otros factores. El reclutamiento de coral en el área de estudio fue bajo. Ello pudiera estar relacionado con procesos intrínsecos de las poblaciones de corales, tales como bajas tasas de reproducción debido al predominio de colonias muy adultas. El cubrimiento elevado de coral vivo registrado en esta investigación, también pudiera estar limitando un asentamiento post-lavar exitoso, disminuyendo la disponibilidad de sustrato libre a colonizar.

La baja densidad de *D. antillarum* encontrada en el área, podría ser el resultado de un fallo en la llegada de las larvas, en el reclutamiento exitoso, disponibilidad de alimentos y una mortalidad diferencial de juveniles (Weil *et al.*, 2005). Las asociaciones de erizos de mar, también dependen en gran medida de la estructura tridimensional del hábitat del arrecife (Idjadi y Edmunds, 2006; Lee, 2006). La densidad de *D. antillarum* supera el valor registrado por Martín-Blanco *et al.* (2011) en las crestas de Jardines de la Reina, considerado entre los mayores reportados para los archipiélagos alrededor de Cuba. La densidad de este equinodermo observada en PCresta pudiera sugerir la existencia de condiciones propicias para la recuperación de estas poblaciones en el área de estudio. Dada la importancia de esta especie para el buen estado de los arrecifes de coral, se considera que se debe profundizar en la evaluación de sus poblaciones con el objetivo de comprender mejor su dinámica y estado actual.

El análisis integral de los indicadores ecológicos evaluados, sugiere la existencia de condiciones favorables para el desarrollo de las comunidades de corales en el área de estudio. La actividad de buceo recreativo, el

aporte de nutrientes y sedimentos provenientes del asentamiento de Rancho Luna y las descargas de los ríos Arimao y Gavilán, al parecer, no constituyen un impacto significativo en la salud de los corales. El deterioro en la salud de los acropóridos, no pudo asociarse a las fuentes de impacto que afectan al área de estudio. Las densidades bajas de reclutas de coral y de *D. antillarum*, reafirman la necesidad de investigar los procesos de asentamiento larval y dinámica poblacional tanto para las especies de corales más abundantes en el área, como para dicho equinodermo.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos al Proyecto PNUD/GEF CU-B/02 G32, "Aplicación de un enfoque regional al manejo de áreas protegidas marino-costeras en los archipiélagos del sur de Cuba" por el financiamiento de las expediciones marinas; a Ernesto Manzanares y a las tripulaciones de las embarcaciones "Seneque" y "Anthare" de la Marina Marlin Cienfuegos, por toda la solidaridad y apoyo logístico en las largas jornadas de buceo.

REFERENCIAS

Alcolado PM, Caballero, Lara A, Rey-Villiers N, Arriaza L, Lugioyo GM, Alcolado-Prieto P, Castellanos S, Perera S, Rodríguez-García A (2013) Resiliencia en crestas de arrecifes coralinos del este del golfo de Batabanó, Cuba, y factores determinantes probables. *Serie Oceanológica* 13, 2013 ISSN 2072-800x.

Anderson DA, Armstrong RA, Weil E (2013) Hyperspectral sensing of disease stress in the caribbean reef-building coral, *Orbicella faveolata* -Perspectives for the field of coral disease monitoring. *PLoS ONE*. 8(12): e81478. doi:10.1371/journal.pone.0081478.

Anthony KR (2006) Enhanced energy status of coral on coastal, high-turbidity reefs. *Mar Ecol Prog Ser*. 319, 111-116.

Arias R, Martín I, Rodríguez E, Reyes C (2009) Biodiversidad y estado de salud del arrecife coralino de Punta Sabanilla, bahía de Cienfuegos. Informe final de servicio científico técnico. Centro de Estudios y Servicios Ambientales (CESAM) de Villa Clara, pp 31.

Baker AC, Glynn PW, Riegl B (2008) Climate change and coral reef bleaching: An ecological assessment of long-term impacts, recovery trends and outlook. *Estuar. Coast. Shelf S.* 80, 435-471.

Ban SS, Graham NAJ, Connolly SR (2014) Evidence for multiple stressor interactions and effects on coral reefs. *Global Change Biology*. 20, 681-679.

Barcenas M, Borrajeró I (2012) Análisis del comportamiento del gradiente de radiación en Cuba. *Revista Cubana de Meteorología* 18(2), 125-137.

Bellwood DR, Hughes TP, Folke C, Nystrom M (2004) Confronting the coral reef crisis. *Nature*. 429, 827-833.

Betancourt C, Toledo L (2004) Principales focos contaminantes de la Cuenca Arimao, aguas abajo del embalse Avilés. Informe final de servicio científico técnico 1322/2004. Centro de Estudios Ambientales de Cienfuegos, pp 9.

Caballero H, De la Guardia E (2003) Arrecifes de coral utilizados como zonas de colectas para exhibiciones en el Acuario Nacional de Cuba. I. Costa noroccidental de La Habana. *Rev. Invest. Mar.* 24(3), 205-220.

Caballero H, Varona G, García J (2004) Estructura ecológica de las comunidades de corales de la costa oriental de Bahía de Cochinos, Cuba. *Rev. Invest. Mar.* 25(1), 23-36.

Caballero H, González-Ferrer F, Cobián D, Álvarez S, Alcolado-Prieto P (2007) Evaluación

AGRRA del bentos de diez sitios de buceo de "María La Gorda", Bahía de Corrientes, Cuba. *Rev. Invest. Mar.* 28(2), 131-138.

Caballero H (2012) Monitoreo del bentos de arrecifes de coral. Corales pétreos, macroalgas y erizos negros. Proyecto: Aplicación de un enfoque regional al manejo de áreas costeras y marinas protegidas en los archipiélagos del sur de Cuba. Informe anual. 2012, pp 10.

Castellanos S, Lopeztegui A, De la Guardia E (2004) Monitoreo Reef Check en el arrecife coralino "Rincón de Guanabo", Cuba. *Rev. Invest. Mar.* 25(3), 219-230.

Cróquer A, Weil E (2009) Spatial variability in distribution and prevalence of Caribbean scleractinian coral and octocoral diseases. II. General-level analysis. *Dis. Aquat. Org.* 83, 209-222.

Cooper TF, Gilmour JP, Fabricius KE (2009) Bioindicators of changes in water quality on coral reefs: review and recommendations for monitoring programmes. *Coral Reefs.* 28, 589-606.

De la Guardia E (2005) Distribución espacial de biotopos y descripción cualitativa de puntos de buceo en arrecifes coralinos de Guajimico, Cuba. *Rev. Invest. Mar.* 26(3), 193-205.

De la Guardia E (2006) Caracterización de la comunidad de corales y estimación del efecto del buceo recreativo en Guajimico, región surcentral de Cuba. *Rev. Invest. Mar.* 27(3), 191-196.

De la Guardia E, Valdivia A, González-Díaz P (2004a) Estructura de comunidades bentónicas en la zona de buceo de María La Gorda, Ensenada de Corrientes, sureste de la Península de Guanahacabibes, Cuba. *Rev. Invest. Mar.* 25(2), 103-111.

De la Guardia E, González-Díaz P, Iglesias SC (2004b) Estructura de la comunidad

de grupos bentónicos sésiles en la zona de buceo de Punta Francés, Cuba. *Rev. Invest. Mar.* 25(2), 81-90.

De la Guardia E, Angulo J, González-Sansón G, Aguilar C, González-Díaz P (2004c) Biodiversidad en la zona de buceo del Parque Nacional Punta Francés, Isla de la Juventud, Cuba. *Rev. Invest. Mar.* 25(2), 90-102.

De la Guardia E, González-Díaz P, Valdivia A, González-Sansón G (2005) Características generales de los arrecifes coralinos en la zona de buceo de Cayo Levisa, Archipiélago de Los Colorados, Cuba. *Rev. Invest. Mar.* 26(1), 37-44.

De la Guardia E, González-Díaz P, Valdivia A, González-Ontivero 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.* 27(3), 197-208.

Dikou A (2010) Ecological Processes and Contemporary Coral Reef Management. *Diversity.* 2, 717-737.

Dueñas S (2003) *Estudio del Patrimonio Cultural y Natural Subacuático entre Punta Los Colorados y Punta Gavilán, en Cienfuegos*. Tesis de Maestría, Universidad de Cienfuegos, 108 pp.

Edmunds PJ (2004) Juvenile coral population dynamics track rising seawater temperature on a Caribbean reef. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 269, 111-119.

Fabricius KE, Cooper T, Humphrey C, Uthicke S, De'ath G, Davidson J, LeGrand H, Thompson A, Schaffelke B (2012) A bioindicator system for quality on inshore coral reefs on the Great Barrier Reef. *Mar. Pollut. Bull.* 65, 320-332.

Fabricius EK, Cséke S, Humphrey C, De'ath G (2013) Does trophic status enhance or reduce the thermal tolerance of scleractinian

- Fabricius KE, Cooper T, Humphrey C, Uthicke S, De'ath G, Davidson J, LeGrand H, Thompson A, Schaffelke B (2012) A bioindicator system for quality on inshore coral reefs on the Great Barrier Reef. *Mar. Pollut. Bull.* 65, 320-332.
- Fabricius EK, Cséke S, Humphrey C, De'ath G (2013) Does trophic status enhance or reduce the thermal tolerance of scleractinian corals? A review, experiment and conceptual framework. *PLoS One.* 8(1): e54399. doi: 10.1371/journal.pone.0054399.
- González-Díaz 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, 100 pp.
- González-Díaz P, González-Sansón G, Álvarez S, Perera O (2010) High spatial variability of coral, sponges and gorgonian assemblages in a well preserved reef. *Rev. Biol. Trop.* 58(2), 621-634.
- González-Ferrer S (2009) Diversidad de Organismos. Celenterados – Filo CNIDARIA: Clase ANTHOZOA, Subclase ZOANTHARIA, corales pétreos-Orden SCLERACTINIA. In: *Biodiversidad marina de Cuba* (Claro R, ed.), Instituto de Oceanología, La Habana, Cuba, pp: 42-46.
- González-Ferrer S, Cantelar K, Marcos Z, Muñoz D, Jiménez A, Alcolado P, Hernández J, Hernández M (2003) Evaluación del estado de salud de los arrecifes coralinos del Archipiélago Sabana-Camagüey. Informe de la Expedición CUBA-AGRRA 2003, 49 pp.
- González-Ferrer S, Caballero H, Alcolado PM, Jiménez A, Martín F, Cobián D (2007) Diversidad de corales pétreos en once sitios de buceo recreativo de "María la Gorda", Cuba. *Rev. Invest. Mar.* 28 (2), 121-130.
- Grotoli AG, Rodríguez LJ, Palardy JE (2006) Heterotrophic plasticity and resilience in bleached corals. *Nature.* 440, 1186-1189.
- Grover-Dunsmore R, Bonito V, Frazer TK (2007) Discernment of sexual recruits is not critical for assessing population recovery of *Acropora palmata*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 335, 233-236.
- Hernández-Fernández L, De la Guardia E, Brady AK (2008) Comunidades de corales pétreos en la costa norte de Ciego de Ávila, Cuba. *Rev. Invest. Mar.* 29(2), 125-130.
- Hill J, Wilkinson C (2004) Methods for Ecological Monitoring of Coral Reefs. Version 1. Australia Institute of Marine Science, 112 pp.
- Hughes TP, Graham NAJ, Jackson JBC, Mumby PJ, Steneck RS (2010) Rising to the challenge of sustaining coral reef resilience. *Trends in Ecology and Evolution.* 25(11), 633-644.
- Idjadi JA, Edmunds PJ (2006) Scleractinian corals as facilitators for other invertebrates on a Caribbean reef. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 319, 117-127.
- Kleypas JA, Eakin CM (2007) Scientists' perceptions of threats to coral reefs: results of survey of coral reef researchers. *Bull. Mar. Sci.* 80(2), 419-436.
- Knowlton N, Jackson JBC (2008) Shifting baselines, local impacts, and global change on coral reefs. *PLoS Biol.* 6(2): e54. doi: 10.1371/journal.pbio.0060054.
- Kramer P (2003) Synthesis of coral reef health indicators for western Atlantic: result of the AGRRA program (1997-2000). *Atoll Research Bulletin.* 496, 1-58.
- Lang CJ (2003) Caveats for AGRRA "Initial results". *Atoll Research Bulletin.* 496, 1-58.

- Lee SC (2006) Habitat complexity and consumer-mediated positive feedbacks on a Caribbean coral reef. *Oikos*. 112, 442-447.
- Lirman D (2003) A simulation model of the population dynamics of the branching coral *Acropora palmata*. Effects of storm intensity and frequency. *Ecological Modeling*. 161, 169-182.
- Loya Y (1972) Community structure and species diversity of hermatipic corals at Eilat, Red Sea. *Mar. Biol.* 13(2), 100-123.
- Ludwing JA, Reynolds JF (1988) Statistical ecology (John Wiley, ed.). New York. XVIII+337 pp.
- Martín-Blanco F, Clero-Alonso L, González-Sansón G, Pina-Amargós F (2011) Influence of *Diadema antillarum* populations (Echinodermata: Diadematidae) on algal community structure in Jardines de la Reina, Cuba. *Rev. Biol. Trop.* 59(3), 1149-1163.
- Miller MW, Boorque AS, Bohnsack JA (2002) An analysis of the loss of acroporid coral at Looe Key, Florida, U.S.A.: 1983-2000. *Coral Reefs*. 21, 179-182.
- Pandolfi JM (2015) Deep and complex ways to survive bleaching. *New & Views*. 1-2. doi: 10.1038/nature14196
- Pielou EC (1975) Ecological diversity. Wiley-Interscience. New York, 165 pp.
- Quinn GP, Keough MJ (2002) Experimental design and data analysis for biologists. Cambridge University Press, Cambridge, 537 pp.
- Schutter VGW, Selig ER, Bruno JF (2010) Regional spatio-temporal trends in Caribbean coral reef benthic communities. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 402, 115-122.
- Smith TB, Nemeth RS, Blondeau J, Calnan JM, Kadison E, Herzlieb S (2008) Assessing coral reef health across onshore to offshore stress gradients in the US Virgin Island. *Mar. Pollut. Bull.* 56, 1983-1991.
- Sommer B, Harrison PL, Brooks L, Scheffers SR (2011) Coral community decline at Bonaire, southern Caribbean. *Bull. Mar. Sci.* 87(3), 541-565. <http://dx.doi.org/10.5343/bms.2010.1046>
- Sutherland KP, Porter JW, Torres C (2004) Disease and immunity in Caribbean and Indo-Pacific zooxanthellate corals. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 266, 273-302.
- Thomson DP, Frisch AJ (2010) Extraordinarily high coral cover on a nearshore, high-latitude reef in south-west Australia. *Coral Reefs*. 29, 923-927.
- Traçon LM, Pratchett MS, Penin L (2011) Comparative effects of different disturbances in coral reef habitats in Moorea, French Polynesia. *Journal of Marine Biology*, 11 pp. doi:10.1155/2011/807625
- Underwood AJ (1997) Experiments in ecology. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom, 504 pp.
- Venera-Ponton DE, Diaz-Pulido G, McCook LJ, Rangel-Campo A (2011) Macroalgae reduce growth of juvenile coral but protect them from parrotfish damage. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 421, 109-115.
- Weil E, Torres JL, Ashton M (2005) Population characteristics of the sea urchin *Diadema antillarum* in La Parguera, Puerto Rico, 17 years after the mass mortality event. *Rev. Biol. Trop.* 53(3), 219-231.
- Wilkinson C, Souter D (2008) Status of Caribbean coral reefs after bleaching and hurricanes in 2005. Global Coral Reef Monitoring Network, and Reef and Rainforest Research Centre, Townsville, 152 pp.
- Zar JH, (1996) Biostatistical analysis. Prentice-Hall, Inc. Third edition, 121 pp.

ANEXO 1

Lista sistemática de las especies registradas en el área de estudio. La clasificación se realizó siguiendo los criterios de González-Ferrer (2009).

Phylum Cnidaria

Clase Anthozoa

Subclase Hexacoralia

Orden Scleractinia

Familia Acroporidae

Acropora cervicornis (Lamarck, 1816)

Acropora palmata (Lamarck, 1816)

Acropora prolifera (Lamarck, 1816)

Familia Agariciidae

Agaricia agaricites (Linnaeus, 1758)

Agaricia fragilis Dana, 1846

Agaricia grahamae Wells, 1973

Agaricia lamarcki M. Edwards y Haime, 1851

Leptoseris cucullata (Ellis y Solander, 1786)

Familia Astrocoeniidae

Stephanocoenia intersepta (Lamarck, 1816)

Familia Caryophylliidae

Eusmilia fastigiata (Pallas, 1766)

Familia Faviidae

Colpophyllia natans (Houttuyn, 1772)

Peudodiploria clivosa (Ellis y Solander, 1786)

Diploria labyrinthiformis (Linnaeus, 1758)

Pseudodiploria strigosa (Danna, 1846)

Manicina areolata (Linnaeus, 1758)

Orbicella annularis (Ellis y Solander, 1786)

Montastraea cavernosa (Linnaeus, 1767)

Orbicella faveolata (Ellis y Solander, 1786)

Orbicella franksi (Gregory, 1895)

Solenastrea bournoni M. Edwards y Haime, 1849

Familia Meandrinidae

Dendrogyra cylindrus Ehrenberg, 1834

Dichocoenia stokes M. Edwards y Haime, 1848

Meandrina meandrites (Linnaeus, 1758)

Familia Mussidae

Isophyllastrea rigida (Dana, 1846)

Isophyllia sinuosa (Ellis y Solander, 1786)

Mussa angulosa (Pallas, 1766)

Mycetophyllia aliciae Wells, 1973

Mycetophyllia danaana M. Edwards y Haime, 1849

Mycetophyllia ferox Wells, 1973

Mycetophyllia lamarckiana M. Edwards y Haime, 1849

Scolymia lacera (Pallas, 1766)

Familia Pocilloporidae

Madracis decactis (Lyman, 1859)

Madracis mirabilis (Lyman, 1859)

Familia Poritidae

Porites astreoides Lamarck, 1816

Porites divaricata Lesueur, 1821

Porites furcata (Lamarck, 1816)

Porites porites (Pallas, 1766)

Familia Siderastreidae

Siderastrea radians (Pallas, 1766)

Siderastrea siderea (Ellis y Solander, 1786)

Clase Hidrozoa

Orden Capitata

Familia Milleporidae

Millepora alcicornis Linnaeus, 1758

Millepora complanata Lamarck, 1816