



FOTO: NÉSTOR REY VILLIERS

Néstor Rey-Villiers¹, Pedro Alcolado-Prieto¹, Linnet Busutil¹, Hansel Caballero², Orlando Perera-Pérez³, Leslie Hernández-Fernández⁴, Patricia González-Díaz³ y Pedro M. Alcolado¹

nestorrwilliers@gmail.com, linnet.busutil@gmail.com

¹Instituto de Oceanología, Ave. 1^{ra} #18406 entre 184 y 186, Playa, La Habana, Cuba.

²Acuario Nacional de Cuba, Ave. 1^{ra} #4608 entre 46 y 60, Playa, La Habana, Cuba.

³Centro de Investigaciones Marinas. Ave. 16 #114 entre 1ra y 3ra, Playa, La Habana, Cuba.

⁴Centro de Investigaciones de Ecosistemas Costeros (CIEC), Cayo Coco, Morón, Ciego de Ávila, Cuba.

UI

CONDICIÓN DE LOS ARRECIFES CORALINOS DEL GOLFO DE CAZONES Y EL ARCHIPIÉLAGO JARDINES DE LA REINA, CUBA: 2001-2012

Introducción

Los arrecifes coralinos son uno de los ecosistemas de mayor riqueza de especies del mundo (Groombridge & Jenkins, 2002), y sin embargo, el deterioro de este ecosistema en el Gran Caribe y a nivel mundial ya es un hecho ampliamente reconocido (Spalding, 2004; Wilkinson & Souter, 2008). Las causas de esta situación son tanto de origen antrópica (sedimentación terrígena, contaminación, daño mecánico, estrés térmico industrial y sobrepesca) como eventos a gran escala (calentamiento y acidificación del agua, incidencia de enfermedades y el aumento

de la frecuencia e intensidad de los huracanes) (Gardner, Cote, Gill, Grant, & Watkinson, 2005; Hoegh-Guldberg *et al.*, 2008; Mumby & Harborne, 2010; Jackson, Donovan, Cramer, & Lam, 2014).

En las últimas décadas, el deterioro de los arrecifes coralinos se observa en la mortalidad de extensas áreas de corales, en la disminución de su crecimiento y en una acelerada erosión de los arrecifes, lo que tiene como consecuencia una disminución sustancial de la complejidad topográfica (Álvarez-Phillips, Dulvy, Gill, Cote, & Watkinson, 2009). A su vez, la pérdida de los arrecifes se relaciona con el incremento de otros taxa como por ejemplo: esponjas incrustantes, octocorales y macroalgas (Aronson, Precht, Toscano, & Koltes, 2002).

En la actualidad, el cambio climático ha adquirido una mayor preponderancia en el deterioro de los arrecifes de coral que los impactos humanos (Spalding, 2004; Wilkinson & Souter, 2008). El incremento de la temperatura del planeta (consecuencia del cambio climático) ha provocado la aparición y sucesión crónica del blanqueamiento de coral, así como la muerte de estos y otros organismos por enfermedades devastadoras (Muller, Rogers, Spitzack, & van Woosik, 2008; Jekielek, 2011; Bastidas *et al.*, 2012). La acidificación del océano, que es otra de las consecuencias del cambio climático, también está influyendo en el deterioro de los arrecifes de coral (Verón *et al.*, 2009; Hoegh-Guldberg *et al.*, 2009).

El aumento de la frecuencia e intensidad de los huracanes, parece estar asociado al cambio climático, particularmente en la fuerza de sus vientos (IPCC, 2007). En las últimas décadas, los ciclones y huracanes en el Atlántico Occidental han incrementado su frecuencia e intensidad (Webster, Holland, Curry, & Chang, 2005), y es otro de los factores que ha impactado fuertemente a los arrecifes coralinos del Gran Caribe (Gardner *et al.*, 2005). El impacto de los huracanes puede transformar en un día la distribución y abundancia de los organismos, y a largo plazo, promueve cambios en el ecosistema (Scheffer, Carpenter, Foley, Folke, & Walker, 2001). Por otro lado, muchas especies de corales resisten el impacto del huracán, pero después pueden ser afectadas por eventos masivos de blanqueamiento y brotes de enfermedades oportunistas que repercuten sobre corales débiles y estresados (Salazar-Vallejo, 2002).

Los eventos masivos de blanqueamiento de coral, las enfermedades microbianas (factor asociado al cambio climático según el IPCC, 2007) y el incremento de huracanes de gran intensidad, han sido importantes causas del deterioro de la biodiversidad en los arrecifes coralinos, lo que combinado con los impactos humanos amenazan a este ecosistema a transitar a fases de cambios irreversibles en un futuro cercano (Aronson & Precht, 2001; Gardner *et al.*, 2005; Verón *et al.*, 2009). Además, la acción combinada de estos factores ocasionan la pérdida de resiliencia (resistencia, tolerancia y capacidad de recuperación) de los arrecifes de coral (Marshall & Schuttenberg, 2006).

En Cuba, al igual que en el resto del mar Caribe, la disminución de la cobertura coralina ha sido evidente en las últimas tres décadas (Gardner, Cote, Gill, Grant, & Watkinson, 2003; García-Salgado *et al.*, 2008; Alcolado, Caballero, & Perera, 2009a; Jackson *et al.*, 2014). Los arrecifes coralinos de Cuba han sido estudiados mediante diversos proyectos de investigación como por ejemplo: "CUBAGRRA", "Potenciar y Sostener la Conservación de la Biodiversidad en tres Sectores Productivos del Ecosistema Sabana-Camagüey" (GEF/PNUD), "Aplicación de un Enfoque Regional al Manejo de Áreas Costeras y Marinas Protegidas en los Archipiélagos del Sur de Cuba" (GEF/PNUD), entre otros. Según revelan las evaluaciones realizadas por Alcolado *et al.* (2001a; 2001b; 2010; 2013); Alcolado *et al.* (2009a); Alcolado, Hernández-Muñoz, Caballero, Busutil, Perera & Hidalgo (2009b); Caballero *et al.* (2010; 2012) y González-Díaz (2010) la mayoría de los arrecifes de Cuba tienen una situación poco favorable.

Las investigaciones de los arrecifes coralinos alejados de asentamientos humanos representan una oportunidad única para evaluar la resiliencia de este ecosistema ante los impactos del cambio climático que de manera casi irreversible ya los están afectando. Según Edmunds & Bruno (1996) es difícil separar los efectos que tienen en los arrecifes coralinos las presiones locales de las regionales, debido a la cercanía a poblaciones humanas. Por estas razones, el objetivo general de este proyecto es: determinar la vulnerabilidad de la biodiversidad al cambio climático en áreas marino-costeras ecológicamente sensibles. Para ello, el presente trabajo tiene como objetivo: caracterizar la condición actual de los arrecifes

coralinos de los Parques Nacionales Ciénaga de Zapata y Jardines de la Reina, y evaluar la tendencia de su estado de salud en el período 2001-2012.

Condición de los arrecifes coralinos del golfo de Cazones

Crestas arrecifales del golfo de Cazones

Cobertura viva de coral

De manera general, la cobertura viva de coral en las crestas arrecifales del golfo de Cazones fue mayor que al este de la Isla de la Juventud y que en el archipiélago de los Canarreos (Alcolado *et al.*, 2010). Estos autores plantean que la menor cobertura coralina al este de la Isla de la Juventud y en los Canarreos puede deberse a la sobrepesca, las enfermedades, el blanqueamiento, el impacto de huracanes o a la interacción sinérgica entre estos factores.

La cobertura viva de coral en las crestas arrecifales del golfo de Cazones varió desde un 9% en Vizcaíno 2 a un 70,6% al sur de la ensenada de Cazones (S-EC, cresta arrecifal llamada "Nirvana") (Alcolado *et al.*, 2001a). Por su parte, Alcolado *et al.* (2010) reportaron que Nirvana presentó la mayor cobertura viva de coral en comparación con las crestas arrecifales del este de la Isla de la Juventud y el archipiélago de los Canarreos, y que es comparable con los arrecifes de *Acropora* sp. descritos a lo largo del Caribe en la década de 1950 y 1960. Alcolado *et al.* (2013) plantean que Nirvana es considerada la cresta arrecifal con mayor resiliencia entre los arrecifes del sur y este del golfo de Batabanó, y los factores e interacciones que parecen estar condicionando esto son:

- 1) Principalmente cuatro fuerzas motrices básicas como el resguardo contra el oleaje, mayor disponibilidad de nutrientes (provenientes de la ciénaga de Zapata y, al parecer, de las grandes profundidades), circulación habitual giratoria de las corrientes y abundancia del erizo herbívoro *Diadema antillarum* (Philippi, 1845). Estas cuatro fuerzas motrices desencadenan una serie de

interacciones que propician la resiliencia de esta cresta (Fig. 1).

- 2) Una dominancia por crecimiento asexual de algunos clones genéticamente resistentes a los patógenos que afectan el Caribe (Alcolado *et al.*, 2010).
- 3) Una recuperación por recubrimiento de colonias sobrevivientes (Alcolado *et al.*, 2010).
- 4) Al aporte de nutrientes provenientes de la ciénaga de Zapata y de un giro ciclónico oceánico que propician un agua más fértil, y por consiguiente, se favorece la heterotrofia de los corales (Alcolado *et al.*, 2010; 2013).
- 5) A la protección de esta zona ante el impacto de huracanes, de los vientos Alisios, de los frentes fríos y de los fuertes vientos del sur (Alcolado *et al.*, 2010; 2013).
- 6) A la menor transparencia del agua en comparación con otras áreas arrecifales del sur y este del golfo de Batabanó (por ejemplo: este de la Isla de la Juventud y el archipiélago de los Canarreos). Esto tiene como consecuencia que penetre solo parte de la luz solar durante los eventos de calentamiento del mar (Alcolado *et al.*, 2009b).



Figura 1. Diagrama conceptual con las cuatro fuerzas motrices (con las letras mayores y contornos más gruesos) e interacciones que parecen determinar la mayor resiliencia de esta cresta. Tomado de Alcolado *et al.* (2013)

El promedio de la cobertura viva de coral en Nirvana en el 2012 fue significativamente mayor que en las crestas al sureste del cayo Diego Pérez; y a

su vez, la cobertura viva de coral en esas crestas fue significativamente superior que en las crestas evaluadas en el archipiélago de los Canarreos (Alcolado *et al.*, 2013). La cresta arrecifal Nirvana mostró la mayor cobertura viva de coral durante el período 2001-2012 en comparación con el resto de las crestas (Fig. 2). No obstante, la cobertura coralina en Nirvana no se mantuvo constante durante ese período, y según Alcolado *et al.* (2009b) disminuyó significativamente un 21% entre los años 2001 y 2007, debido al efecto destructivo del paso de dos huracanes de gran intensidad (Michelle y Dennis, ambos de categoría 4), y de manera indirecta a un enturbiamiento muy elevado del agua. Sin embargo, se puede observar una tendencia al incremento de la cobertura viva de coral en esa cresta a partir del 2007 (Fig. 2).

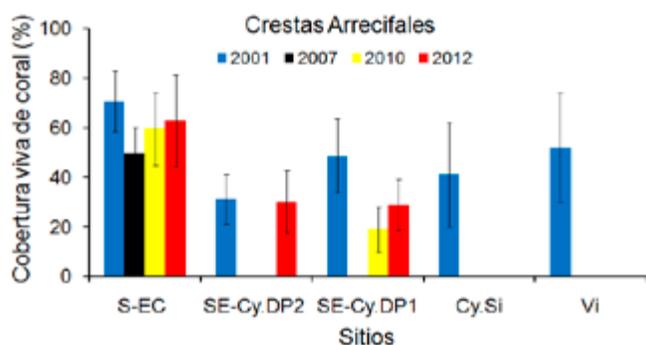


Figura 2. Cobertura viva de coral (%) en las crestas arrecifales del golfo de Cazones. Se representa la media \pm desviación estándar. El significado de las siglas se encuentra en el anexo 1. Fuentes de los datos: 2001 y 2007 (datos del Archivo Científico del Instituto de Oceanología; www.agrra.org); 2010 (datos del proyecto: Diagnóstico de comunidades bióticas focales en arrecifes coralinos de Cuba dirigido a la afectación por huracanes) y 2012 (Caballero *et al.*, 2012; Alcolado *et al.*, 2013).

La cresta arrecifal al sureste del cayo Diego Pérez 1 (SE-Cy.DP1) tuvo una disminución de un 19,8% de la cobertura viva de coral durante el período 2001-2012. A pesar de esto, se puede apreciar un incremento de la cobertura coralina entre el 2010 y el 2012, pero sigue bastante distante de los primeros registros realizados por Alcolado *et al.* (2001a) (Fig. 2). El dato más reciente de la cobertura viva de coral en la cresta arrecifal al sureste del cayo Diego Pérez 2 (SE-Cy.DP2) (30,1%) es muy similar al reportado por Alcolado *et al.* (2001a) en el año 2001 (31%) (Fig. 2). Sin

embargo, existe muy poca información para poder conocer la variación temporal de su cobertura coralina, pero es muy poco probable que se haya mantenido constante, ya que existen otras crestas cercanas a esta (por ejemplo, S-EC y SE-Cy.DP1) que sí tuvieron variación. Además, en octubre de 1988 la cobertura viva de coral en esta cresta fue aproximadamente de un 70%, pero se estimó de manera visual y no con el método AGRRA (Alcolado *et al.*, 2009a). A pesar de evaluar esta cresta con diferentes métodos, la gran variación observada en la cobertura coralina entre 1988 y 2012 (en 1988: 70%; en 2001: 31% y en 2012: 30,1%) evidencia que esta variable ha tenido una disminución importante con el paso de los años. En las crestas arrecifales de Cayo Sigua y Vizcáinos existe un gran vacío de información, ya que solo se cuenta con los datos de Alcolado *et al.* (2001a) de hace más de 10 años.

Abundancia relativa (%) y riqueza de especies de corales

La abundancia relativa (%) de las especies de corales en las crestas arrecifales del golfo de Cazones se realizó con el conjunto de especies que sumaron aproximadamente 95%. Para este cálculo, se excluyeron las colonias de coral con 100% de mortalidad antigua (o sea, las colonias en pie totalmente muertas).

En la cresta al sur de la ensenada de Cazones (S-EC, Nirvana) la especie predominante durante el período 2001-2012 fue *Acropora palmata* (Lamarck, 1816) (Tabla 1a). En esta cresta el predominio de *A. palmata* descendió durante el período 2001-2007, en favor de un incremento del predominio de *Acropora prolifera* (Lamarck, 1816) y *Porites astreoides* Lamarck, 1816 (Tabla 1a) (Alcolado *et al.*, 2009b). Según Alcolado *et al.* (2009b) el descenso en el predominio de *A. palmata* en Nirvana debe haber ocurrido por el impacto de los dos huracanes anteriormente mencionados. Estos autores también señalan que el efecto de ambos huracanes sobre Nirvana fue más destructivo que en otras crestas al sur del golfo de Batabanó, ya que presentaba un buen estado de salud antes del paso del huracán Michelle en el 2001. No obstante, la abundancia relativa de *A. palmata* en Nirvana aumentó a partir del 2007 hasta prácticamente alcanzar en el 2012 el valor que tenía en el año 2001 (Tabla 1a), lo que evidencia que es una

Tabla 1a. Abundancia relativa (%) y riqueza de especies de corales en la cresta arrecifal al sur de la ensenada de Cazones durante el período 2001-2012. Fuentes de los datos: 2001 y 2007 (Alcolado *et al.*, 2009b); 2010 (Caballero *et al.*, 2010) y 2012 (Caballero *et al.*, 2012; Alcolado *et al.*, 2013)

Cresta arrecifal al sur de la ensenada de Cazones (S-EC, Nirvana)				
Especies	2001	2007	2010	2012
<i>Acropora palmata</i>	83,5	57,1	53,5	81,1
<i>Acropora prolifera</i>	9,9	27,1	0	0,6
<i>Porites astreoides</i>	0	11,4	23,2	3,9
<i>Millepora complanata</i>	5,5	1,4	7,0	8,9
<i>Orbicella annularis</i>	0	2,9	3,5	1,1
<i>Millepora alcicornis</i>	0	0	4,8	1,1
<i>Montastraea cavernosa</i>	0	0	2,6	0
<i>Siderastrea siderea</i>	0	0	1,8	1,1
Número de colonias	91	70	228	180
Riqueza de especies	4	5	12	11

de las crestas más resilientes de Cuba (Alcolado *et al.*, 2013). Por su parte, *A. prolifera* tuvo como tendencia una disminución de su abundancia relativa a partir del año 2007, alcanzando bajos valores en el 2012 (Tabla 1a). Además, la abundancia relativa de *P. astreoides* fue menor en el año 2012 con respecto al 2007 y 2010 (Tabla 1a). La disminución en la abundancia relativa de *A. prolifera* y *P. astreoides* pudo influir en el incremento del predominio de *A. palmata*. Por otra parte, es importante señalar que la abundancia relativa de *Millepora complanata* Lamarck, 1816 tendió a aumentar entre el 2001 y 2012 (Tabla 1a). La riqueza de especies en Nirvana en el período 2001-2012 fluctuó entre 4 y 12, aunque esa variación puede estar influida por el número total de colonias contadas (Tabla 1a).

En la cresta al sureste del cayo Diego Pérez 1 (SE-Cy.DP1) la especie dominante en el año 2001 fue *A. palmata*. Sin embargo, en el período 2001-2012 ocurrió una abrupta disminución en su predominio, y aumentó la abundancia relativa de *M. complanata* y *P. astreoides* en los años 2010 y 2012 con respecto al 2001 (Tabla 1b). Por lo tanto, *M. complanata* y *P. astreoides* han desplazado a *A. palmata* en esa cresta. *A. palmata* es la principal especie formadora de las crestas arrecifales y la de mayor importancia

para mantener la complejidad estructural, disipar la energía del oleaje y brindar refugio a diversos organismos (*Acropora Biological Review Team*, 2005; Alcolado *et al.*, 2009b). Por otra parte, *M. complanata* es un invasor exitoso del espacio disponible, ya que es una especie de crecimiento rápido, resistente al oleaje y poco afectada por la sedimentación (Lewis, 1996). *P. astreoides* es una especie oportunista, de crecimiento rápido, resistente a la sedimentación y al oleaje (Torres & Morelock, 2002; Edmunds, 2010), y tiene un gran potencial reproductivo y es comparativamente poco afectada por los huracanes (Lirman & Fong, 1996; 1997). La riqueza de especies en la cresta arrecifal al sureste de cayo Diego Pérez 1 (SE-Cy.DP1) en el período 2001-2012 varió entre 4 y 13 (Tabla 1b).

En la cresta al sureste del cayo Diego Pérez 2 (SE-Cy.DP2), se observó una codominancia entre *A. palmata* y *M. complanata* en el año 2001 (Tabla 1c). Sin embargo, la abundancia relativa de *M. complanata*, *P. astreoides* y *Porites furcata* Lamarck, 1816 ascendió en el período 2001-2012, en detrimento de la abundancia de *A. palmata*, *Orbicella annularis* (Ellis & Solander, 1786) y *A. prolifera* (Tabla 1c). En esta cresta, también se ha incrementado la abundancia de

Tabla 1b. Abundancia relativa (%) y riqueza de especies de corales en la cresta arrecifal al sureste del cayo Diego Pérez 1 (SE-Cy.DP1) durante el período 2001-2012. Fuentes de los datos: 2001 (datos del Archivo Científico del Instituto de Oceanología; www.agrra.org); 2010 (Caballero *et al.*, 2010) y 2012 (Alcolado *et al.*, 2013)

Cresta arrecifal al sureste de cayo Diego Pérez 1 (SE-Cy.DP1)			
Especies	2001	2010	2012
<i>Acropora palmata</i>	64,1	2,2	3,2
<i>Millepora complanata</i>	16,7	19,4	60,8
<i>Porites astreoides</i>	6,4	45,3	30,4
<i>Porites porites</i>	2,6	12,2	0
<i>Acropora prolifera</i>	9	0	0
<i>Agaricia agaricites</i>	0	7,2	0
<i>Porites furcata</i>	0	0	5,6
<i>Diploria strigosa</i>	0	2,9	0
<i>Siderastrea siderea</i>	0	2,9	0
<i>Millepora alcicornis</i>	1,3	1,4	0
<i>Diploria clivosa</i>	0	2,2	0
Número de colonias	78	139	125
Riqueza de especies	6	13	4

Tabla 1c. Abundancia relativa (%) y riqueza de especies de corales en la cresta arrecifal al sureste del cayo Diego Pérez 2 (SE-Cy.DP2) durante el período 2001-2012. Fuentes de los datos: 2001 (datos del Archivo Científico del Instituto de Oceanología; www.agrra.org) y 2012 (Alcolado *et al.*, 2013)

Cresta arrecifal al sureste de cayo Diego Pérez 2 (SE-Cy.DP2)		
Especies	2001	2012
<i>Millepora complanata</i>	25	48,1
<i>Acropora palmata</i>	25	14,7
<i>Porites astreoides</i>	12,5	16,3
<i>Porites furcata</i>	10,7	16,3
<i>Orbicella annularis</i>	12,5	2,3
<i>Acropora prolifera</i>	7,1	0,8
<i>Millepora alcicornis</i>	3,6	0,8
Número de colonias	56	129
Riqueza de especies	9	8

Tabla 1d. Abundancia relativa (%) y riqueza de especies de corales en las crestas arrecifales de los cayos Sigua (Cy.Si) y Vizcaínos (Vi) en el año 2001. Fuentes de los datos: 2001 (datos del Archivo Científico del Instituto de Oceanología; www.agrra.org)

Crestas arrecifales (Año 2001)		
Especies	Cayo Sigua (Cy.Si)	Vizcaínos (Vi)
<i>Acropora palmata</i>	87,2	91,1
<i>Orbicella annularis</i>	2,6	1,8
<i>Orbicella franksi</i>	2,6	0
<i>Millepora complanata</i>	2,6	3,6
<i>Porites astreoides</i>	2,6	1,8
<i>Siderastrea siderea</i>	2,6	0
<i>Diploria strigosa</i>	0	1,8
Número de colonias	39	56
Riqueza de especies	6	5

las especies oportunistas *M. complanata* y *P. astreoides*, las cuales contribuyen mucho menos al relieve del fondo, y por lo tanto no proporcionan tanto refugio ni disipan la energía del oleaje de la misma manera que lo hace *A. palmata*. En la cresta arrecifal SE-Cy.DP2, se detectó en el año 2012 una especie menos de coral que en el 2001, a pesar de haberse incrementado el esfuerzo de muestreo (Tabla 1c). Según Alcolado *et al.* (2013) las dos crestas arrecifales al sureste del cayo Diego Pérez (SE-Cy.DP1 y SE-Cy.DP2) muestran señales de arrecifes con notable deterioro.

En las crestas arrecifales de los cayos Sigua y Vizcaínos predominó en el año 2001 *A. palmata*. El resto de las especies tuvieron una baja abundancia, y la riqueza de especies en ambos sitios fue similar (Tabla 1d). Desafortunadamente, no contamos con datos actualizados de ambas crestas para comparar temporalmente.

.Diámetro máximo y densidad lineal de corales

El promedio del diámetro máximo y de la densidad lineal de corales (en adelante, densidad de corales) fue calculado incluyendo las colonias de coral con 100% de mortalidad antigua (o sea, las colonias en pie totalmente muertas). Para ambos cálculos se

emplearon las colonias de coral mayor que 10 cm de diámetro. En la expedición CUBAGRRA 2001, realizada al sur y este del golfo de Batabanó, se determinó que el diámetro máximo promedio de los corales en las crestas arrecifales fue mayor al este del mismo (entre el norte del cayo Dios y el norte del cayo Sigua) que al sur (Alcolado *et al.*, 2001a). De manera general, el diámetro máximo promedio de los corales en las crestas del golfo de Cazonos en el 2010 fue de 49,4 cm (Caballero *et al.*, 2010). El menor diámetro máximo promedio de los corales se detectó en la cresta al sureste del cayo Diego Pérez 1 en el año 2010, mientras que el mayor se registró en la cresta al sur de la ensenada de Cazonos (Nirvana) en el 2012 (Tabla 2).

El diámetro máximo promedio de los corales en Nirvana presentó una reducción significativa de 16 cm entre el 2001 y 2007 (Alcolado *et al.*, 2009b). Estos autores señalan que fue evidente el fuerte impacto que tuvo el huracán Michelle en el 2001 en esta cresta, ya que observaron una gran dispersión de ramas partidas del coral *A. palmata*. No obstante, en Nirvana el diámetro máximo promedio de los corales se recuperó, ya que se incrementó en el 2012 e incluso fue superior a todos los años anteriores (Tabla 2). Alcolado *et al.* (2013) plantean que el diámetro máximo promedio de los corales fue significativamente superior en Nirvana en el 2012 en comparación con

las crestas al sureste del cayo Diego Pérez, y con las crestas evaluadas en el archipiélago de los Canarreos. En Nirvana, el diámetro máximo de las colonias de *A. palmata* también fue superior en el 2012 (149,2 cm) en comparación con el 2010 (96,1 cm) (Caballero *et al.*, 2010; Caballero *et al.*, 2012). Por otra parte, en las crestas arrecifales al sureste del cayo Diego Pérez el diámetro máximo promedio de los corales disminuyó en el período 2001-2012 (Tabla 2).

La densidad de corales (colonias/10 m) tuvo como tendencia ser mayor en las crestas arrecifales hacia el norte del golfo de Cazonos (Alcolado *et al.*, 2001a). De manera general, la densidad de corales promedió 10,3 colonias en 10 metros lineales (Caballero *et al.*, 2010). Este autor, reportó en Nirvana un promedio

de 5,8 colonias de *A. palmata* en 10 metros lineales. Por su parte, Caballero *et al.* (2012) señalan que la densidad media de corales en las crestas arrecifales del golfo de Cazonos tuvo muy poca fluctuación (de 8,2 a 9,9 colonias/10 m), y disminuyó en la mayoría de los sitios con respecto al 2001 (ver algunos ejemplos en la Tabla 2). En Nirvana y en las crestas al sureste del cayo Diego Pérez, la densidad de corales mostró como tendencia una disminución desde el 2001 al 2012 (Tabla 2). Según Alcolado *et al.* (2013) la densidad de corales no presentó diferencias significativas entre las crestas S-EC, SE-Cy.DP2 y SE-Cy.DP1; pero si fue significativamente superior que en las crestas evaluadas en el 2012 en el archipiélago de los Canarreos.

Tabla 2. Diámetro máximo (cm) y densidad lineal de corales (colonias/10 m) en las crestas arrecifales en el período 2001-2012. Se representa la media \pm desviación estándar. Fuentes de los datos: 2001 y 2007 (datos del Archivo Científico del Instituto de Oceanología; www.agrra.org); 2010 (datos del proyecto: Diagnóstico de comunidades bióticas focales en arrecifes coralinos de Cuba dirigido a la afectación por huracanes) y 2012 (Caballero *et al.*, 2012)

AÑOS	2001	2007	2010	2012
Crestas arrecifales				
Diámetro máximo (todos > 10 cm)				
Sur de la ensenada de Cazonos (Nirvana)	96 \pm 49,5	79,2 \pm 58,4	72,8 \pm 40	133,1 \pm 105,1
Sureste de cayo Diego Pérez 2	79,9 \pm 61,2	*	*	77,8 \pm 64,7
Sureste de cayo Diego Pérez 1 (Faro)	93,4 \pm 57,8	*	25,9 \pm 20,6	76,2 \pm 77,5
Cayo Sigua	127,5 \pm 104,8	*	*	*
Vizcaínos	122 \pm 88,1	*	*	*
Crestas arrecifales				
Densidad de corales (colonias/10 m)				
Sur de la ensenada de Cazonos (Nirvana)	16,2 \pm 3,5	11,7 \pm 2,5	10,9 \pm 1,7	8,2 \pm 2,6
Sureste de cayo Diego Pérez 2	9,5 \pm 3,6	*	*	8,2 \pm 1,9
Sureste de cayo Diego Pérez 1 (Faro)	15 \pm 5,9	*	9,7 \pm 5,1	8,8 \pm 1,9
Cayo Sigua	7 \pm 3,7	*	*	*
Vizcaínos	10,7 \pm 6,5	*	*	*
*No existe información				

.Porcentaje de mortalidad antigua y reciente

El promedio del porcentaje de mortalidad antigua de la superficie de los corales (incluyendo los corales 100% muertos en pie) en las crestas arrecifales al sur y este del golfo de Batabanó fue de moderado a elevado (entre 20% y 82%) (Alcolado *et al.*, 2001a). Según Alcolado *et al.* (2009b) el promedio de la mortalidad antigua en el conjunto de las crestas evaluadas en esa

área varió de $37,7\% \pm 18,3$ DE en el 2001 a $22,6\% \pm 13,5$ DE en el 2007, pero no de forma significativa. Por su parte, Alcolado *et al.* (2010) observaron que en las especies constructoras de arrecifes más comunes (por ejemplo: *A. palmata* en las crestas), la prevalencia de mortalidad parcial antigua (sin incluir a las colonias 100% muertas en pie) en los corales al sur y este del golfo de Batabanó estuvo relacionada con el tamaño de las colonias.

De manera general, la mortalidad antigua en los arrecifes del golfo de Cazones promedió $7,4\%$ (Caballero *et al.*, 2010). Según Caballero *et al.* (2012), en las crestas arrecifales, la mortalidad antigua de los corales varió de $12,2\%$ en Nirvana a $42,7\%$ en el cayo Ernest Thaelmann. Por su parte, Alcolado *et al.* (2013) señalan que la mortalidad antigua de los corales en las crestas arrecifales del golfo de Cazones fue significativamente menor que en las crestas evaluadas en el archipiélago de los Canarreos. En Nirvana, el promedio de la mortalidad antigua de *A. palmata* fue de $14,8\% \pm 22,2$ DE, lo que representa el $40,1\%$ de las colonias contadas (fundamentalmente próximas a 100 cm de diámetro) (Caballero *et al.*, 2012). Según este autor, en el resto de las crestas evaluadas la mortalidad antigua de *A. palmata* promedió $80,7\% \pm 37,2$ DE.

El porcentaje de mortalidad antigua en los corales fue muy bajo en la cresta arrecifal al sur de la ensenada de Cazones (S-EC) en el 2001 (Alcolado *et al.*, 2001a), y se ha mantenido como tendencia durante el período 2001-2012. También, el porcentaje de mortalidad antigua en S-EC ha sido menor que en el resto de las crestas evaluadas en el golfo de Cazones entre el 2001 y el 2012 (Fig. 3).

El promedio del porcentaje de mortalidad parcial reciente de la superficie de los corales (en adelante mortalidad reciente) en las crestas arrecifales al sur y este del golfo de Batabanó en el 2001 fue bajo (Alcolado *et al.*, 2001a). En el período 2001-2007, el promedio de la mortalidad reciente de los corales en el conjunto de crestas evaluadas al sur y este del golfo de Batabanó se mantuvo bajo, y descendió significativamente de $1,74\% \pm 0,88$ DE en el 2001 a $0,18\% \pm 0,23$ DE en el 2007 (Alcolado *et al.*, 2009b).

El porcentaje de mortalidad reciente de los corales en el conjunto de arrecifes evaluados en el golfo de Cazones en el 2010 fue bajo ($0,5\%$ como promedio)

(Caballero *et al.*, 2010). En el 2012, el promedio del porcentaje de mortalidad reciente de los corales en las crestas arrecifales también fue bajo (menor que un 2%), lo que constituye un resultado alentador para la salud del arrecife de esta área (Caballero *et al.*, 2012). De manera general, en las crestas arrecifales evaluadas, el porcentaje de mortalidad reciente de los corales se ha mantenido bajo durante el período 2001-2012 (Fig. 4). Según McField & Kramer (2007) y Alcolado & Durán (2011) un arrecife de coral con una mortalidad reciente menor o igual a un 2% , es considerada como baja, y es un indicio de un arrecife saludable desde ese punto de vista.

.Porcentaje de corales con blanqueamiento y enfermedades microbianas

El porcentaje de corales con blanqueamiento en el período 2001-2012 en las crestas arrecifales evaluadas en el golfo de Cazones fue nulo (Tabla 3). Estos resultados no implican necesariamente que no haya ocurrido blanqueamiento durante esos años, ya que los muestreos desafortunadamente no coincidieron con los meses en que se alcanza el mayor número acumulado de semanas calientes (DHW, *por sus siglas en inglés*) que es entre septiembre y octubre.

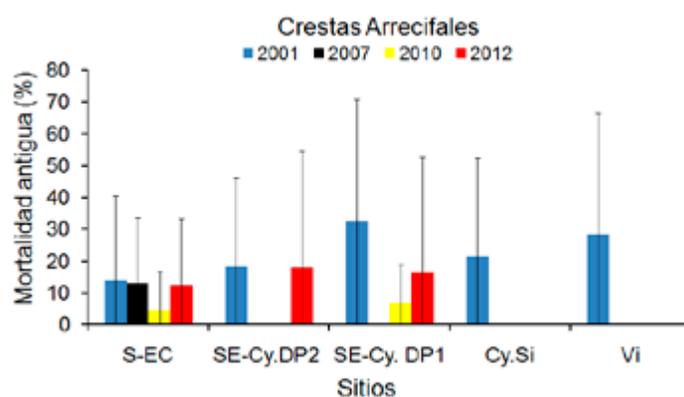


Figura 3. Porcentaje de mortalidad antigua de la superficie de los corales en las crestas arrecifales en el período 2001-2012. Se representa la media \pm desviación estándar. El significado de las siglas se encuentra en el anexo 1. Fuentes de los datos: 2001 (datos del Archivo Científico del Instituto de Oceanología; www.agrra.org); 2007 (Alcolado *et al.*, 2009b); 2010 y 2012 (datos del proyecto: Diagnóstico de comunidades bióticas focales en arrecifes coralinos de Cuba dirigido a la afectación por huracanes)

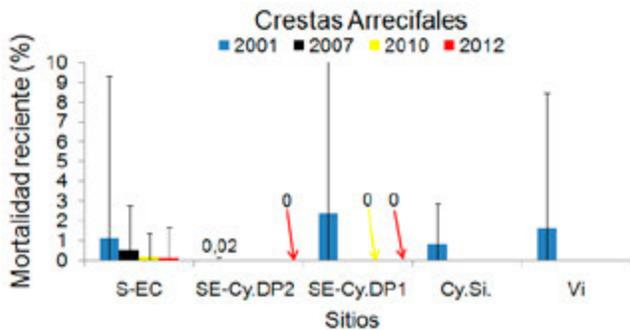


Figura 4. Porcentaje de mortalidad parcial reciente en la superficie de los corales en las crestas arrecifales durante el período 2001-2012. Se representa la media \pm desviación estándar. Las flechas en amarillo y en rojo indican la mortalidad reciente en los años 2010 y 2012, respectivamente. El significado de las siglas se encuentra en el anexo 1. Fuentes de los datos: 2001 (datos del Archivo Científico del Instituto de Oceanología; www.agrra.org); 2007 (Alcolado *et al.*, 2009b); 2010 y 2012 (datos del proyecto: Diagnóstico de comunidades bióticas focales en arrecifes coralinos de Cuba dirigido a la afectación por huracanes)

Por ejemplo, Alcolado *et al.* (2001a) realizaron los muestreos en marzo de 2001, Caballero *et al.* (2010) en abril de 2010 y Caballero *et al.* (2012) en junio de 2012. Al respecto, Alcolado *et al.* (2013) señalan que la ausencia de blanqueamiento en los muestreos de junio de 2012 posiblemente se deba a que se realizaron a principios del verano, y además, el satélite NOAA/NESDIS no mostraba en áreas cercanas indicios de puntos calientes (hotspots) ni de número acumulado de semanas calientes (DHW, *por sus siglas en inglés*) de la superficie del mar (<http://www.ospo.noaa.gov/Products/ocean/cb/dhw/index.htm>).

Las enfermedades más frecuentes en las crestas arrecifales al sur y este del golfo de Batabanó en el 2001 fueron del tipo de las blancas (Alcolado *et al.*, 2001a). Según Alcolado *et al.* (2010) en esta misma región la banda blanca se detectó en 1,3% con respecto a las colonias vivas de *A. palmata*. En menor cuantía estuvo presente la banda negra en corales masivos (p. ej. *Orbicella* sp. y *Diploria* sp.) (Alcolado *et al.*, 2001a). Por su parte, Alcolado *et al.* (2009b) plantean que el porcentaje promedio de corales con enfermedades fue bajo en las crestas al sur y este del golfo de Batabanó, y no varió de manera significativa entre el 2001 y 2007 (2,56% \pm 1,44 DE en el 2001 a 0,71% \pm 1,43 DE en el 2007). La incidencia de enfermedades microbianas en los corales pétreos en

las crestas arrecifales fue nula tanto en el tramo norte del golfo de Cazonos como en el archipiélago de los Canarreos (Alcolado *et al.*, 2013). Sin embargo, en las evaluaciones del 2001, las enfermedades microbianas en los corales fueron notorias en el archipiélago de los Canarreos (Alcolado *et al.*, 2001a). De manera general, las enfermedades microbianas en los corales durante el período 2001-2012 fueron escasas en las crestas del golfo de Cazonos (Tabla 3).

Densidad de reclutas de coral y del erizo negro *D. antillarum*

La densidad de reclutas de coral en las crestas arrecifales al sur y este del golfo de Batabanó tendió a ser mayor hacia el noreste, y los reclutas de *A. palmata* fueron muy escasos (Alcolado *et al.*, 2001a). Según Alcolado *et al.* (2013) la densidad promedio de reclutas de coral en el 2012 no presentó diferencias significativas entre las crestas arrecifales del golfo de Cazonos y el archipiélago de los Canarreos, aunque fue visiblemente mayor en Nirvana (Tabla 4). De manera general, la densidad de reclutas de coral ha sido mayor en Nirvana durante el período 2001-2012 (Tabla 4).

La abundancia del erizo negro *D. antillarum* fue mayor hacia el este del golfo de Batabanó y sobre todo hacia el norte del golfo de Cazonos (Alcolado *et al.*, 2001a). A partir de los muestreos realizados en el 2001 en el golfo de Cazonos, Alcolado *et al.* (2010) reportaron que la densidad promedio de *D. antillarum* en las crestas arrecifales fue de 0,18 individuos/m² \pm 0,07 EE. Según estos autores, la densidad de *D. antillarum* fue de 6-100 veces mayor en las crestas arrecifales a lo largo del margen de Cazonos (media: 0,45 \pm 0,13 ind./m²) que en las crestas al sur del golfo de Batabanó (media: 0,004-0,07 ind./m²). En el 2001, Nirvana tuvo la mayor densidad de *D. antillarum* (media: 1,67 \pm 0,18 ind./m²) en comparación con las crestas al sur y este del golfo de Batabanó (Tabla 4). La segunda mayor densidad se encontró en las crestas arrecifales en los márgenes del golfo de Cazonos entre los cayos Diego Pérez y Blanco (media: 0,33-0,83 ind./m²). Sin embargo, en las crestas arrecifales localizadas más al sur, la densidad de *D. antillarum* fue muy baja (Tabla 4) (Alcolado *et al.*, 2010).

La densidad de *D. antillarum* se mantuvo muy baja en el conjunto de las crestas evaluadas al sur y

Tabla 3. Porcentaje de corales con blanqueamiento y enfermedades microbianas (BB: banda blanca y MB: manchas blancas) en las crestas arrecifales en el período 2001-2012. Fuentes de los datos: 2001 y 2007 (datos del Archivo Científico del Instituto de Oceanología; www.agrra.org); 2010 (datos del proyecto: Diagnóstico de comunidades bióticas focales en arrecifes coralinos de Cuba dirigido a la afectación por huracanes) y 2012 (Caballero *et al.*, 2012)

AÑOS	2001	2007	2010	2012
Crestas arrecifales	Blanqueamiento (%)			
Sur de la ensenada de Cazonos (Nirvana)	0	0	0	0
Sureste de cayo Diego Pérez 2	0	*	*	0
Sureste de cayo Diego Pérez 1 (Faro)	0	*	0	0
Cayo Sigua	0	*	*	*
Vizcaínos	0	*	*	*
Crestas arrecifales	Enfermedades Microbianas (%)			
Sur de la ensenada de Cazonos (Nirvana)	0	2,9 (BB); 4,3 (MB)	1,8 (MB)	0
Sureste de cayo Diego Pérez 2	0	*	*	0
Sureste de cayo Diego Pérez 1 (Faro)	0	*	0	0
Cayo Sigua	0	*	*	*
Vizcaínos	0	*	*	*

*No existe información. Las manchas blancas detectadas en los corales no se pudieron diferenciar si fue viruela blanca o la depredación de los moluscos del género *Coralliophila*

Tabla 4. Densidad de reclutas de coral (colonias/m²) y del erizo negro *D. antillarum* (individuos/10 m²) en las crestas arrecifales en el período 2001-2012. Se representa la media \pm desviación estándar. Fuentes de los datos: 2001 y 2007 (datos del Archivo Científico del Instituto de Oceanología; www.agrra.org) y 2012 (datos del proyecto: Diagnóstico de comunidades bióticas focales en arrecifes coralinos de Cuba dirigido a la afectación por huracanes)

AÑOS	2001	2007	2012
Crestas arrecifales	Densidad de reclutas de coral (colonias/m²)		
Sur de la ensenada de Cazonos (Nirvana)	6 \pm 11,9	0 \pm 0	2,8 \pm 9,8
Sureste de cayo Diego Pérez 2	2,9 \pm 6,3	*	0,4 \pm 2,4
Sureste de cayo Diego Pérez 1 (Faro)	5,8 \pm 9,3	*	0,7 \pm 4,8
Cayo Sigua	2 \pm 5,4	*	*
Vizcaínos	0,9 \pm 3,8	*	*
Crestas arrecifales	Densidad de <i>D. antillarum</i> (individuos/10 m²)		
Sur de la ensenada de Cazonos (Nirvana)	11,6 \pm 4,5	36 \pm 31,8	7,7 (**)
Sureste de cayo Diego Pérez 2	3,3 \pm 2,9	*	4,5 (**)
Sureste de cayo Diego Pérez 1 (Faro)	8,3 \pm 2,3	*	10,8 (**)
Cayo Sigua	5,8 \pm 2,9	*	*
Vizcaínos	0 \pm 0	*	*

*No existe información.
 **Por error de anotación en el muestreo no se pudo calcular la desviación estándar.

este del golfo de Batabanó y no mostró diferencias significativas entre el 2001 y 2007 ($0,3 \pm 0,6$ ind./m² en el 2001 y $0,9 \pm 1,8$ ind./m² en el 2007) (Alcolado *et al.*, 2009b). Estos autores señalan que en Nirvana hubo un incremento en la densidad de *D. antillarum* entre el 2001 y 2007 (de 1,17 ind./m² en el 2001 a 3,6 ind./m² en el 2007; Tabla 4), aunque no fue estadísticamente significativo. De manera general, la densidad de *D. antillarum* durante el período 2001-2012 en Nirvana ha sido superior que en el resto de las crestas del golfo de Cazones (Tabla 4).

.Porcentaje de cobertura, altura promedio e índice de macroalgas

De manera general, la abundancia de macroalgas carnosas tendió a ser inferior al este del golfo de Batabanó (entre el norte del cayo Dios y el sur de la ensenada de Cazones) (Alcolado *et al.*, 2001a). Por su parte, Alcolado *et al.* (2010) reportaron que en las crestas arrecifales del golfo de Cazones la abundancia de macroalgas carnosas fue inferior que en otras subregiones del golfo de Batabanó (Cazones: 5,02% $\pm 2,1\%$; Canarreos: 27,6% $\pm 5,8\%$; Isla de la Juventud: 23,9% $\pm 4,0\%$). Según Caballero *et al.* (2010), los géneros y especies más abundantes de algas en los arrecifes del golfo de Cazones fueron *Dictyota* sp., *Halimeda* sp., *Laurencia* sp. y *Lobophora variegata* (Lamouroux) Womersley ex Oliveira. Estos autores señalan que la cobertura de macroalgas carnosas y calcáreas en las crestas en el 2010 fue nula, y solo encontraron algas costrosas (Tabla 5).

En las crestas arrecifales más al norte del golfo de Cazones (S-EC; SE-Cy.DP2 y SE-Cy.DP1) las macroalgas carnosas y las calcáreas estuvieron prácticamente ausentes en el 2012 (Tabla 5) (Alcolado *et al.*, 2013). En dichas crestas, estos autores encontraron los menores índices de macroalgas carnosas y calcáreas, y la mayor cobertura de algas costrosas, en comparación con las evaluadas en el archipiélago de los Canarreos. Desde el 2001, esta situación era similar (Alcolado *et al.*, 2001a). Entre 2001 y 2012, se ha reportado baja cobertura, altura promedio e índice de macroalgas carnosas y calcáreas, y elevada cobertura de macroalgas costrosas en las tres crestas arrecifales más al norte del golfo de Cazones (Tabla 5). En el 2001, en las crestas arrecifales más al sur (Cy.Si y Vi), la cobertura, altura promedio

e índice de macroalgas carnosas y calcáreas fueron superiores, mientras que fue menor la cobertura de macroalgas costrosas en comparación con las tres crestas localizadas más al norte (Tabla 5). No sabemos si esta situación ha cambiado por la falta de información actualizada que existe en las crestas Cy.Si y Vi (Tabla 5).

Tabla 5. Porcentaje de cobertura, altura promedio (cm) e índice de macroalgas en las crestas arrecifales en el período 2001-2012. Se representa la media \pm desviación estándar. Car= macroalgas carnosas, Cal= macroalgas calcáreas articuladas y Cost= macroalgas costrosas. El significado de las siglas se encuentra en el anexo 1. Fuentes de los datos: 2001 y 2007 (datos del Archivo Científico del Instituto de Oceanología; www.agrra.org), 2010 (Caballero *et al.*, 2010) y 2012 (datos del proyecto: Diagnóstico de comunidades bióticas focales en arrecifes coralinos de Cuba dirigido a la afectación por huracanes)

años	Porcentaje de cobertura de macroalgas (%)											
	2001			2007			2010			2012		
Crestas	Car	Cal	Cost	Car	Cal	Cost	Car	Cal	Cost	Car	Cal	Cost
S-EC	0	0	35 \pm 26,7	0	0	0	0	0	45	0,2 \pm 1,5	0	46,2 \pm 25,6
SE-Cy.DP2	1,2 \pm 3	1,6 \pm 2,8	35,7 \pm 28,8	*	*	*	*	*	*	0	0,9 \pm 4,7	67,4 \pm 23,9
SE-Cy.DP1	0	0,8 \pm 2,6	20 \pm 24,3	*	*	*	0	0	40	0	0	69,7 \pm 22,6
Cy.Si	1,3 \pm 2,5	2,4 \pm 3,8	32,9 \pm 23,3	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Vi	21,9 \pm 23,6	3,5 \pm 7,4	8,6 \pm 10,7	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Altura promedio de las macroalgas (cm)												
CRESTAS	Car	Cal	Cost	Car	Cal	Cost	Car	Cal	Cost	Car	Cal	Cost
S-EC	0	0	**	0	0	**	0	0	**	4 ⁺	0	**
SE-Cy.DP2	3,3 \pm 1,3	1,4 \pm 0,5	**	*	*	**	*	*	**	0	4 \pm 0	**
SE-Cy.DP1	0	2 \pm 0	**	*	*	**	0	0	**	0	0	**
Cy.Si	2,2 \pm 1,4	1,7 \pm 0,8	**	*	*	**	*	*	**	*	*	**
Vi	1,8 \pm 0,8	2,1 \pm 0,8	**	*	*	**	*	*	**	*	*	**
Índice de macroalgas												
CRESTAS	Car	Cal	Cost	Car	Cal	Cost	Car	Cal	Cost	Car	Cal	Cost
S-EC	0	0	**	0	0	**	0	0	**	0,8 ⁺	0	**
SE-Cy.DP2	3,8	2,3	**	*	*	**	*	*	**	0	3,6	**
SE-Cy.DP1	0	1,7	**	*	*	**	0	0	**	0	0	**
Cy.Si	2,7	4,1	**	*	*	**	*	*	**	*	*	**
Vi	38,9	7,3	**	*	*	**	*	*	**	*	*	**

* No existe información.

** La altura promedio e índice de macroalgas costrosas no se calculan.

⁺ Altura e índice de macroalgas carnosas en un solo cuadrado de los 45 muestreados donde las macroalgas aparecieron.

Arrecifes frontales del golfo de Cazones

Cobertura viva de coral

El porcentaje de cobertura viva de coral en los arrecifes frontales al sur y este del golfo de Batabanó varió de 2,3% a 39,6% (media: 19,4% \pm 1,2%) (Alcolado *et al.*, 2010). Estos autores no encontraron diferencias significativas en la cobertura viva de coral entre los arrecifes frontales del golfo de Cazones, el archipiélago de los Canarreos y la Isla de la Juventud. Por su parte, Alcolado *et al.* (2001a) señalan que los arrecifes frontales con mayor cobertura coralina (mayor que 20%) se observaron al oeste de Punta Francés, Cayo Campos, norte de Cayo Dios, Médano Vizcaíno, Cayo Blanco, Cayo Sigua, Cayo Diego Pérez y sur y suroeste de la ensenada de Cazones.

La cobertura viva de coral en los arrecifes frontales del golfo de Cazones promedió 23% en el 2010, y alcanzó un valor máximo de 29,3% en el cayo Diego Pérez en el 2012 (Caballero *et al.*, 2010; Caballero *et al.*, 2012). Según Alcolado *et al.* (2009b) la

cobertura viva de coral en el arrecife frontal al sur de la ensenada de Cazones disminuyó de manera significativa un 14% entre el 2001 y el 2007, aunque a partir del 2007 se ha observado una tendencia al incremento de la cobertura coralina en ese sitio (Fig. 5). De manera general, la cobertura viva de coral en los arrecifes frontales del golfo de Cazones en el año 2001 tendió a ser superior en Cayo Blanco (Cy.BI) (Fig. 5). No obstante, por la falta de información más actualizada no se puede conocer si esa tendencia se ha mantenido durante el período 2001-2012. En el arrecife frontal al este del cayo Diego Pérez (E-Cy.DP), la cobertura viva de coral disminuyó un 5,5% entre el 2001 y el 2012, mientras que al sureste del cayo Diego Pérez 2 (SE-Cy.DP2) se incrementó un 8,1% (Fig. 5). En el arrecife frontal al sureste del cayo Diego Pérez 1 (SE-Cy.DP1), la cobertura coralina se ha mantenido relativamente estable en el período 2001-2012, y de manera general, en los arrecifes frontales del golfo de Cazones no han ocurrido grandes disminuciones de esa variable (Fig. 5).

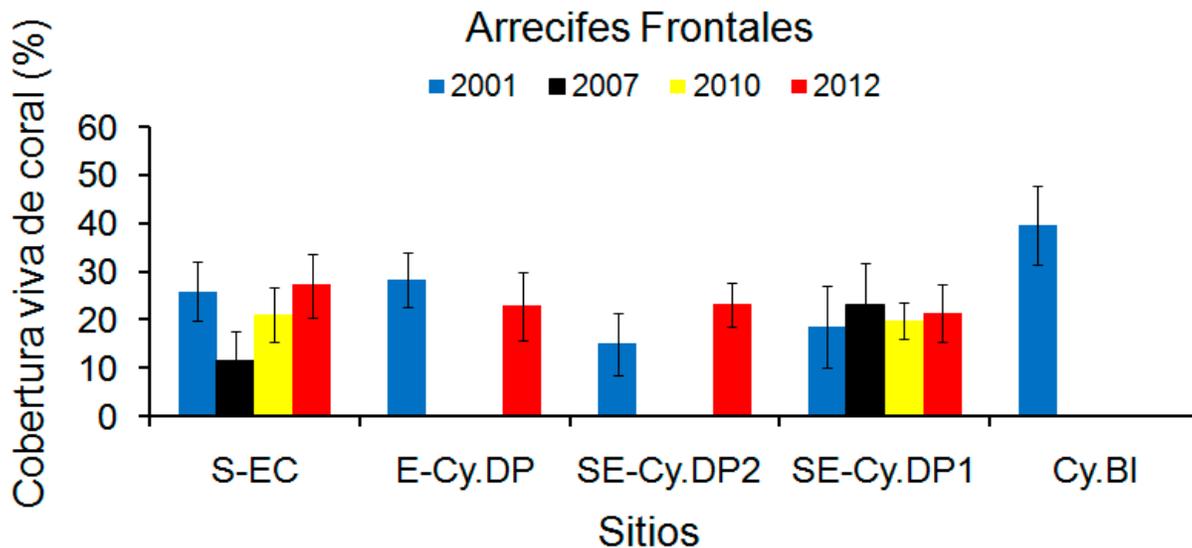


Figura 5. Cobertura viva de coral (%) en los arrecifes frontales del golfo de Cazones. Se representa la media \pm desviación estándar. El significado de las siglas se encuentra en el anexo 1. Fuentes de los datos: 2001 y 2007 (datos del Archivo Científico del Instituto de Oceanología; www.agrra.org); 2010 y 2012 (datos del proyecto: Diagnóstico de comunidades bióticas focales en arrecifes coralinos de Cuba dirigido a la afectación por huracanes)

.Abundancia relativa (%) y riqueza de especies de corales

La información sobre la abundancia relativa (%) de las especies de corales en los arrecifes frontales del golfo de Cazonos se realizó con el conjunto de especies que sumaron aproximadamente 95%. Para este cálculo, se excluyeron las colonias con 100% de mortalidad antigua (o sea, las colonias en pie totalmente muertas). De manera general, en los arrecifes frontales evaluados en el año 2001 al sur y este del golfo de Batabanó, el 40,1% estuvo formado por el complejo de especies *O. annularis* y *Montastraea cavernosa* Linnaeus, 1767. *Siderastrea siderea* (Ellis & Solander, 1786) estuvo presente en todos los arrecifes frontales, mientras que *Agaricia undata* (Ellis & Solander, 1786), *Isophyllia sinuosa* (Ellis & Solander, 1786), *Mycetophyllia ferox* (Wells, 1973), *Scolymia lacera* (Pallas, 1766) y *Solesnastrea bournoni* (M. Edwards & Haime, 1850) sólo se registraron en un arrecife (Alcolado *et al.*, 2010).

Acropora cervicornis (Lamarck, 1816) estuvo entre los corales más abundantes en los arrecifes del Caribe en profundidades inferiores a 20 m desde el último millón de años hasta la década de 1970 y 1980 (Geister, 1977; Jackson, 1994; Pandolfi, 2002; Pandolfi & Jackson, 2006). Según Zlatarski & Martínez-Estalella (1982), *A. cervicornis* fue abundante en los arrecifes frontales al sur y este del golfo de Batabanó en la década de 1970. Sin embargo, Alcolado *et al.* (2010) en el 2001, observaron en muchos arrecifes frontales de esa área macizos muertos de esta especie, lo que refleja que los arrecifes frontales ya en esa fecha habían sufrido cambios en el predominio de las especies. También en los arrecifes frontales del golfo de Cazonos, la abundancia de esa especie en el período 2001-2012 fue prácticamente nula, con la excepción de las pocas colonias observadas en el 2001 en los arrecifes frontales al sureste del cayo Diego Pérez 1 (dos colonias) y Cayo Blanco (cuatro colonias). Esta disminución en la abundancia de *A. cervicornis* en los arrecifes frontales coincide con la pérdida de colonias de esta especie a lo largo del mar Caribe (Aronson & Precht, 2001; Weil & Rogers, 2011; Jackson *et al.*, 2014). Por su parte, Alcolado *et al.* (2009b) también observaron notables cambios en el patrón del predominio de las especies en los arrecifes frontales al sur y este del golfo de Batabanó (al comparar los muestreos del 2001 y el 2007), ya que

el predominio de *O. annularis* (complejo de especies), *Diploria strigosa* (Houttuyn, 1772) y *Agaricia agaricites* (Lamarck, 1758) fue desplazado por el aumento de *P. astreoides* y *S. siderea*.

La riqueza de especies en los arrecifes frontales del golfo de Cazonos en el año 2001 fue mayor al norte de los cayos Vizcaínos, en Cayo Blanco, entre los cayos Sigua y Diego Pérez, al sureste y este del cayo Diego Pérez y al sur y al noreste de la ensenada de Cazonos (Alcolado *et al.*, 2001a). Las especies dominantes en los arrecifes frontales fueron *S. siderea*, *Orbicella faveolata* (Ellis & Solander, 1786), *A. agaricites* y *P. astreoides*, las que en conjunto representan un 63% (Caballero *et al.*, 2010). La riqueza de especies en el 2012 varió de 14 a 23, con un total de 33 especies (Caballero *et al.*, 2012).

El complejo de especies *O. annularis* se reconoce como el principal constructor de los arrecifes frontales del Caribe y es un indicador de favorabilidad ambiental (Kramer, 2003; McField & Kramer, 2007). Entre 2001 y 2010, en el arrecife frontal al sur de la ensenada de Cazonos (S-EC) el predominio de *O. annularis* (complejo de especies) fue desplazado por el incremento de las especies oportunistas *S. siderea* y *P. astreoides* (Tabla 6a). Sin embargo, en los muestreos realizados en el 2012, se observa una recuperación en la abundancia de *O. annularis* (complejo de especies), y una disminución en la abundancia de *S. siderea*. No obstante, es importante señalar que la abundancia relativa de *P. astreoides* se incrementó en el 2012, e incluso alcanzó el valor máximo reportado para esta especie entre el 2001 y 2012 (Tabla 6a). La mayor riqueza de especies se detectó en el año 2010 (Tabla 6a).

Tabla 6a. Abundancia relativa (%) y riqueza de especies de corales en el arrecife frontal al sur de la ensenada de Cazonos (S-EC) durante el período 2001-2012. Fuentes de los datos: 2001 y 2007 (datos del Archivo Científico del Instituto de Oceanología; www.agrra.org); 2010 y 2012 (datos del proyecto: Diagnóstico de comunidades bióticas focales en arrecifes coralinos de Cuba dirigido a la afectación por huracanes)

Arrecife frontal al sur de la ensenada de Cazonos (S-EC)				
Especies	2001	2007	2010	2012
<i>Orbicella annularis</i> (complejo de especies)	38,4	23,3	14,1	37,7
<i>Siderastrea siderea</i>	17,2	30,1	30,9	7,9
<i>Porites astreoides</i>	9,1	21,4	20,1	26,2
<i>Agaricia agaricites</i>	6,1	6,8	4	7,9
<i>Montastraea cavernosa</i>	6,1	5,8	8,1	0,5
<i>Porites porites</i>	6,1	1,9	4	5,8
<i>Porites furcata</i>	0,0	2,9	7,4	2,6
<i>Stephanocoenia intersepta</i>	3,0	0,0	1,3	3,1
<i>Diploria strigosa</i>	4,0	1,9	0,7	0
<i>Colpophyllia natans</i>	2,0	1,0	0,0	1,6
<i>Diploria labyrinthiformis</i>	2,0	0,0	1,3	0,0
<i>Dichocoenia stokesi</i>	0,0	1,9	0,7	0,5
Número de colonias	99	103	149	191
Riqueza de especies	17	15	20	18

Según Alcolado *et al.* (2009b) la cobertura viva de coral por sí sola no necesariamente representa estados estables integrales y favorables en los arrecifes coralinos. Un ejemplo de esto es el arrecife frontal al este del cayo Diego Pérez (E-Cy.DP) donde solo se ha perdido un 5,5% de cobertura viva de coral entre el 2001 y el 2012 (Fig. 5), pero el patrón en el predominio de las especies ha cambiado (Tabla 6b). El predominio de *O. annularis* (complejo de especies) entre el 2001 y el 2012 ha disminuido hasta 6 veces, mientras que la abundancia relativa de la especie oportunista *S. siderea* se ha duplicado, el de *Stephanocoenia intersepta* (Lamarck, 1816) se ha incrementado hasta más de 10 veces y el de *P. astreoides* se ha mantenido relativamente constante (Tabla 6b). La riqueza de especies fue superior en el 2012, lo que puede estar influenciado por el mayor número de colonias contadas (Tabla 6b).

Tabla 6b. Abundancia relativa (%) y riqueza de especies de corales en el arrecife frontal al este del cayo Diego Pérez (E-Cy.DP) durante el período 2001-2012. Fuentes de los datos: 2001 (datos del Archivo Científico del Instituto de Oceanología; www.agrra.org) y 2012 (datos del proyecto: Diagnóstico de comunidades bióticas focales en arrecifes coralinos de Cuba dirigido a la afectación por huracanes)

Arrecife frontal al este del cayo Diego Pérez (E-Cy.DP)		
Especies	2001	2012
<i>Siderastrea siderea</i>	15,7	33,8
<i>Orbicella annularis</i> (complejo de especies)	41,5	6,9
<i>Porites astreoides</i>	10,1	9,8
<i>Agaricia agaricites</i>	4,5	13,2
<i>Montastraea cavernosa</i>	10,1	4,4
<i>Stephanocoenia intersepta</i>	1,1	12,8
<i>Porites porites</i>	3,4	1,5
<i>Millepora alcicornis</i>	3,4	0,9
<i>Agaricia tenuifolia</i>	0	3,9
<i>Diploria strigosa</i>	2,2	0
<i>Diploria labyrinthiformis</i>	2,2	0
<i>Mycetophyllia danaana</i>	2,2	0
<i>Agaricia lamarcki</i>	0	1,9
<i>Isophyllia sinuosa</i>	0	1,9
<i>Porites furcata</i>	0	1,9
<i>Siderastrea radians</i>	0	1,9
Número de colonias	89	204
Riqueza de especies	16	21

La abundancia relativa de *O. annularis* (complejo de especies) también disminuyó entre el 2001 y el 2012 en el arrecife frontal al sureste del cayo Diego Pérez 2 (SE-Cy.DP2), en favor de un incremento de la especie oportunista *S. siderea* (Tabla 6c). Este arrecife constituye otro ejemplo de que la cobertura viva de coral por sí sola no representa un estado favorable en el arrecife, ya que a pesar de que esta variable se incrementó entre 2001 y 2012 (Fig. 5), el predominio de las especies ha cambiado. La mayor riqueza de especies detectada en el 2012 puede deberse en parte al mayor número de colonias contadas (Tabla 6c).

Tabla 6c. Abundancia relativa (%) y riqueza de especies de corales en el arrecife frontal al sureste del cayo Diego Pérez 2 (SE-Cy.DP2) durante el período 2001-2012. Fuentes de los datos: 2001 (datos del Archivo Científico del Instituto de Oceanología; www.agrra.org) y 2012 (datos del proyecto: Diagnóstico de comunidades bióticas focales en arrecifes coralinos de Cuba dirigido a la afectación por huracanes)

Arrecife frontal al sureste de cayo Diego Pérez 2 (SE-Cy.DP2)		
Especies	2001	2012
<i>Orbicella annularis</i> (complejo de especies)	39,3	29,0
<i>Siderastrea siderea</i>	11,9	24,5
<i>Porites astreoides</i>	19,0	14,5
<i>Agaricia agaricites</i>	9,5	8,0
<i>Porites porites</i>	3,6	5,5
<i>Stephanocoenia intersepta</i>	3,6	5,0
<i>Montastraea cavernosa</i>	4,8	2,5
<i>Porites furcata</i>	1,2	2,5
<i>Madracis mirabilis</i>	2,4	0,5
<i>Diploria labyrinthiformis</i>	1,2	1,0
<i>Agaricia tenuifolia</i>	0,0	2,0
Número de colonias	84	200
Riqueza de especies	15	22

En el arrecife frontal al sureste del cayo Diego Pérez 1 (SE-Cy.DP1), el predominio de *O. annularis* (complejo de especies) disminuyó entre el 2001 y el 2007, mientras que aumentó la abundancia relativa de las especies oportunistas *S. siderea* y *P. astreoides* (Tabla 6d). No obstante, la abundancia relativa de *O. annularis* ha tendido a recuperarse (aunque sin alcanzar el predominio que tuvo en el 2001), pero la abundancia relativa de *S. siderea* en el 2007, 2010 y 2012 continúa siendo más elevada que en el 2001 y la de *P. astreoides* se ha incrementado de manera constante desde el 2001 al 2012 (Tabla 6d). La riqueza de especies fue mayor en los años 2010 y 2012, lo que coincide con la mayor cantidad de colonias contadas (Tabla 6d).

Tabla 6d. Abundancia relativa (%) y riqueza de especies de corales en el arrecife frontal al sureste del cayo Diego Pérez 1 (SE-Cy.DP1) durante el período 2001-2012. Fuentes de los datos: 2001 y 2007 (datos del Archivo Científico del Instituto de Oceanología; www.agrra.org); 2010 y 2012 (datos del proyecto: Diagnóstico de comunidades bióticas focales en arrecifes coralinos de Cuba dirigido a la afectación por huracanes)

Arrecife frontal al sureste de cayo Diego Pérez 1 (SE-Cy.DP1)				
Especies	2001	2007	2010	2012
<i>Siderastrea siderea</i>	15,2	35,5	20	22,9
<i>Orbicella annularis</i> (complejo de especies)	26,6	13	23,3	21,9
<i>Agaricia agaricites</i>	13,9	22,6	23,9	16,7
<i>Porites astreoides</i>	5,1	8,1	10	12,6
<i>Porites porites</i>	11,4	4,8	3,3	5,2
<i>Stephanocoenia intersepta</i>	2,5	4,8	3,3	4,6
<i>Montastraea cavernosa</i>	7,6	0	3,9	1,2
<i>Millepora alcicornis</i>	1,3	4,8	0	3,5
<i>Porites furcata</i>	1,3	0	1,1	2,9
<i>Diploria labyrinthiformis</i>	2,5	0	0,6	1,2
<i>Colpophyllia natans</i>	2,5	0	0,6	0,6
<i>Manicina areolata</i>	0	0	2,2	1,2
<i>Mycetophyllia danaana</i>	2,5	0	0,6	0
<i>Agaricia lamarcki</i>	0	1,6	1,1	0
<i>Acropora cervicornis</i>	2,5	0	0	0
<i>Mycetophyllia lamarckiana</i>	1,3	0	1,1	0
<i>Agaricia tenuifolia</i>	0	0	0	1,7
Número de colonias	79	62	180	174
Riqueza de especies	19	12	25	21

En el arrecife frontal de Cayo Blanco se detectaron 16 especies de corales en el 2001, y la más abundante fue *O. annularis* (complejo de especies), seguida por *P. astreoides* y *A. agaricites* (Tabla 6e). Desafortunadamente, no existen más datos que nos permitan conocer que ha sucedido con el predominio de las especies en ese arrecife.

Tabla 6e. Abundancia relativa (%) y riqueza de especies de corales en el arrecife frontal de Cayo Blanco (Cy.BI) en el 2001. Fuentes de los datos: 2001 (datos del Archivo Científico del Instituto de Oceanología; www.agrra.org)

Arrecife frontal de cayo Blanco (Cy.BI)	
Especies	2001
<i>Orbicella annularis</i> (complejo de especies)	38,2
<i>Porites astreoides</i>	15,1
<i>Agaricia agaricites</i>	10,8
<i>Siderastrea siderea</i>	9,4
<i>Montastraea cavernosa</i>	7,9
<i>Stephanocoenia intersepta</i>	4,3
<i>Diploria labyrinthiformis</i>	3,6
<i>Porites porites</i>	3,6
<i>Acropora cervicornis</i>	2,9
Número de colonias	139
Riqueza de especies	16

.Diámetro máximo y densidad lineal de corales

El promedio del diámetro máximo y de la densidad de corales fue calculado incluyendo las colonias de coral con 100% de mortalidad antigua (o sea, las colonias en pie totalmente muertas). Para ambos cálculos se emplearon todas las colonias de coral mayor que 10 cm de diámetro.

El promedio del diámetro máximo de los corales no presentó una tendencia geográfica en los arrecifes frontales al sur y este del golfo de Batabanó (Alcolado *et al.*, 2001a). Estos autores reportaron que al este y oeste de Punta Francés, al este de Playa Larga, Cayo Hicacos, Cayo Campos, Cayo Rico, Hijos de Los Ballenatos, norte de Cayo Dios, Médano de Vizcaínos, Cayo Blanco, desde Cayo Sigua hasta el norte de Cayo Diego Pérez y el extremo norte del golfo de Cazonos tuvieron corales con más de 30 cm de diámetro máximo promedio.

El diámetro máximo promedio de los corales en los arrecifes frontales del golfo de Cazonos fue 26,4 cm (Caballero *et al.*, 2012). Estos autores señalan que el complejo de especies *O. annularis* promedió un diámetro máximo de 29,8 cm \pm 19,4 DE. Por su parte, Alcolado *et al.* (2009b) encontraron una reducción significativa del diámetro máximo de los corales entre el 2001 y el 2007 en el arrecife frontal al sur de la ensenada de Cazonos (Tabla 7). Sin embargo, a partir del 2007 el diámetro máximo de los corales tendió a aumentar en ese sitio, pero sin llegar a alcanzar los valores del 2001 (Tabla 7). En el resto de los arrecifes frontales, el diámetro máximo de los corales ha disminuido durante el período 2001-2012. En Cayo Blanco, por falta de información no se puede determinar el comportamiento temporal de esta variable (Tabla 7).

Tabla 7. Diámetro máximo (cm) y densidad lineal de corales (colonias/10 m) en los arrecifes frontales en el período 2001-2012. Se representa la media \pm desviación estándar. Fuentes de los datos: 2001 y 2007 (datos del Archivo Científico del Instituto de Oceanología; www.agrra.org); 2010 y 2012 (datos del proyecto: Diagnóstico de comunidades bióticas focales en arrecifes coralinos de Cuba dirigido a la afectación por huracanes)

Diámetro máximo (todos > 10 cm)				
Arrecifes frontales	2001	2007	2010	2012
Sur de la ensenada de Cazonos	42,1 \pm 37,8	27,3 \pm 15,7	28,2 \pm 15,6	33 \pm 21
Este de cayo Diego Pérez	39,1 \pm 23,1	*	*	22,9 \pm 14,6
Sureste de cayo Diego Pérez 2	47,9 \pm 37,6	*	*	28,5 \pm 20,5
Sureste de cayo Diego Pérez 1	33,7 \pm 21,1	27,7 \pm 19,4	22,9 \pm 15,7	27,5 \pm 16,4
Cayo Blanco	46,5 \pm 30,9	*	*	*
Densidad de corales (colonias/10 m)				
Arrecifes frontales	2001	2007	2010	2012
Sur de la ensenada de Cazonos	17,2 \pm 6	17,3 \pm 4	9,9 \pm 2,3	12,9 \pm 3,1
Este de cayo Diego Pérez	15,5 \pm 2,4	*	*	13,6 \pm 3,6
Sureste de cayo Diego Pérez 2	17,2 \pm 3,4	*	*	13,4 \pm 2,4
Sureste de cayo Diego Pérez 1	13,3 \pm 2,5	10,3 \pm 3,1	12,1 \pm 2,3	11,9 \pm 2,5
Cayo Blanco	24,5 \pm 3,9	*	*	*
*No existe información				

La densidad de corales en los arrecifes frontales al sur y este del golfo de Batabanó fue elevada en los cayos Hicacos, Campo, Blanco, Diego Pérez y en la ensenada de Cazonos (Alcolado *et al.*, 2001a). Según Caballero *et al.* (2012) la densidad de corales en los arrecifes frontales del golfo de Cazonos varió de 9,4 colonias/10 m (a 10 m de profundidad al sur de la ensenada de Cazonos) a 14,5 colonias/10 m (a 20 m de profundidad al sureste del cayo Diego Pérez 1). En los arrecifes frontales evaluados, la densidad de corales mostró como tendencia una disminución en el período 2001-2012 (Tabla 7).

Porcentaje de mortalidad antigua y reciente

El promedio del porcentaje de mortalidad antigua de la superficie de los corales (incluyendo los corales 100% muertos en pie) al sur y este del golfo de Batabanó fue de moderado a elevado (entre 20% y 60%), y sin una tendencia geográfica (Alcolado *et al.*, 2001a). En el conjunto de arrecifes frontales evaluados al sur y este del golfo de Batabanó, la mortalidad antigua no varió

de manera significativa entre el 2001 (24,4% \pm 9,0%) y el 2007 (14% \pm 9,0%). Sin embargo, disminuyó de manera significativa un 11,4% al sur de la ensenada de Cazonos entre el 2001 y 2007 (Fig. 6) (Alcolado *et al.*, 2009b).

Por su parte, Alcolado *et al.* (2010) refieren que las colonias más pequeñas de las especies más comunes en los arrecifes frontales al sur y este del golfo de Batabanó, no presentaron mortalidad antigua, indicando poblaciones sanas en crecimiento. La mortalidad antigua en los arrecifes frontales del golfo de Cazonos varió entre 5% (en el cayo Ernest Thaelmann) y 12,2% (al este de la ensenada de Cazonos) (Caballero *et al.*, 2012).

Durante el período 2001-2012, la mortalidad antigua de los corales mostró como tendencia una disminución en los arrecifes frontales al sur de la ensenada de Cazonos (S-EC) y al este y sureste del cayo Diego Pérez (E-Cy.DP; SE-Cy.DP2; SE-Cy.DP1) (Fig. 6). Por falta de información no conocemos que ha ocurrido posterior al 2001 en Cayo Blanco (Fig. 6).

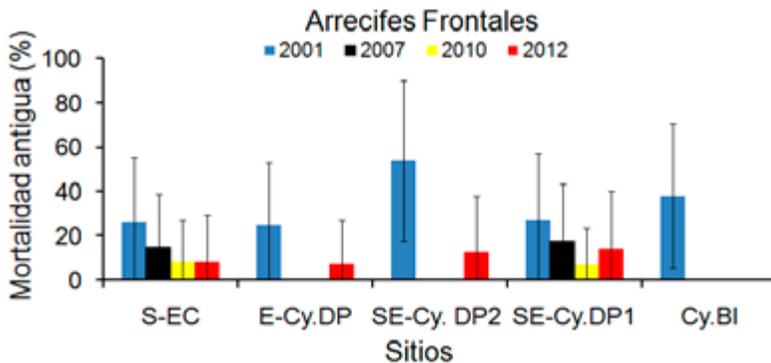


Figura 6. Porcentaje de mortalidad antigua de la superficie de los corales en los arrecifes frontales en el período 2001-2012. Se representa la media \pm desviación estándar. El significado de las siglas se encuentra en el anexo 1. Fuentes de los datos: 2001 y 2007 (datos del Archivo Científico del Instituto de Oceanología; www.agrra.org); 2010 y 2012 (datos del proyecto: Diagnóstico de comunidades bióticas focales en arrecifes coralinos de Cuba dirigido a la afectación por huracanes)

El promedio del porcentaje de mortalidad reciente en los arrecifes frontales al sur y este del golfo de Batabanó fue de bajo a moderado, con mayores valores hacia el extremo norte del golfo de Cazones (Alcolado *et al.*, 2001a). La mortalidad reciente promedio del conjunto de arrecifes frontales al sur y este del golfo de Batabanó descendió de manera no significativa de $2,5\% \pm 2,4\%$ a $0,7\% \pm 1,1\%$ entre el 2001 y 2007, respectivamente (Alcolado *et al.*, 2009b). Estos autores, tampoco encontraron diferencias significativas en la mortalidad reciente de los corales en el arrecife frontal al sur de la ensenada de Cazones entre el 2001 y 2007 (Fig. 7).

La mortalidad reciente de los corales en los arrecifes frontales del golfo de Cazones no sobrepasó 1,4% (valor máximo encontrado a 20 m en el cayo Calvario) (Caballero *et al.*, 2012), y se ha mantenido bastante baja durante el período 2001-2012, incluso llegó a ser nula en algunos sitios (Fig. 7). La mortalidad reciente en S-EC, E-Cy.DP y SE-Cy.DP1 fue baja durante el período 2001-2012, mientras que en el sitio SE-Cy.DP2 descendió hasta cero en el año 2012 (Fig. 7). En el arrecife frontal de Cayo Blanco solo se cuenta con la información del 2001 (Fig. 7).

Porcentaje de corales con blanqueamiento y enfermedades microbianas

En los muestreos realizados en el año 2001 a los arrecifes frontales al sur y este del golfo de Batabanó, no se observó que el blanqueamiento causara una afectación especie-específica, ni un patrón con respecto a la profundidad y zona geográfica (Alcolado *et al.*, 2010). Según Alcolado *et al.* (2009b) el blanqueamiento de coral en el 2006 en los arrecifes al sur y este del golfo de Batabanó no causó afectación de importancia, lo que

dedujeron a partir de la muy baja mortalidad reciente registrada en el 2007 (Fig. 7), y del reporte de la Red de Monitoreo Voluntario de Alerta Temprana de Arrecifes Coralinos de Cuba (www.proyesc.cu) que fue de bajo a moderado. Estos autores plantean, que el blanqueamiento como fenómeno inherente al cambio climático, no ha mostrado evidencia de haber tenido un impacto de consideración como el de los huracanes en los arrecifes frontales evaluados al sur y este del golfo de Batabanó entre el 2001 y 2007.

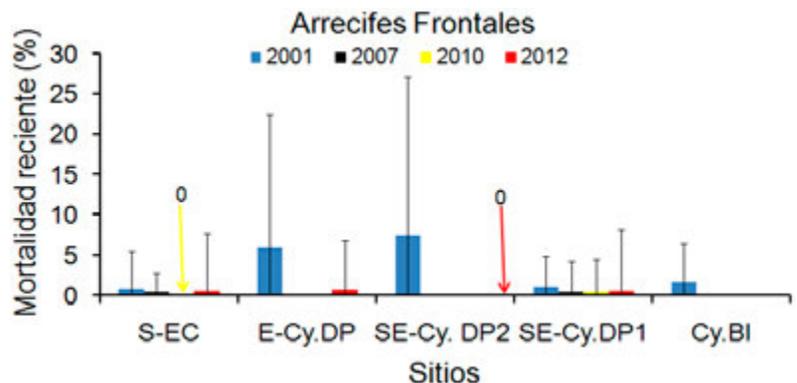


Figura 7. Porcentaje de mortalidad parcial reciente de la superficie de los corales en los arrecifes frontales en el período 2001-2012. Se representa la media \pm desviación estándar. Las flechas en amarillo y en rojo indican la mortalidad reciente en los años 2010 y 2012, respectivamente. El significado de las siglas se encuentra en el anexo 1. Fuentes de los datos: 2001 y 2007 (datos del Archivo Científico del Instituto de Oceanología; www.agrra.org); 2010 y 2012 (datos del proyecto: Diagnóstico de comunidades bióticas focales en arrecifes coralinos de Cuba dirigido a la afectación por huracanes)

De manera general, en los arrecifes del golfo de Cazones se detectó 1,9% de corales con blanqueamiento (Caballero *et al.*, 2010). En los arrecifes frontales se registró blanqueamiento al sureste del cayo Diego Pérez 1 (3,3%; 3% y 2,8% a 10 m, 15 m y 20 m de profundidad, respectivamente), al sur de la ensenada de Cazones (2%; 1,9%; 0,6% a 10 m, 15 m y 20 m de profundidad, respectivamente) (Tabla 8), al este de la ensenada de Cazones (3,8% a 13 m de profundidad), frente al cayo Calvario (3% y 1% a 15 m y 20 m de profundidad, respectivamente), frente al cayo Los Pinos (0,6% a 12 m de profundidad) y frente al cayo Ernest Thaelmann (1%; 3,7%; 2,9% a 10 m, 15 m y 20 m de profundidad, respectivamente) (Caballero *et al.*, 2012).

En los arrecifes frontales del golfo de Cazones el porcentaje de corales con blanqueamiento fue bajo durante el período 2001-2012; e incluso los corales no se observaron totalmente blanqueados, si no, pálidos y/o parcialmente blanqueados (Tabla 8). No obstante, se debe tener en cuenta que los muestreos no se realizaron en los meses en que se alcanzan los

mayores números acumulados de semanas calientes (DHW, *por sus siglas en inglés*) (entre septiembre y octubre).

En los muestreos realizados en el año 2001 a los arrecifes frontales al sur y este del golfo de Batabanó, las enfermedades microbianas más frecuentes fueron la plaga blanca y la banda negra (Alcolado *et al.*, 2001a). En estos arrecifes no se observó un patrón en las apariciones de las enfermedades de los corales en relación a la profundidad o área geográfica (Alcolado *et al.*, 2010). Estos autores, reportaron la banda blanca en una sola colonia de *A. cervicornis*, la banda negra en un 0,3% de todas la colonias de corales (especies afectadas: *Diploria* spp., *Orbicella* spp., *A. agaricites*, *P. porites* y *S. siderea*), y las manchas oscuras, la plaga blanca y las manchas blancas estuvieron presentes en menor cuantía.

El porcentaje promedio de corales con enfermedades microbianas en el conjunto de arrecifes frontales al sur y este del golfo de Batabanó se mantuvo muy bajo y sin diferencias significativas entre el 2001

Tabla 8. Porcentaje de corales con blanqueamiento (Pbl: parcialmente blanqueado) y enfermedades microbianas (PB: plaga blanca; BN: banda negra; MO: manchas oscuras; ED: enfermedad desconocida) en los arrecifes frontales en el período 2001-2012. Fuentes de los datos: 2001 y 2007 (datos del Archivo Científico del Instituto de Oceanología; www.agrra.org); 2010 y 2012 (datos del proyecto: Diagnóstico de comunidades bióticas focales en arrecifes coralinos de Cuba dirigido a la afectación por huracanes)

Arrecifes frontales	Blanqueamiento (%)			
	2001	2007	2010	2012
Sur de la ensenada de Cazones	1 (pálidas)	18,4 (pálidas)	2 (pálidas)	1 (pálidas); 0,5 (Pbl)
Este de cayo Diego Pérez	0	*	*	1,5 (pálidas)
Sureste de cayo Diego Pérez 2	1,2 (pálidas)	*	*	1,5 (pálidas)
Sureste de cayo Diego Pérez 1	0	4,8 (pálidas)	3,3 (pálidas)	3,4 (pálidas)
Cayo Blanco	0,7 (pálidas); 1,4 (Pbl)	*	*	*
Arrecifes frontales	Enfermedades Microbianas (%)			
Sur de la ensenada de Cazones	1 (PB)	2,9 (PB)	0	0
Este de cayo Diego Pérez	2,2 (BN)	*	*	0
Sureste de cayo Diego Pérez 2	1,2 (PB)	*	*	0
Sureste de cayo Diego Pérez 1	1,3 (ED)	0	1,1 (MO); 0,6 (PB)	0
Cayo Blanco	0	*	*	*

*No existe información

(0,35% \pm 0,44%) y el 2007 (0,14% \pm 0,29%). Las enfermedades más frecuentes fueron las manchas oscuras y la plaga blanca (Alcolado *et al.*, 2009b). Estos autores plantean que a pesar de ser bajos los porcentajes de corales con enfermedades microbianas, esto no deja de preocupar, ya que puede retrasar en cierta medida junto con otros factores la tasa con que las comunidades de corales se recuperan de los impactos de los huracanes.

De manera general, en los arrecifes de coral del golfo de Cazones se detectó un 0,1% de corales con manchas oscuras y un 0,2% con plaga blanca (Caballero *et al.*, 2010). Se registraron corales con plaga blanca al sureste del cayo Diego Pérez 1 (0,6% y 1,8% a 10 m y 20 m de profundidad, respectivamente) y al sur de la ensenada de Cazones (0,6% a 15 m de profundidad) (Tabla 8). También, se observaron corales con manchas oscuras al sureste del cayo Diego Pérez 1 (1,1% y 1% a 10 m y 15 m de profundidad, respectivamente) (Tabla 8), al sur de la ensenada de Cazones (1,3% a 15 m de profundidad), frente al cayo Calvario (2% tanto a 10 m como a 20 m de profundidad) y frente al cayo Ernest Thaelmann (0,6% a 20 m de profundidad) (Caballero *et al.*, 2012). En los arrecifes frontales del golfo de Cazones, el porcentaje de corales con enfermedades microbianas entre el 2001 y 2012 fue bajo, e incluso, no se detectaron enfermedades en el último muestreo realizado (Tabla 8).

.Densidad de reclutas de coral y del erizo negro *D. antillarum*

La densidad de reclutas de coral en los arrecifes frontales al sur y este del golfo de Batabanó tendió a ser mayor hacia el norte del golfo de Cazones (Alcolado *et al.*, 2001a). La densidad de reclutas fue mayor frente a los cayos Calvario (22,5 y 16,7 colonias/m² a 10 m y 20 m de profundidad, respectivamente) y Ernest Thaelmann (19,2 y 18,5 colonias/m² a 10 m y 20 m de profundidad, respectivamente) (Caballero *et al.*, 2010).

Entre el 2001 y el 2012, la mayor densidad de reclutas de coral en los arrecifes frontales del golfo de Cazones fue detectado en Cayo Blanco en el 2001; aunque no podemos saber si este elevado reclutamiento se ha mantenido en el tiempo, ya que solo contamos con datos de ese año (Tabla 9). La densidad de reclutas de coral disminuyó en S-EC y SE-Cy.DP2, mientras que

al E-Cy.DP y SE-Cy.DP1 aumentó durante el período 2001-2012 (Tabla 9).

La densidad del erizo *D. antillarum* en los arrecifes frontales al sur y este del golfo de Batabanó fue muy baja, y se destacó el arrecife al sur del cayo Diego Pérez con 6,5 individuos/10 m² (Alcolado *et al.*, 2001a). A partir de los muestreos realizados en el año 2001, Alcolado *et al.* (2010) reportaron que la densidad de *D. antillarum* fue de 0,037 individuos/m² \pm 0,018 EE.

En el conjunto de arrecifes frontales evaluados al sur y este del golfo de Batabanó, la densidad de *D. antillarum* no tuvo diferencias significativas entre el 2001 (0,0 individuos/m²) y el 2007 (0,05 \pm 0,1 individuos/m²) (Alcolado *et al.*, 2009b). Por su parte, Caballero *et al.* (2010) señalan que *D. antillarum* prácticamente estuvo ausente en los arrecifes frontales del golfo de Cazones, ya que solo detectaron como promedio 0,2 individuos/m² a 20 m de profundidad al sureste del cayo Diego Pérez 1.

De manera general, la densidad de *D. antillarum* fue muy baja en los arrecifes frontales del golfo de Cazones entre el 2001 y 2012, e incluso en los muestreos más recientes no se observó (Tabla 9). Según CARICOMP (2000), para que la densidad de *D. antillarum* sea efectiva en la remoción de algas debe ser mayor que 2 individuos/m². Por su parte, Alcolado & Durán (2011) plantean que la densidad promedio de *D. antillarum* mayor que 2,6 individuos/m² y menor que 7 individuos/m² es muy buena para el estado de salud de los arrecifes.

.Porcentaje de cobertura, altura promedio e índice de macroalgas

La abundancia de macroalgas carnosas en los arrecifes frontales al sur y este del golfo de Batabanó tendió a ser inferior hacia el este (Alcolado *et al.*, 2001a). Estos autores reportaron los índices de macroalgas carnosas más elevados en Punta Francés E-Playa Larga, y en los cayos Campo, Cantiles, Diego Pérez, oeste de Cayo Largo y norte de Cayo Dios. Además, en los muestreos realizados en el año 2001 en los arrecifes al sur y este del golfo de Batabanó, las macroalgas carnosas fueron el grupo morfofuncional que más contribuyó a la comunidad algal en los arrecifes frontales (media: 33% \pm 3% EE) (Alcolado *et al.*, 2010). Por su parte, Alcolado *et al.* (2010) señalan que la abundancia relativa de

Tabla 9. Densidad de reclutas de coral (colonias/m²) y del erizo negro *D. antillarum* (individuos/10 m²) en los arrecifes frontales en el período 2001-2012. Se representa la media \pm desviación estándar. Fuentes de los datos: 2001 y 2007 (datos del Archivo Científico del Instituto de Oceanología; www.agrra.org), 2010 y 2012 (datos del proyecto: Diagnóstico de comunidades bióticas focales en arrecifes coralinos de Cuba dirigido a la afectación por huracanes)

Densidad de reclutas de coral (colonias/m ²)				
Arrecifes frontales	2001	2007	2010	2012
Sur de la ensenada de Cazonos	6,5 \pm 8,1	0	9,2 \pm 13	2,8 \pm 12,4
Este de cayo Diego Pérez	3,6 \pm 6,9	*	*	4,3 \pm 10,5
Sureste de cayo Diego Pérez 2	4,4 \pm 7,4	*	*	2,1 \pm 7,3
Sureste de cayo Diego Pérez 1	5,8 \pm 9,3	0	5,8 \pm 11,5	6,4 \pm 11,5
Cayo Blanco	10,4 \pm 11,2	*	*	*
Densidad de <i>D. antillarum</i> (individuos/10 m ²)				
Arrecifes frontales	2001	2007	2010	2012
Sur de la ensenada de Cazonos	0	0	0	0
Este de cayo Diego Pérez	0	*	*	0
Sureste de cayo Diego Pérez 2	1,5 \pm 1,5	*	*	0
Sureste de cayo Diego Pérez 1	0,2 \pm 0,4	2,3 \pm 4,1	0	0
Cayo Blanco	0,2 \pm 0,4	*	*	*

*No existe información

las macroalgas costrosas y calcáreas no presentó diferencias significativas entre los arrecifes frontales del golfo de Cazonos, el archipiélago de los Canarreos y la Isla de la Juventud.

En los arrecifes frontales del golfo de Cazonos, a 20 m de profundidad predominaron las algas carnosas, principalmente de los géneros *Dictyota* sp. y *Lobophora* sp., mientras que *Halimeda* sp. y *Amphiroa* sp. fueron notables entre las algas calcáreas (Caballero *et al.*, 2010). Estos autores detectaron a 10 m de profundidad una cobertura del fondo variable entre los tres grupos morfofuncionales de algas, y registraron un predominio de los géneros *Dictyota* y *Halimeda*.

De manera general, el porcentaje de cobertura de macroalgas carnosas tendió a ser mayor que el de macroalgas calcáreas y costrosas en todos los arrecifes frontales evaluados en los años 2001 (excepto en Cayo Blanco), 2010 y 2012 (excepto al este del cayo Diego Pérez) (Tabla 10). Esta misma tendencia se observa para el índice de macroalgas carnosas en los años 2001 (excepto en Cayo Blanco), 2010 y 2012

(excepto al este del cayo Diego Pérez) (Tabla 10). Sin embargo, en los arrecifes frontales evaluados en el año 2007, el porcentaje de cobertura de macroalgas calcáreas fue mayor que el de los otros dos grupos morfofuncionales, y el índice de macroalgas calcáreas también fue superior que el de las carnosas (Tabla 10).

El porcentaje de cobertura de macroalgas costrosas en los arrecifes frontales en el golfo de Cazonos aumentó entre el 2001 y 2012; excepto al sur de la ensenada de Cazonos, mientras que el porcentaje de cobertura de macroalgas calcáreas mostró como tendencia una disminución en ese período en todos los arrecifes frontales (Tabla 10). Por otra parte, el porcentaje de cobertura de macroalgas carnosas no presentó una clara tendencia, ya que en algunos sitios aumentó y en otros disminuyó (Tabla 10). Sin embargo, el índice de macroalgas carnosas disminuyó en todos los arrecifes frontales en el período 2001-2012 (excepto al sur de la ensenada de Cazonos), al igual que el índice de macroalgas calcáreas (excepto al sureste del cayo Diego Pérez 2) (Tabla 10). Desafortunadamente, solo contamos con la información del 2001 para el arrecife frontal de Cayo Blanco (Tabla 10).

Tabla 10. Porcentaje de cobertura (%), altura promedio (cm) e índice de macroalgas en los arrecifes frontales en el período 2001-2012. Se representa la media \pm desviación estándar. Car= macroalgas carnosas, Cal=macroalgas calcáreas y Cost= macroalgas costrosas. El significado de las siglas se encuentra en el anexo 1. Fuentes de los datos: 2001 y 2007 (datos del Archivo Científico del Instituto de Oceanología; www.agrra.org), 2010 y 2012 (datos del proyecto: Diagnóstico de comunidades bióticas focales en arrecifes coralinos de Cuba dirigido a la afectación por huracanes)

Porcentaje de cobertura de macroalgas (%)												
años	2001			2007			2010			2012		
	Car	Cal	Cost	Car	Cal	Cost	Car	Cal	Cost	Car	Cal	Cost
S-EC	28,6 \pm 13,2	4,7 \pm 13,2	20,5 \pm 9,9	2,8 \pm 5,5	14,6 \pm 13,5	0	26,1 \pm 22	17,9 \pm 13,2	20 \pm 16,6	45,8 \pm 20,8	2,3 \pm 2,6	18,7 \pm 15,6
E-Cy,DP	32,5 \pm 17,6	12,3 \pm 10,2	13,9 \pm 11,9	*	*	*	*	*	*	2,4 \pm 4,3	4,9 \pm 5,3	25,8 \pm 20,3
SE-Cy,DP2	53,3 \pm 21,1	6,1 \pm 4	11,4 \pm 9,8	*	*	*	*	*	*	36,7 \pm 15,2	5,6 \pm 7,8	18,2 \pm 13,7
SE-Cy,DP1	38,4 \pm 21,1	5,1 \pm 5	13 \pm 15,2	1,3 \pm 4,3	11,5 \pm 10,5	0	33,3 \pm 13,6	15,2 \pm 10,7	16,8 \pm 16,8	40,1 \pm 15,8	2,8 \pm 3,5	22,2 \pm 15,3
Cy,BI	3,3 \pm 6	3,2 \pm 5,6	29,4 \pm 24,6	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Altura promedio de las macroalgas (cm)												
Sitios	Car	Cal	Cost	Car	Cal	Cost	Car	Cal	Cost	Car	Cal	Cost
	1,8 \pm 1	1,8 \pm 0,7	**	2,6 \pm 1,1	4,9 \pm 2,9	**	1,8 \pm 1	1,9 \pm 0,9	**	1,8 \pm 2,1	2,6 \pm 1,1	**
E-Cy,DP	4,5 \pm 1,6	3,4 \pm 1,6	**	*	*	**	*	*	**	2,2 \pm 1,6	7 \pm 2,6	**
SE-Cy,DP2	2,5 \pm 0,9	2,7 \pm 1,1	**	*	*	**	*	*	**	2,9 \pm 1,6	3,8 \pm 1,7	**
SE-Cy,DP1	5,5 \pm 3,3	2,4 \pm 1,2	**	3,7 \pm 0,6	4,4 \pm 1,7	**	3,6 \pm 1,2	2,9 \pm 1	**	2,4 \pm 0,8	2,8 \pm 1,2	**
Cy,BI	1 \pm 0,5	1,7 \pm 0,8	**	*	*	**	*	*	**	*	*	**
Índice de macroalgas												
Sitios	Car	Cal	Cost	Car	Cal	Cost	Car	Cal	Cost	Car	Cal	Cost
	50,1	8,2	**	7,4	70,9	**	46,9	34,5	**	84,3	6	**
E-Cy,DP	145,5	41,8	**	*	*	**	*	*	**	5,3	34,2	**
SE-Cy,DP2	131,9	16,7	**	*	*	**	*	*	**	105,1	21,4	**
SE-Cy,DP1	209,3	12,1	**	4,9	50,6	**	118,8	43,9	**	97,2	7,8	**
Cy,BI	3,3	5,4	**	*	*	**	*	*	**	*	*	**

*No existe información.

**La altura promedio e índice de macroalgas costrosas no se calculan.

Condición de los arrecifes coralinos del archipiélago Jardines de la Reina

Estos arrecifes fueron evaluados por primera vez en diciembre de 1997 (Alcolado *et al.*, 1998). La metodología que se empleó estuvo basada en indicadores biológicos del bentos como por ejemplo: la cobertura viva de coral, composición y condición de los corales (determinado a partir de enfermedades y blanqueamiento), densidad de erizos herbívoros, y cobertura y composición de macroalgas.

Alcolado *et al.* (1998) refieren que los arrecifes de ese territorio en el momento de los muestreos, no manifestaron signos evidentes de afectación de origen humano. Sin embargo, este autor señala que han sido afectados fuertemente por dos impactos regionales:

- 1) Un fuerte evento de mortalidad masiva de corales orejones (*A. palmata*) que parecía tratarse de la enfermedad llamada "banda blanca" que afectó prácticamente a todo el Caribe. Algunos corales, también presentaron pequeñas áreas de necrosis de color blanco de origen desconocido, que posiblemente haya sido la llamada "viruela blanca".
- 2) Un fuerte evento de mortalidad masiva del erizo negro *D. antillarum* que afectó a todo el Caribe a principios de los años ochenta (1982-1983). La densidad de esa especie fue muy baja (de 0 a 0,3 individuos/m²) reflejando muy poca recuperación de lo que otrora fuera una especie muy abundante. La escasez de erizos de esa especie herbívora explica la relativa abundancia de algas en algunos sitios. Otras especies herbívoras fueron también generalmente escasas (*Echinometra lucunter* (Linnaeus, 1758): 0 a 0,156 individuos/m²; *Echinometra viridis* Agassiz, 1863: 0 a 0,15 individuos/m²; y *Tripneustes ventricosus* (Lamarck, 1816): 0 a 0,027 individuos/m²). En las zonas de embate de los cayos Caballones y Anclitas las densidades de los erizos mencionados fueron a simple vista más altas; aunque no se pudo cuantificar.

El blanqueamiento coralino en 1997 (analizando crestas y arrecifes frontales en conjunto) fue de poco alcance y muy disperso en el área. El blanqueamiento alcanzó 5,4% como promedio; pero de este valor, un 4,9% lo constituyen afectaciones parciales, y

cierta palidez en pequeñas porciones de las colonias (Alcolado *et al.*, 1998).

Posteriormente, del 21 al 29 de agosto del 2001, se realizó la expedición conjunta CUBAGRRA II a los arrecifes del archipiélago Jardines de la Reina, con participación de especialistas cubanos y extranjeros. Los resultados de esta expedición constituyen la línea base para evaluar la evolución del estado de salud de los arrecifes de esta área. La metodología utilizada para la evaluación de las comunidades bentónicas fue AGRRA (2000). Las algas fueron evaluadas en cuanto a su cobertura por grupos morfofuncionales: filamentosas, carnosas, costrosas, calcáreas y césped algal. Para poder comparar el comportamiento de las macroalgas con los muestreos que se han realizado en años posteriores, se decidió unir a las filamentosas al grupo de las carnosas.

En junio de 2004 y diciembre de 2005, investigadores del Centro de Investigaciones de Ecosistemas Costeros (CIEC) caracterizaron varios arrecifes frontales y crestas a lo largo del archipiélago Jardines de la Reina. Se utilizó una metodología diferente (marco cuadrado de 1 m de lado) a la del 2001, por lo que algunos de estos datos no fueron tenidos en cuenta en los análisis del presente trabajo. Estos resultados se pueden encontrar en Pina, Hernández-Fernández, Clero & González-Sansón (2008). Para el caso de las macroalgas, al igual que se hace en la metodología AGRRA (2000), estos autores utilizaron el marco cuadrado de 25 cm de lado como unidad de muestreo, pero clasificándolas en grupos morfofuncionales diferentes (foliáceas, globosas, filamentosas, corticadas coriáceas, calcáreas articuladas y costrosas). Con el objetivo de poder comparar estos datos con los obtenidos en otras evaluaciones hechas con AGRRA (2000), se unificaron las foliáceas, globosas, filamentosas y corticadas coriáceas en el grupo de las carnosas.

En el 2012, investigadores del CIEC volvieron a realizar muestreos en varios sitios del área, como parte del proyecto PNUD/GEF "Aplicación de un enfoque regional al manejo de áreas costeras y marinas protegidas en los archipiélagos del sur de Cuba". Al igual que en la expedición CUBAGRRA II utilizaron la metodología AGRRA (2000).

Al comparar los valores de cobertura viva de coral (analizando las crestas y arrecifes frontales de la

región en conjunto) obtenidos por Alcolado *et al.* (2001b) con los datos inéditos tomados en el 2012 por los investigadores del CIEC, no se evidencia una disminución (Fig. 8).

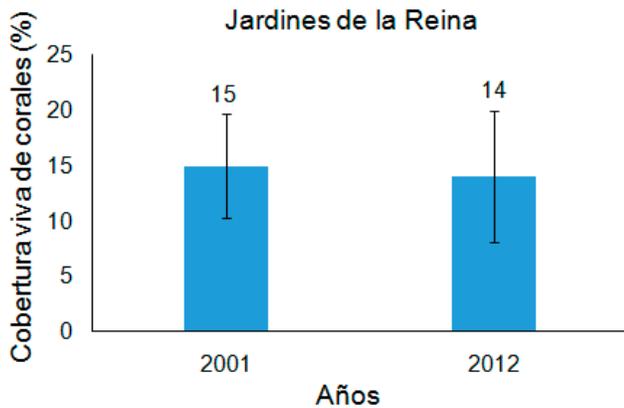


Figura 8. Cobertura viva de coral (%) (analizando las crestas y arrecifes frontales en conjunto) en el archipiélago Jardines de la Reina entre 2001 y 2012. Se representa la media \pm desviación estándar. Fuentes de los datos: 2001 (Alcolado *et al.*, 2001b) y 2012 (datos del proyecto: Aplicación de un enfoque regional al manejo de áreas costeras y marinas protegidas en los archipiélagos del sur de Cuba)

Crestas arrecifales del archipiélago Jardines de la Reina

.Cobertura viva de coral

Alcolado *et al.* (1998) en 1997 evaluaron solo tres crestas arrecifales. Se muestreó en la zona de embate y la zona trasera, pero con el objetivo de comparar con los muestreos posteriores solo se tuvo en consideración para este trabajo los resultados de la primera zona ecológica. Según estos autores, la cobertura viva de coral fue muy variable y llegó a ser un poco elevada en Cayo Anclitas (El Partido) (Fig. 9).

El porcentaje de cobertura viva de coral en las crestas arrecifales evaluadas en el 2001 en el archipiélago Jardines de la Reina fue generalmente bajo, como consecuencia de la gran cantidad de colonias muertas de *A. palmata*. Las mayores coberturas coralinas (>20%) se encontraron hacia el este del archipiélago, en los cayos Mates Sur y Norte, Botijuela, Rosquete y en Faro La Vela (Alcolado *et al.*, 2001b). Estos autores observaron la recuperación de colonias de *A. palmata* mediante el proceso de recape (“*over-sheeting*”) de las partes muertas. Este proceso debe proporcionar una recuperación más rápida de las crestas, ya que no

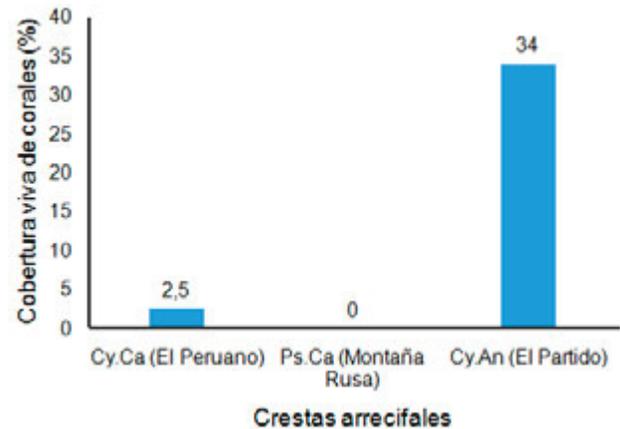


Figura 9. Promedios de la cobertura viva de coral en crestas arrecifales del archipiélago Jardines de la Reina en el año 1997. Fuentes de los datos: 1997 (Alcolado *et al.*, 1998). El significado de las siglas se encuentra en el anexo 2

se necesita que las nuevas colonias crezcan desde un tamaño pequeño, sino que aprovechan las estructuras esqueléticas de los corales muertos. A pesar de esto, la cobertura viva de coral en el conjunto de crestas arrecifales evaluadas en el 2012 fue un 3% menor que en el 2001 (Fig. 10). Además, al comparar los sitios que se muestrearon en el 2001 y el 2012, se puede observar que la cobertura viva de coral disminuyó en la mayoría de ellos, siendo más abrupta en *SE-Cy.Br*, *NO-Cy.5Ba*, *O2-Cy.Gr* y *E2-Cy.Gr*. Sin embargo, la cobertura coralina en la cresta de Cayo Piedra Grande (Cy.PG) en el 2012 fue muy superior con respecto a los datos reportados por Alcolado *et al.* (2001b) (Fig. 11).

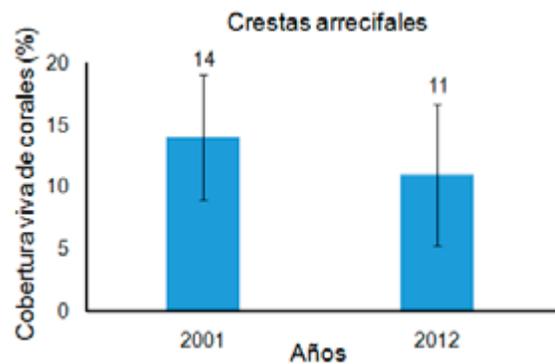


Figura 10. Cobertura viva de coral (%) en el conjunto de crestas arrecifales del archipiélago Jardines de la Reina que coincidieron entre 2001 y 2012. Se representa la media \pm desviación estándar. Fuentes de los datos: 2001 (Alcolado *et al.*, 2001b) y 2012 (datos del proyecto: Aplicación de un enfoque regional al manejo de áreas costeras y marinas protegidas en los archipiélagos del sur de Cuba)

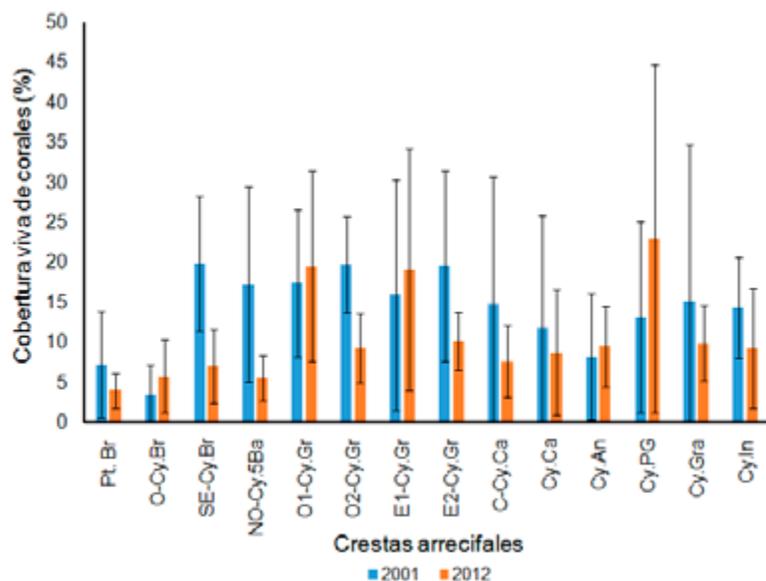


Figura 11. Cobertura viva de coral en las crestas arrecifales del archipiélago Jardines de la Reina entre 2001 y 2012. Se representa la media \pm desviación estándar. El significado de las siglas se encuentra en el anexo 2. Fuentes de los datos: 2001 (Alcolado *et al.*, 2001b; datos del Archivo Científico del Instituto de Oceanología; www.agrra.org) y 2012 (datos del proyecto: Aplicación de un enfoque regional al manejo de áreas costeras y marinas protegidas en los archipiélagos del sur de Cuba)

.Abundancia relativa (%) y riqueza de especies de corales

La información sobre la abundancia relativa (%) de los corales en las crestas arrecifales del archipiélago Jardines de la Reina se realizó con el conjunto de especies que sumaron aproximadamente 95%. Para este cálculo, se excluyeron las colonias de coral con 100% de mortalidad antigua (colonias en pie totalmente muertas).

En el conjunto de crestas arrecifales estudiadas en el 2001, las especies más abundantes fueron *A. palmata*, *M. complanata* y *P. astreoides*, mientras que en el 2012 este orden de dominancia cambió de manera inversa (Tabla 11a-c). Esta sustitución de *A. palmata* como dominante por *P. astreoides*, implica la disminución de la complejidad estructural de estas crestas, y por lo tanto de las funciones ecológicas que estas brindan: barrera protectora para la zona costera, refugio para otras especies, atractivo visual para el buceo contemplativo, entre otras. Lo anterior

coincidió con lo manifestado por Alcolado *et al.* (2009b) para las crestas arrecifales al sur y este del golfo de Batabanó durante el período 2001-2007. En la disminución de la abundancia relativa de *A. palmata* también pudo influir el aumento observado en la abundancia relativa de *M. complanata* (Tabla 11a-c), ya que este género tiene una rápida capacidad de recuperación y puede recubrir y sustituir a los orejones muertos (Alcolado, 2004).

En 2001 y 2012, *A. palmata* fue la especie dominante sólo en el cayo Granada (Cy.Gra). Al oeste del cayo Bretón (O-Cy.Br), sureste de cayo Bretón (SE-Cy.Br), este 1 de cayo Grande (E1-Cy.Gr) y este 2 de cayo Grande (E2-Cy.Gr) *M. complanata* desplazó a *A. palmata*.

M. complanata dominó en oeste 1 de cayo Grande (O1-Cy.Gr) en ambos años estudiados, mientras que en oeste 2 de cayo Grande (O2-Cy.Gr) *M. complanata* predominó en el 2001 y fue la segunda especie en abundancia en 2012. Al noroeste de cayo Cinco Balas (NO-Cy.5Ba) ocurrió una transición de *M. complanata* a *P. astreoides*, y ambas especies desplazaron a *A. palmata*. En el cayo Inglesitos (Cy.In) ocurrió una sucesión de *P. astreoides* a *S. siderea* (Tabla 11a-c).

Si bien *P. astreoides* no es la especie típica formadora de crestas arrecifales, tiene la ventaja de ser una especie oportunista, dada su capacidad de resistir fuerte oleaje, sedimentación y elevada iluminación (Martínez-Estalella & Herrera, 1989; Guardia & González-Sansón, 1997; González-Díaz, 1999; Valdivia, 2001; Torres & Morelock, 2002; Caballero & Guardia, 2003). Por su parte, *S. siderea* también resiste la combinación oleaje-sedimentación (Torres & Morelock, 2002).

En 2001, con 612 colonias contadas, la riqueza de especies promedio fue aproximadamente igual a seis, y los menores valores se encontraron en Punta Bretón (Pt.Br), en el cayo Caballones (Cy.Ca) y en el centro del cayo Caballones (C-Cy.Ca); y el más alto en el cayo Inglesitos (Cy.In). Sin embargo, en 2012, con 964 colonias contadas, el promedio ascendió a nueve. Al sureste del cayo Bretón (SE-Cy.Br) se registró el menor valor y en el cayo Inglesitos (Cy.In) se mantuvo la

mayor riqueza. Este aparente incremento temporal de la riqueza de especies pudo deberse al mayor esfuerzo de muestreo realizado en 2012 (Tabla 11a-c).

Tabla 11a. Abundancia relativa (%) y riqueza de especies de corales en las crestas arrecifales del archipiélago Jardines de la Reina durante el período 2001-2012. El significado de las siglas se encuentra en el anexo 2. Fuentes de los datos: 2001 (datos del Archivo Científico del Instituto de Oceanología; www.agrra.org) y 2012 (datos del proyecto: Aplicación de un enfoque regional al manejo de áreas costeras y marinas protegidas en los archipiélagos del sur de Cuba)

SITIOS	Pt. Br		O-Cy.Br		SE-Cy.Br		NO-Cy.5Ba		O1-Cy.Gr		O2-Cy.Gr	
	2001	2012	2001	2012	2001	2012	2001	2012	2001	2012	2001	2012
<i>Acropora cervicornis</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,8	0,0	0,0
<i>Acropora palmata</i>	50,0	4,0	28,6	2,4	75,0	2,0	23,1	0,0	23,8	15,3	33,9	8,8
<i>Agaricia agaricites</i>	0,0	8,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,8	0,0	1,3
<i>Diploria clivosa</i>	0,0	4,0	4,8	0,0	0,0	0,0	1,5	11,1	1,6	0,0	0,0	0,0
<i>Diploria labyrinthiformis</i>	0,0	0,0	0,0	2,4	0,0	0,0	1,5	0,0	0,0	0,8	0,0	0,0
<i>Diploria strigosa</i>	0,0	0,0	4,8	0,0	0,0	0,0	1,5	11,1	1,6	0,0	3,6	1,3
<i>Millepora alcicornis</i>	0,0	18,0	0,0	0,0	6,3	2,0	4,6	7,4	1,6	0,8	1,8	13,8
<i>Millepora complanata</i>	35,7	14,0	23,8	47,6	7,8	59,2	35,4	22,2	58,7	43,5	50,0	28,8
<i>Montastraea cavernosa</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	1,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,8	0,0	0,0
<i>Orbicella annularis</i>	0,0	0,0	4,8	7,1	0,0	0,0	1,5	0,0	0,0	0,8	0,0	0,0
<i>Orbicella faveolata</i>	0,0	0,0	0,0	4,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,8	1,8	0,0
<i>Porites astreoides</i>	14,3	46,0	33,3	35,7	7,8	34,7	18,5	42,6	12,7	30,6	8,9	41,3
<i>Porites branneri</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,8	0,0	0,0
<i>Porites divaricata</i>	0,0	4,0	0,0	0,0	1,6	2,0	0,0	0,0	0,0	2,4	0,0	3,8
<i>Porites porites</i>	0,0	2,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,5	1,9	0,0	0,0	0,0	1,3
<i>Siderastrea siderea</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	3,7	0,0	1,6	0,0	0,0
Número de colonias	28	50	21	42	64	49	65	54	63	124	56	80
Riqueza de especies	3	8	6	6	6	5	9	7	6	13	6	8
Número de transectos	9	16	8	16	8	15	6	16	8	15	6	16

Tabla 11b. Abundancia relativa (%) y riqueza de especies de corales en las crestas arrecifales del archipiélago Jardines de la Reina durante el período 2001-2012. El significado de las siglas se encuentra en el anexo 2. Fuentes de los datos: 2001 (datos del Archivo Científico del Instituto de Oceanología; www.agrra.org) y 2012 (datos del proyecto: Aplicación de un enfoque regional al manejo de áreas costeras y marinas protegidas en los archipiélagos del sur de Cuba)

SITIOS	E1-Cy.Gr		E2-Cy.Gr		C-Cy.Ca		Cy.Ca		Cy.An	
	2001	2012	2001	2012	2001	2012	2001	2012	2001	2012
<i>Acropora cervicornis</i>	5,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Acropora palmata</i>	46,3	13,0	32,7	4,5	75,9	3,0	76,9	19,5	44,4	0,0
<i>Agaricia agaricites</i>	0,0	0,0	0,0	1,1	0,0	1,5	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Diploria clivosa</i>	0,0	0,0	1,8	3,4	0,0	3,0	0,0	2,4	7,4	0,0
<i>Diploria labyrinthiformis</i>	0,0	0,0	1,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Diploria strigosa</i>	7,4	2,2	10,9	7,9	3,4	3,0	0,0	2,4	3,7	1,2
<i>Millepora sp.</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	11,1	0,0
<i>Millepora alcicornis</i>	1,9	2,2	3,6	10,1	0,0	4,6	0,0	9,8	0,0	8,5
<i>Millepora complanata</i>	14,8	54,3	25,5	37,1	17,2	30,3	11,5	14,6	0,0	30,5
<i>Montastraea cavernosa</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	14,8	1,2
<i>Orbicella annularis</i>	0,0	0,0	1,8	1,1	0,0	0,0	0,0	0,0	3,7	0,0
<i>Orbicella faveolata</i>	0,0	2,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Porites astreoides</i>	20,4	18,5	21,8	30,3	0,0	51,5	11,5	43,9	14,8	54,9
<i>Porites branneri</i>	0,0	1,1	0,0	3,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Porites divaricata</i>	0,0	6,5	0,0	1,1	0,0	1,5	0,0	0,0	0,0	1,2
<i>Porites furcata</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	2,4	0,0	0,0
<i>Porites porites</i>	3,7	0,0	0,0	0,0	0,0	1,5	0,0	4,9	0,0	1,2
<i>Siderastrea siderea</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	3,4	0,0	0,0	0,0	0,0	1,2
Número de colonias	54	92	55	89	29	66	26	41	27	82
Riqueza de especies	7	8	8	10	4	9	3	8	7	8
Número de transectos	8	15	8	16	8	17	6	17	8	16

Tabla 11c. Abundancia relativa (%) y riqueza de especies de corales en las crestas arrecifales del archipiélago Jardines de la Reina durante el período 2001-2012. El significado de las siglas se encuentra en el anexo 2. Fuentes de los datos: 2001 (datos del Archivo Científico del Instituto de Oceanología; www.agrra.org) y 2012 (datos del proyecto: Aplicación de un enfoque regional al manejo de áreas costeras y marinas protegidas en los archipiélagos del sur de Cuba)

SITIOS	Cy.PG		Cy.Gra		Cy.In	
	2001	2012	2001	2012	2001	2012
<i>Acropora palmata</i>	34,5	0,0	82,8	49,2	0,0	3,8
<i>Acropora prolifera</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,9
<i>Agaricia agaricites</i>	0,0	2,5	0,0	0,0	0,0	1,9
<i>Cladocora arbuscula</i>	0,0	1,3	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Colpophyllia natans</i>	0,0	2,5	0,0	0,0	3,0	0,0
<i>Dichocoenia stokesi</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	3,0	1,9
<i>Diploria clavosa</i>	0,0	0,0	0,0	1,6	3,0	1,9
<i>Diploria labyrinthiformis</i>	0,0	3,8	0,0	0,0	9,1	1,9
<i>Diploria strigosa</i>	0,0	0,0	6,9	14,3	16,7	1,9
<i>Millepora sp.</i>	17,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Millepora alcicornis</i>	3,4	10,1	3,4	4,8	3,0	13,2
<i>Millepora complanata</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Montastraea cavernosa</i>	27,6	6,3	0,0	0,0	0,0	3,8
<i>Mycetophyllia aliciae</i>	0,0	1,3	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Orbicella annularis</i>	0,0	2,5	0,0	0,0	3,0	0,0
<i>Orbicella faveolata</i>	0,0	3,8	3,4	7,9	6,1	17,0
<i>Orbicella franksi</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	1,5	1,9
<i>Porites astreoides</i>	17,2	26,6	3,4	7,9	33,3	5,7
<i>Porites divaricata</i>	0,0	15,2	0,0	0,0	0,0	1,9
<i>Porites porites</i>	0,0	13,9	0,0	0,0	6,1	1,9
<i>Siderastrea radians</i>	0,0	0,0	0,0	1,6	0,0	0,0
<i>Siderastrea siderea</i>	0,0	10,1	0,0	12,7	12,1	39,6
Número de colonias	29	79	29	63	66	53
Riqueza de especies	5	13	5	8	12	15
Número de transectos	8	13	7	10	6	13

Diámetro máximo y densidad lineal de corales

En la mayoría de las crestas arrecifales evaluadas en el 2001 en el archipiélago Jardines de la Reina, el promedio del diámetro máximo de los corales fue elevado (Alcolado *et al.*, 2001b). Estos autores señalan que los sitios con los mayores valores fueron: Canal de las Mulatas, Punta Bretón Oeste, los cayos Granada, Piedra Grande, Caballones y Anclitas. El promedio del diámetro máximo de los corales disminuyó en el 2012 en todas las crestas arrecifales, en comparación con el 2001 (Fig. 12).

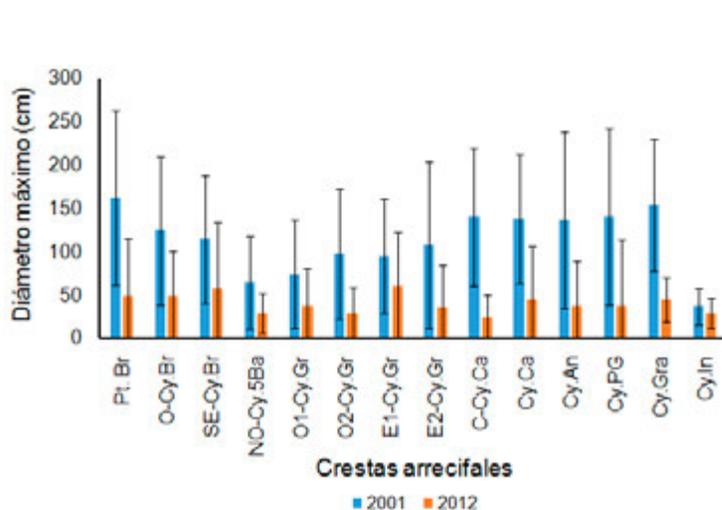


Figura 12. Diámetro máximo de los corales en las crestas arrecifales del archipiélago Jardines de la Reina entre 2001 y 2012. Se representa la media \pm desviación estándar. El significado de las siglas se encuentra en el anexo 2. Fuentes de los datos: 2001 (Alcolado *et al.*, 2001b; datos del Archivo Científico del Instituto de Oceanología; www.agrra.org) y 2012 (datos del proyecto: Aplicación de un enfoque regional al manejo de áreas costeras y marinas protegidas en los archipiélagos del sur de Cuba)

De manera general, la densidad de corales en las crestas arrecifales evaluadas en el año 2001 en el archipiélago Jardines de la Reina no fue baja, ya que se incluyeron a los corales totalmente muertos en pie (Alcolado *et al.*, 2001b). Entre 2001 y 2012 se observó muy poca variación en la densidad lineal de corales en la mayoría de las crestas arrecifales. Las que mostraron una disminución fueron, SE-Cy.Br, NO-Cy.5Ba y Cy.In (Fig. 13).

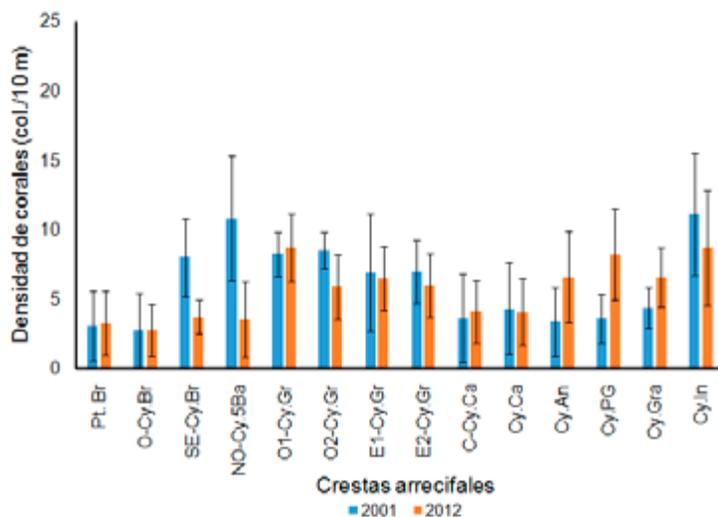


Figura 13. Densidad lineal de corales en las crestas arrecifales del archipiélago Jardines de la Reina entre 2001 y 2012. Se representa la media \pm desviación estándar. El significado de las siglas se encuentra en el anexo 2. Fuentes de los datos: 2001 (Alcolado *et al.*, 2001b; datos del Archivo Científico del Instituto de Oceanología; www.agrra.org) y 2012 (datos del proyecto: Aplicación de un enfoque regional al manejo de áreas costeras y marinas protegidas en los archipiélagos del sur de Cuba)

Porcentaje de mortalidad antigua y reciente

El porcentaje de mortalidad antigua de los corales en las crestas arrecifales evaluadas en el año 2001 en el archipiélago Jardines de la Reina fue de moderado a muy elevado (mayormente entre 20 y 75%) (Alcolado *et al.*, 2001b). Según estos autores, el 95% de las crestas visitadas estaban muy severamente deterioradas (con más de 40% de la superficie de coral con mortalidad antigua), ya que la mayoría de las colonias de *A. palmata* estaban muertas. En el año 2012, la mortalidad antigua fue mucho menor en la mayoría de las crestas arrecifales, en comparación con el 2001 (Fig. 14). Una de las razones que pudiera ser, es que en el área actualmente predominan corales jóvenes o que mueren muy jóvenes sin darles apenas tiempo para enfermarse.

De manera general, la mortalidad reciente de los corales en las crestas arrecifales del archipiélago Jardines de la Reina fue muy baja tanto en 2001 como en 2012. La mortalidad reciente de los corales disminuyó en la mayoría de las crestas en el año 2012, con respecto al 2001 (Fig. 15).

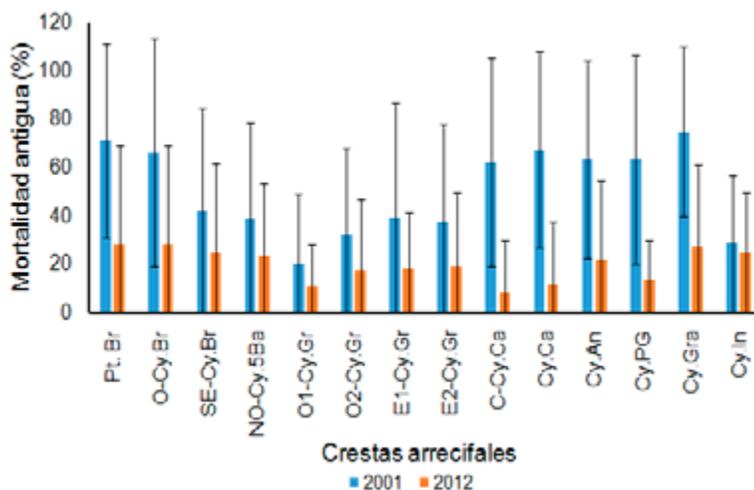


Figura 14. Porcentaje de mortalidad antigua de corales en las crestas arrecifales del archipiélago Jardines de la Reina entre 2001 y 2012. Se representa la media \pm desviación estándar. El significado de las siglas se encuentra en el anexo 2. Fuentes de los datos: 2001 (Alcolado *et al.*, 2001b; datos del Archivo Científico del Instituto de Oceanología; www.agrra.org) y 2012 (datos del proyecto: Aplicación de un enfoque regional al manejo de áreas costeras y marinas protegidas en los archipiélagos del sur de Cuba)

En los muestreos realizados entre el 2004 y el 2005 por investigadores del Centro de Investigaciones de Ecosistemas Costeros (CIEC), Pina *et al.* (2008) detectaron menor mortalidad de corales (21,1%, sin discriminar en antigua y reciente) que la registrada en el 2001 (42,5%) por Alcolado *et al.* (2001b). En el 2012 no se observaron cambios evidentes en la mortalidad de corales (24,6%) con respecto a la reportada por Pina *et al.* (2008).

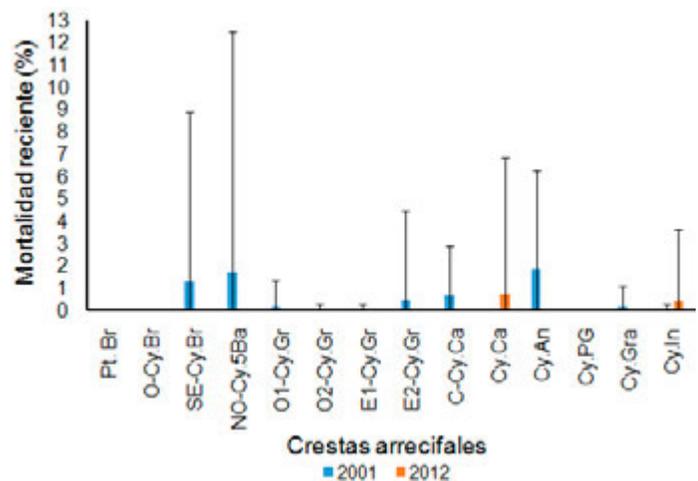


Figura 15. Porcentaje de mortalidad reciente de corales en las crestas arrecifales del archipiélago Jardines de la Reina entre 2001 y 2012. Se representa la media \pm desviación estándar. El significado de las siglas se encuentra en el anexo 2. Fuentes de los datos: 2001 (Alcolado *et al.*, 2001b; datos del Archivo Científico del Instituto de Oceanología; www.agrra.org) y 2012 (datos del proyecto: Aplicación de un enfoque regional al manejo de áreas costeras y marinas protegidas en los archipiélagos del sur de Cuba)

Porcentaje de corales con blanqueamiento y enfermedades microbianas

En agosto del 2001, en las crestas arrecifales se detectó muy bajo porcentaje de corales blanqueados (0,42%) (Alcolado *et al.*, 2001b), a pesar de que los muestreos se realizaron en el mes de agosto cuando la temperatura superficial del mar tiende a ser elevada. En abril del 2012, no se observaron colonias blanqueadas, y esto puede deberse a que en este mes no se alcanzan los mayores números acumulados de semanas calientes (DHW, *por sus siglas en inglés*).

A partir de los reportes de la Red de Monitoreo de Alerta Temprana de Arrecifes Coralinos, creada por el Instituto de Oceanología y el Ministerio de Turismo de Cuba, en el marco del Proyecto PNUD/GEF Sabana-Camagüey CUB/98/G32, Alcolado (2007a; 2007b; 2007c; 2008; 2009; 2010; 2011; 2012; 2013; 2014; 2015) señala que el porcentaje de blanqueamiento en el archipiélago Jardines de la Reina entre 2003 y 2014 fue frecuentemente nulo (0%), pobre (1-10%)

y moderado (11-30%), por lo que no debe haber provocado una gran afectación a los corales. Por su parte, Hernández, Guimaraes, Arias & Clero (2011) en un muestreo realizado en los primeros quince días de septiembre de 2005, plantean que el 8% de todas las colonias contadas en las crestas arrecifales presentó blanqueamiento (pobre), y que las especies con mayor afectación fueron *A. agaricites*, *M. complanata* y *Millepora* sp. Sin embargo, los reportes del 17 de octubre de 2005 dados para la Red de Monitoreo de Alerta Temprana de Arrecifes Coralinos, señalan que el blanqueamiento en Jardines de la Reina varió de moderado (11-30%) a muy alto (51-75%) (Alcolado, 2007b); lo que parece deberse a que los mayores DHW se registraron en octubre y no en septiembre (Fig. 16). Esto coincidió con los reportes de blanqueamiento de moderado a muy alto dados para toda Cuba en el 2005 (Alcolado, 2007b). Al parecer, las elevadas temperaturas del mar en el 2005, provocaron eventos masivos de blanqueamientos en todo el Caribe (Wilkinson, 2008; Miller *et al.*, 2009; Bruckner & Hill, 2009). Además, Wilkinson & Souter (2008) señalan que el blanqueamiento del 2005 en Cuba, varió desde

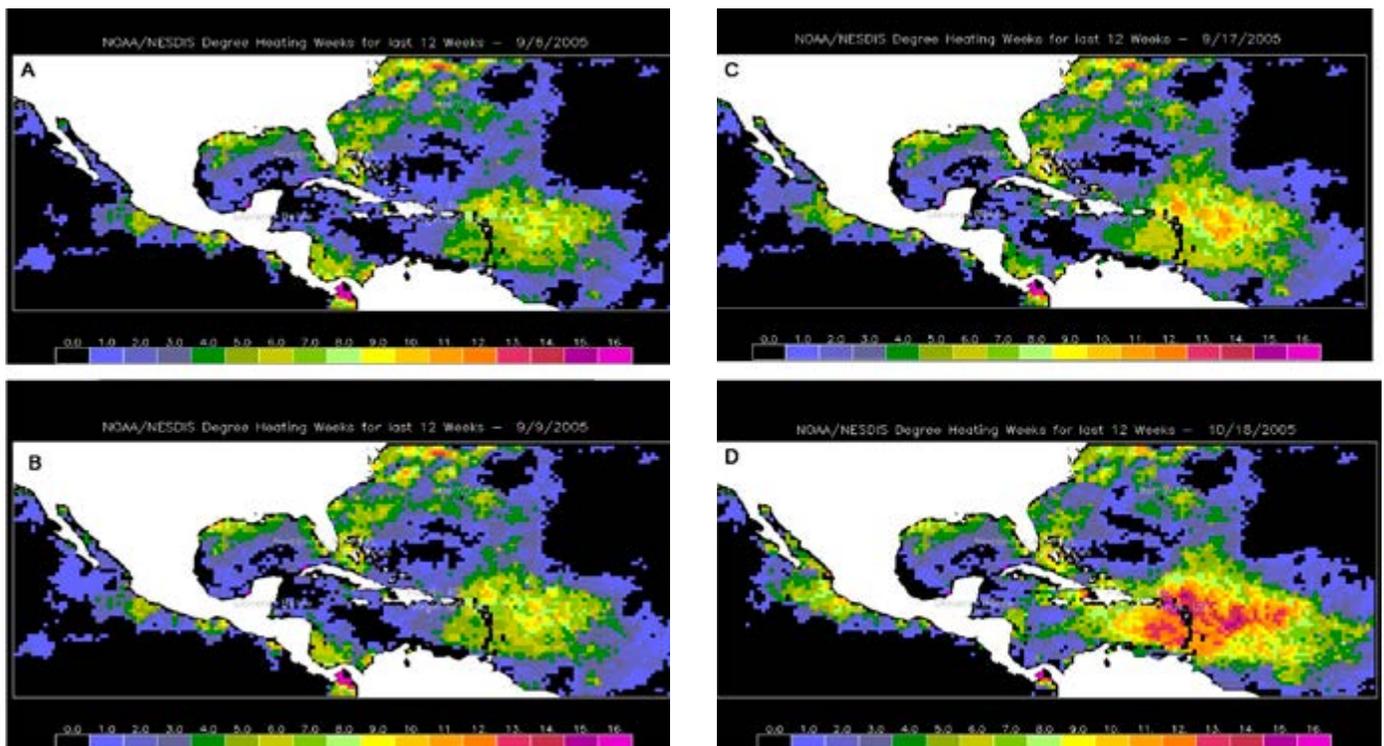


Figura 16. Número de semanas con más de 1 °C por encima del promedio máximo de temperatura del agua en el verano (DHW= Degree Heating Weeks de NOAA/NESDIS).
 A= 6 de septiembre de 2005; B= 9 de septiembre de 2005; C= 17 de septiembre de 2005 y
 D= 18 de octubre de 2005

50% (blanqueamiento fuerte) a 95% (blanqueamiento casi total).

En el 2010, el blanqueamiento en Jardines de la Reina fluctuó de moderado a alto (31-50%) (Alcolado, 2011). Según Jekielek (2011) y Bastidas *et al.* (2012), el blanqueamiento de 2010 en el Caribe fue menor que el del 2005. Los años 1995, 1998, 2005, 2009 y 2010 pueden considerarse de gran intensidad y extensión geográfica en el blanqueamiento (Alcolado, 2011).

Por otra parte, Alcolado *et al.* (1998) identificaron a la enfermedad banda blanca como la causa más probable en el deterioro de *A. palmata*. La incidencia de enfermedades microbianas en las crestas arrecifales evaluadas en el 2001 en el archipiélago Jardines de la Reina fue baja (0,96%) (Alcolado *et al.*, 2001b). Estos autores observaron pocas colonias con banda negra, mancha amarilla y necrosis parcheada; además de observar muchas colonias de *O. annularis* con la parte superior muerta y cubierta por macroalgas y sedimentos (esto no constituyen enfermedades pero provoca mortalidad). En el 2012, en las crestas no se observó ningún coral con enfermedades microbianas.

Densidad de reclutas de coral y del erizo negro *D. antillarum*

La densidad de reclutas de coral fue nula en el 50% de las crestas arrecifales evaluadas en el archipiélago Jardines de la Reina en el 2001 (Alcolado *et al.*, 2001b). Estos autores detectaron la mayor densidad de reclutas (>2 colonias/m²) en Punta Ancón, Botijuela y Cayo Grande E2 (Punta Bayameses E). La densidad de reclutas de coral aumentó de manera abrupta en el año 2012 en todas las crestas evaluadas en este archipiélago, comparado con los datos del 2001 (Fig. 17).

De manera general, la abundancia del erizo negro *D. antillarum* en las crestas del archipiélago Jardines de la Reina en 2001 fue muy baja, con la excepción de los sitios, Canal las Mulatas, Faro La Vela, Cayo Grande Este 1 (Punta Bayameses Oeste), Centro de Cayo Caballones y Cayo Mates Sur, con densidades entre 1 y 2 individuos/m² (Alcolado *et al.*, 2001b). En 2004, la densidad de *D. antillarum* varió entre 0,013 ind./m² en Bretón a 1,016 ind./m² en La Puntica; en abril de 2005 fluctuó de 0,013-1,553 ind./m² como los valores extremos en los mismos sitios anteriores, y en septiembre de 2005 el 42% de las crestas

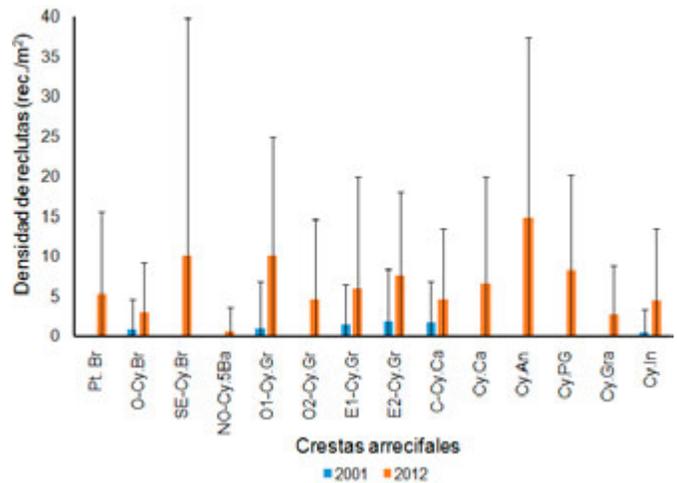


Figura 17. Densidad de reclutas de coral en las crestas arrecifales del archipiélago Jardines de la Reina entre 2001 y 2012. Se representa la media \pm desviación estándar. El significado de las siglas se encuentra en el anexo 2. Fuentes de los datos: 2001 (Alcolado *et al.*, 2001b; datos del Archivo Científico del Instituto de Oceanología; www.agrra.org) y 2012 (datos del proyecto: Aplicación de un enfoque regional al manejo de áreas costeras y marinas protegidas en los archipiélagos del sur de Cuba)

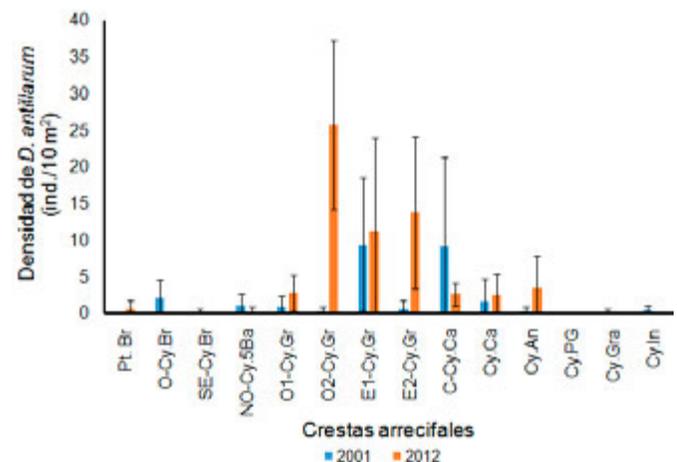


Figura 18. Densidad de *D. antillarum* en las crestas arrecifales del archipiélago Jardines de la Reina entre 2001 y 2012. Se representa la media \pm desviación estándar. El significado de las siglas se encuentra en el anexo 2. Fuentes de los datos: 2001 (Alcolado *et al.*, 2001b; datos del Archivo Científico del Instituto de Oceanología; www.agrra.org) y 2012 (datos del proyecto: Aplicación de un enfoque regional al manejo de áreas costeras y marinas protegidas en los archipiélagos del sur de Cuba)

inspeccionadas presentó una densidad superior a 1 ind./m², con valor máximo de 2,183 ind./m² en Punta Escondida (Martín, González, Pina, & Clero, 2010). Según Martín *et al.* (2010) la densidad de *D. antillarum* mostró una variación espacial significativa, y la mayor abundancia se encontró al oeste de los principales canales entre los cayos, donde el reclutamiento parece ser favorecido por características oceanográficas locales y facilitado por la abundancia de *E. lucunter*. Esos autores señalan que la talla promedio de *D. antillarum* en el conjunto de las crestas evaluadas en septiembre de 2005 fue de $56,85 \pm 0,68$ mm (error estándar). En algunas de las crestas evaluadas en 2012, se observó un aumento de la densidad promedio de *D. antillarum* en comparación con el 2001, destacándose O2-Cy.Gr y E2-Cy.Gr (Punta Bayameses Este) (Fig. 18).

.Cobertura de macroalgas

El porcentaje de cobertura de macroalgas carnosas y calcáreas en las crestas arrecifales del archipiélago Jardines de la Reina tendió a ser bajo en comparación con las costrosas entre el 2001 y el 2005. Sin embargo, en el 2012 se observó un cambio en estas proporciones, siendo las macroalgas carnosas las dominantes seguidas de las costrosas. Los porcentajes de macroalgas calcáreas tendieron a ser estables durante el período 2001-2012 (Fig. 19). Según Martín, Clero, González & Pina (2011), las macroalgas más abundantes en las crestas evaluadas entre junio de 2004 y abril de 2005 fueron *Halimeda* sp. y *Amphiroa* sp.

La cobertura de macroalgas costrosas aumentó en el 57% de las crestas arrecifales del archipiélago Jardines de la Reina entre 2001 y 2012 (Fig. 20A). Buddemeier & Fautin (1993) y Grimsditch & Salm (2006) consideran que las algas coralinas costrosas brindan el mejor sustrato para el reclutamiento de los corales, ya que contribuyen con el asentamiento y el crecimiento de los reclutas de corales.

A pesar del aumento de la densidad de erizos *D. antillarum*, los porcentajes de macroalgas carnosas en las crestas evaluadas en 2012 aumentaron notablemente en la mayoría de los sitios (Fig. 20B). No se observó correspondencia entre los sitios con mayor densidad de erizos y los de menor cobertura de macroalgas carnosas. Las crestas que mayores abundancias de erizos tuvieron experimentaron

aumentos considerables en la cobertura de macroalgas carnosas, mientras que en otras, como en los cayos Granada e Inglesitos esta variable disminuyó a pesar de la ausencia de *D. antillarum* (Fig. 18 y 20B). Esto parece indicar que la abundancia de erizos no es la responsable principal del aumento de las coberturas de este grupo morfofuncional en el área en el 2012. La cobertura de macroalgas calcáreas no mostró diferencia entre 2001 y 2012, excepto en los cayos Cinco Balas Oeste, Granada y Piedra Grande, donde aumentó la cobertura de este grupo morfofuncional (Fig. 20C).

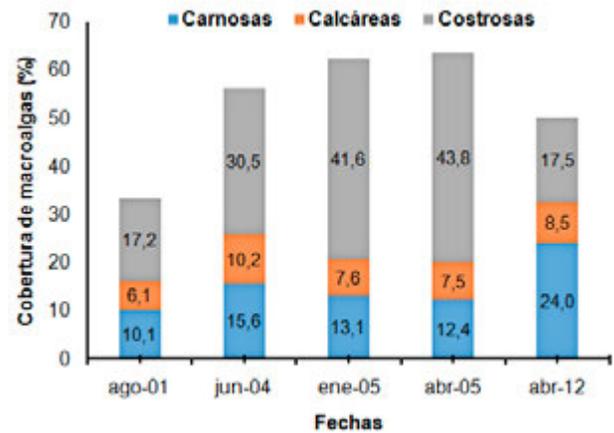


Figura 19. Porcentaje promedio de la cobertura de los diferentes grupos morfofuncionales de macroalgas en el conjunto de crestas arrecifales del archipiélago Jardines de la Reina que coincidieron entre 2001 y 2012. Fuentes de los datos: 2001 (Alcolado *et al.*, 2001b), entre 2004-2005 (Pina *et al.*, 2008) y 2012 (datos del proyecto: Aplicación de un enfoque regional al manejo de áreas costeras y marinas protegidas en los archipiélagos del sur de Cuba)

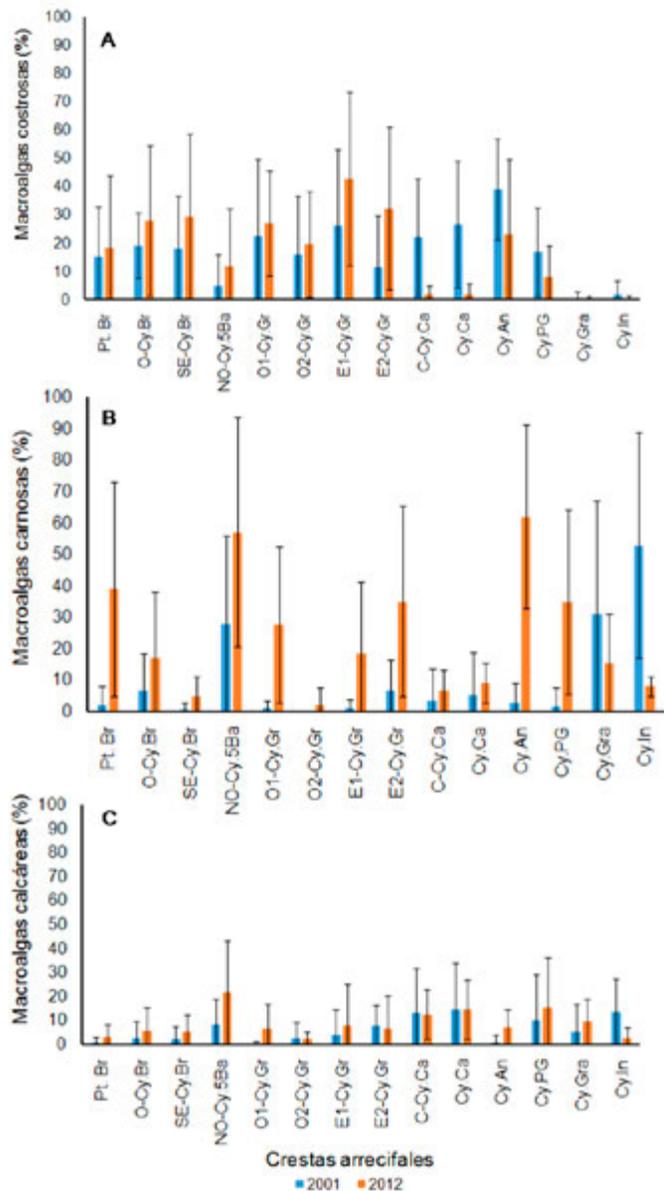


Figura 20. Porcentaje de la cobertura de macroalgas costrosas (A), macroalgas carnosas (B) y macroalgas calcáreas (C) en las crestas arrecifales del archipiélago Jardines de la Reina entre 2001 y 2012. Se representa la media \pm desviación estándar. El significado de las siglas se encuentra en el anexo 2. Fuentes de los datos: 2001 (Alcolado *et al.*, 2001b; datos del Archivo Científico del Instituto de Oceanología; www.agrra.org) y 2012 (datos del proyecto: Aplicación de un enfoque regional al manejo de áreas costeras y marinas protegidas en los archipiélagos del sur de Cuba)

Arrecifes frontales del archipiélago Jardines de la Reina

Cobertura viva de coral

Alcolado *et al.* (1998) en 1997 evaluaron cinco arrecifes frontales en el área. Se muestreó a 5, 10 y entre 18 y 25 m de profundidad, pero con el objetivo de comparar con muestreos posteriores solo se tuvieron en cuenta los resultados a 10 m. La mayor cobertura viva de coral se observó en Pasa Caballones (Montaña Rusa), y el resto de los sitios tuvieron valores similares (Fig. 21).

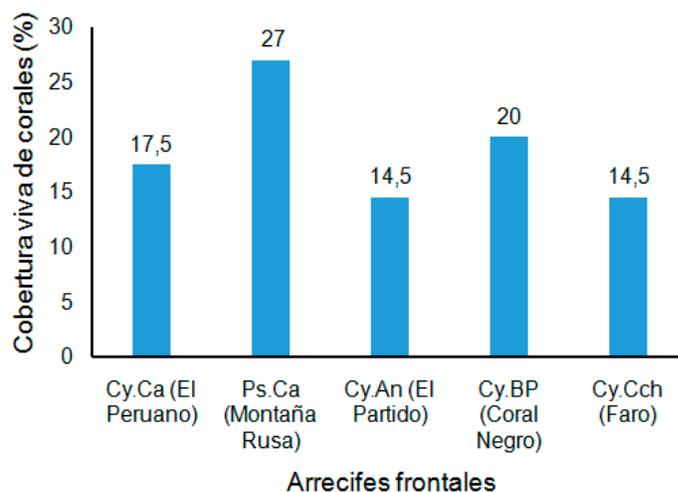
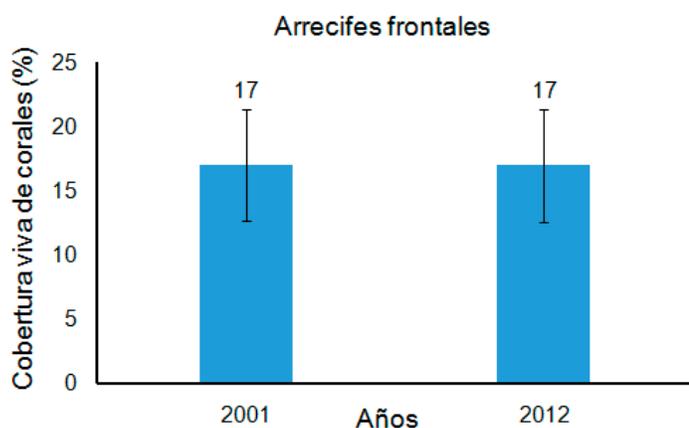


Figura 21. Promedios de la cobertura viva de coral en arrecifes frontales del archipiélago Jardines de la Reina en el año 1997. Fuentes de los datos: 1997 (Alcolado *et al.*, 1998). El significado de las siglas se encuentra en el anexo 2

Los arrecifes frontales evaluados en el 2001 en el archipiélago Jardines de la Reina que presentaron los mayores porcentajes de cobertura viva de coral ($>20\%$) fueron: Mulatas Este, Cayo Caballones Este, Cayo Grande Este 2, Canal de las Mulatas, Cayo Grande Oeste 2, Cayo Grande Este 1, Cayo Cinco Balas Norte y Cayo Anclitas Este (Alcolado *et al.*, 2001b). Estos autores detectaron las menores coberturas coralinas ($<10\%$) en Faro La Vela y Cayo Anclitas Oeste (Punta Prácticos).

La cobertura viva de coral en el conjunto de arrecifes frontales del archipiélago Jardines de la Reina se mantuvo constante en el período 2001-2012 (Fig. 22). Al comparar cada uno de los sitios entre 2001 y 2012,



no se observaron grandes variaciones en la cobertura viva de coral en la mayoría de ellos. Los arrecifes frontales que presentaron un ligero aumento en la cobertura coralina en 2012 fueron: *NO-Cy.5Ba*, *O-Cy. An*, *Ps.BP* y *Bc.JG*, mientras que los que presentaron una ligera disminución fueron: *E1-Cy.Gr*, *E2-Cy.Gr*, *E-Cy.Ca* y *Cy.Crb* (Fig. 23).

Figura 22. Cobertura viva de coral en el conjunto de arrecifes frontales del archipiélago Jardines de la Reina que coincidieron entre 2001 y 2012. Se representa la media \pm desviación estándar. Fuentes de los datos: 2001 (Alcolado *et al.*, 2001b) y 2012 (datos del proyecto: Aplicación de un enfoque regional al manejo de áreas costeras y marinas protegidas en los archipiélagos del sur de Cuba)

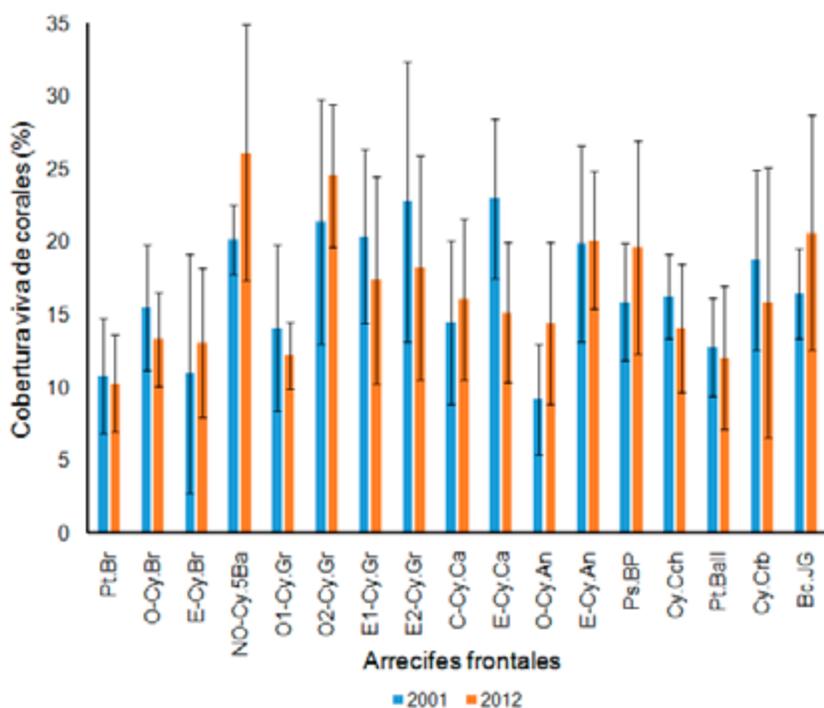


Figura 23. Cobertura viva de coral en los arrecifes frontales del archipiélago Jardines de la Reina entre 2001 y 2012. Se representa la media \pm desviación estándar. El significado de las siglas se encuentra en el anexo 2. Fuentes de los datos: 2001 (Alcolado *et al.*, 2001b; datos del Archivo Científico del Instituto de Oceanología; www.agrra.org) y 2012 (datos del proyecto: Aplicación de un enfoque regional al manejo de áreas costeras y marinas protegidas en los archipiélagos del sur de Cuba)

.Abundancia relativa (%) y riqueza de especies de corales

La información sobre la abundancia relativa (%) de los corales en los arrecifes frontales del archipiélago Jardines de la Reina se realizó con el conjunto de especies que sumaron aproximadamente 95%. Para este cálculo, se excluyeron las colonias de coral con 100% de mortalidad antigua (colonias en pie totalmente muertas).

En el conjunto de arrecifes frontales estudiados en el 2001, las especies más abundantes fueron *S. siderea*, *O. faveolata* y *A. agaricites*. En el 2012, *S. siderea* se mantuvo como la especie más abundante, mientras que *A. agaricites* desplazó a *O. faveolata* hacia la tercera posición (Tabla 12a-c). El predominio de *A. agaricites* en detrimento de *O. faveolata* pudo estar dado por su condición de oportunista, y por su elevada tasa de reclutamiento en la mayoría de los arrecifes coralinos de nuestra área geográfica (Martínez-Estalella & Herrera, 1989; Sullivan, Chiappone, & Lott, 1994; Alcolado, Martínez-Daranas, Menéndez-Macías, del Valle, Hernández, & García, 2003; Kramer, 2003).

En la mayoría de los sitios (en un 82%) la abundancia relativa del complejo de especies *O. annularis*, especies formadoras típicas de los arrecifes frontales

según Kramer (2003) y McField & Kramer (2007), fue desplazado entre 2001 y 2012 por el incremento en abundancia relativa en distintas combinaciones de especies oportunistas y resistentes al fuerte oleaje, sedimentación y mayor tasa de reclutamiento como *S. siderea*, *P. astreoides* y *A. agaricites* (Tabla 12a-c). Esto coincide con lo reportado por Alcolado *et al.* (2009b), quienes encontraron que durante el período 2001-2007 en los arrecifes frontales al sur y este del golfo de Batabanó ocurrió una sustitución del complejo de especies *O. annularis* por *P. astreoides* y *S. siderea*.

En 2001, con 1629 colonias contadas, la riqueza de especies promedio fue aproximadamente 15, y los menores valores se encontraron al este del cayo Bretón (E-Cy.Br) y en Punta Ballenas (Pt.Ball); y el más alto en el cayo Carabinero (Cy.Crb). Sin embargo, en 2012, con 2588 colonias contadas, el promedio ascendió a 17, y los sitios este 1 del cayo Grande (E1-Cy.Gr) y oeste 1 del cayo Grande (O1-Cy.Gr) mostraron los menores valores, mientras que al oeste 2 del cayo Grande (O2-Cy.Gr) se detectó la mayor riqueza. Coincidiendo con lo observado en las crestas arrecifales, el aparente incremento temporal de la riqueza de especies pudo deberse al mayor esfuerzo de muestreo realizado en 2012 (Tabla 12a-c).

Tabla 12a. Abundancia relativa (%) y riqueza de especies de corales en los arrecifes frontales del archipiélago Jardines de la Reina durante el período 2001-2012. El significado de las siglas se encuentra en el anexo 2. Fuentes de los datos: 2001 (datos del Archivo Científico del Instituto de Oceanología; www.agrra.org) y 2012 (datos del proyecto: Aplicación de un enfoque regional al manejo de áreas costeras y marinas protegidas en los archipiélagos del sur de Cuba)

SITIOS	Pt.Br		O-Cy.Br		E-Cy.Br		NO-Cy.5Ba		O1-Cy.Gr		O2-Cy.Gr	
	2001	2012	2001	2012	2001	2012	2001	2012	2001	2012	2001	2012
<i>Acropora cervicornis</i>	0,0	0,0	2,0	0,0	1,6	0,0	0,0	0,0	1,0	0,0	0,9	0,0
<i>Agaricia agaricites</i>	6,3	10,6	10,2	13,2	7,9	12,3	13,3	11,2	15,2	17,7	14,0	14,6
<i>Agaricia lamarcki</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	2,6	0,0	0,0	1,0	0,0	0,0	1,8
<i>Agaricia tenuifolia</i>	0,0	0,0	0,0	0,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Colpophyllia natans</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	3,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,6
<i>Dendrogyra cylindrus</i>	0,0	0,0	0,0	0,6	0,0	0,0	0,0	0,0	1,0	0,0	0,0	0,6
<i>Dichocoenia stokesi</i>	0,0	0,0	1,0	1,2	0,0	0,6	0,9	0,0	1,0	1,3	0,0	0,0
<i>Diploria clivosa</i>	1,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Diploria labyrinthiformis</i>	1,3	0,8	5,1	1,2	6,3	1,9	0,0	0,4	1,0	1,3	1,9	3,5
<i>Diploria strigosa</i>	8,8	3,8	7,1	10,8	6,3	7,1	0,9	0,0	8,1	1,3	6,5	4,7
<i>Eusmilia fastigiata</i>	1,3	1,5	0,0	0,6	0,0	0,6	0,0	0,0	0,0	1,3	0,9	0,0
<i>Leptoceris cucullata</i>	1,3	0,0	1,0	0,0	0,0	0,0	0,9	3,9	0,0	1,3	0,0	0,0
<i>Madracis decactis</i>	0,0	0,8	1,0	0,6	0,0	0,6	0,9	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Madracis mirabilis</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,6
<i>Meandrina meandrites</i>	1,3	0,0	3,1	1,8	0,0	1,9	0,0	0,4	1,0	0,0	0,0	1,8
<i>Millepora alcicornis</i>	0,0	3,8	2,0	1,2	0,0	0,6	1,8	8,2	0,0	0,0	0,0	2,3
<i>Montastraea cavernosa</i>	11,3	2,3	3,1	3,0	3,2	3,9	13,3	9,9	2,0	0,0	0,9	2,9
<i>Mussa angulosa</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Mycetophyllia aliciae</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,7	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Mycetophyllia danaana</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,3	0,0	0,0	0,0	0,6
<i>Mycetophyllia ferox</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,9	0,0	0,0	0,0	0,0	1,2
<i>Mycetophyllia lamarckiana</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,6	1,8	1,7	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Orbicella annularis</i>	12,5	0,0	7,1	0,0	4,8	0,0	0,0	0,0	9,1	0,0	17,8	1,2
<i>Orbicella faveolata</i>	10,0	3,8	15,3	7,8	12,7	6,5	3,5	3,0	5,1	17,7	6,5	20,5
<i>Orbicella franksi</i>	2,5	0,0	0,0	1,2	0,0	0,0	0,0	0,0	2,0	2,5	7,5	1,2
<i>Orbicella annularis</i> (complejo de especies)	25	3,8	22,4	9	17,5	6,5	3,5	3	16,2	20,2	31,8	22,9
<i>Porites astreoides</i>	8,8	9,1	11,2	16,8	11,1	7,1	16,8	23,7	4,0	6,3	11,2	8,8
<i>Porites divaricata</i>	0,0	3,0	0,0	1,2	0,0	3,9	0,0	1,7	0,0	0,0	0,0	2,9
<i>Porites furcata</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	1,6	1,3	3,5	0,9	0,0	0,0	0,0	0,6
<i>Porites porites</i>	6,3	11,4	8,2	6,0	9,5	7,8	10,6	2,2	13,1	6,3	7,5	5,3
<i>Siderastrea siderea</i>	25,0	45,5	19,4	28,7	30,2	34,4	26,5	27,2	31,3	36,7	19,6	23,4
<i>Stephanocoenia intersepta</i>	2,5	3,8	2,0	3,6	4,8	5,2	0,0	2,2	4,0	6,3	4,7	1,2
Número de colonias	80	132	98	167	63	154	113	232	99	79	107	171
Riqueza de especies	15	13	16	18	12	19	15	17	16	12	13	21
Número de transectos	8	16	6	16	6	16	6	16	8	8	8	13

Tabla 12b. Abundancia relativa (%) y riqueza de especies de corales en los arrecifes frontales del archipiélago Jardines de la Reina durante el período 2001-2012. El significado de las siglas se encuentra en el anexo 2. Fuentes de los datos: 2001 (datos del Archivo Científico del Instituto de Oceanología; www.agrra.org) y 2012 (datos del proyecto: Aplicación de un enfoque regional al manejo de áreas costeras y marinas protegidas en los archipiélagos del sur de Cuba)

SITIOS	E1-Cy.Gr		E2-Cy.Gr		C-Cy.Ca		E-Cy.Ca		O-Cy.An		E-Cy.An	
	2001	2012	2001	2012	2001	2012	2001	2012	2001	2012	2001	2012
<i>Acropora cervicornis</i>	0,0	0,0	0,0	0,6	1,4	3,0	1,0	0,8	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Acropora palmata</i>	0,0	0,0	2,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Agaricia agaricites</i>	11,1	27,3	9,9	14,8	14,9	13,9	10,2	24,6	16,9	18,2	4,0	10,4
<i>Agaricia fragilis</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	1,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Agaricia grahamae</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,7	0,0	0,0	0,0
<i>Agaricia humilis</i>	0,0	1,5	0,0	0,0	0,0	0,6	0,0	0,0	0,0	4,2	0,0	0,0
<i>Agaricia lamarcki</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,8	0,0	0,6	0,8	0,0
<i>Agaricia undata</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Colpophyllia natans</i>	1,0	0,0	1,0	1,2	0,0	0,6	0,0	0,8	0,0	0,0	1,6	1,6
<i>Dendrogyra cylindrus</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Dichocoenia stokesi</i>	0,0	0,0	0,0	0,6	0,0	1,2	1,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Diploria labyrinthiformis</i>	7,1	0,0	1,0	1,9	2,7	4,2	4,1	0,0	3,4	0,6	4,8	3,8
<i>Diploria strigosa</i>	5,1	0,0	2,0	2,5	2,7	2,4	2,0	0,0	8,5	3,6	3,2	3,8
<i>Eusmilia fastigiata</i>	1,0	0,0	1,0	0,6	0,0	0,6	0,0	0,0	0,0	1,2	0,0	0,5
<i>Isophyllia rigida</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,6	0,0	0,0	0,0	0,6	0,0	0,5
<i>Leptoceris cucullata</i>	0,0	0,0	2,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Madracis decactis</i>	0,0	0,0	1,0	0,6	0,0	0,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Madracis mirabilis</i>	0,0	0,0	0,0	1,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,6	0,0	0,0
<i>Manicina areolata</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,7	0,0	0,0	0,0
<i>Meandrina meandrites</i>	2,0	1,5	0,0	0,0	1,4	1,8	0,0	0,0	1,7	0,0	0,8	1,1
<i>Millepora alcicornis</i>	1,0	0,0	2,0	2,5	0,0	1,2	0,0	0,8	0,0	1,8	0,0	0,0
<i>Montastraea cavernosa</i>	5,1	4,5	5,0	11,7	0,0	3,6	2,0	3,2	0,0	6,7	4,8	8,7
<i>Mussa angulosa</i>	1,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,1
<i>Mycetophyllia aliciae</i>	0,0	0,0	1,0	0,0	0,0	0,6	0,0	0,8	1,7	0,0	0,0	0,0
<i>Mycetophyllia danaana</i>	1,0	1,5	0,0	0,0	0,0	1,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Mycetophyllia ferox</i>	0,0	0,0	1,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Mycetophyllia lamarckiana</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,5
<i>Orbicella annularis</i>	7,1	3,0	3,0	0,6	6,8	0,0	3,1	0,8	8,5	1,8	10,5	3,8
<i>Orbicella faveolata</i>	33,3	22,7	14,9	15,4	14,9	15,7	11,2	13,5	15,3	14,5	25,8	20,8
<i>Orbicella franksi</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	1,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,6	5,6	0,5
<i>Orbicella annularis</i> (complejo de especies)	40,4	25,7	17,9	16	23,1	15,7	14,3	14,3	23,8	16,9	41,9	25,1
<i>Porites astreoides</i>	0,0	6,1	9,9	14,8	6,8	6,6	10,2	16,7	11,9	17,0	5,6	10,4
<i>Porites divaricata</i>	0,0	1,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	2,4	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Porites furcata</i>	0,0	0,0	1,0	0,6	1,4	0,0	1,0	0,8	1,7	0,0	0,8	0,0

Tabla 12b (cont.). Abundancia relativa (%) y riqueza de especies de corales en los arrecifes frontales del archipiélago Jardines de la Reina durante el período 2001-2012. El significado de las siglas se encuentra en el anexo 2. Fuentes de los datos: 2001 (datos del Archivo Científico del Instituto de Oceanología; www.agrra.org) y 2012 (datos del proyecto: Aplicación de un enfoque regional al manejo de áreas costeras y marinas protegidas en los archipiélagos del sur de Cuba)

SITIOS	E1-Cy.Gr		E2-Cy.Gr		C-Cy.Ca		E-Cy.Ca		O-Cy.An		E-Cy.An	
ESPECIES/AÑOS	2001	2012	2001	2012	2001	2012	2001	2012	2001	2012	2001	2012
<i>Porites porites</i>	2,0	10,6	2,0	7,4	6,8	3,0	8,2	8,7	1,7	3,0	0,8	6,0
<i>Siderastrea siderea</i>	22,2	18,2	36,6	22,2	33,8	36,7	40,8	24,6	22,0	23,0	27,4	22,4
<i>Stephanocoenia intersepta</i>	0,0	1,5	3,0	0,6	4,1	1,8	3,1	0,8	3,4	1,8	3,2	3,8
Número de colonias	99	66	101	162	74	166	98	126	59	165	124	183
Riqueza de especies	14	12	19	18	14	20	15	15	14	17	15	17
Número de transectos	6	8	6	15	6	17	6	14	6	16	8	16

Tabla 12c. Abundancia relativa (%) y riqueza de especies de corales en los arrecifes frontales del archipiélago Jardines de la Reina durante el período 2001-2012. El significado de las siglas se encuentra en el anexo 2. Fuentes de los datos: 2001 (datos del Archivo Científico del Instituto de Oceanología; www.agrra.org) y 2012 (datos del proyecto: Aplicación de un enfoque regional al manejo de áreas costeras y marinas protegidas en los archipiélagos del sur de Cuba)

SITIOS	Ps.BP		Cy.Cch		Pt.Ball		Cy.Crb		Bc.JG	
ESPECIES/AÑOS	2001	2012	2001	2012	2001	2012	2001	2012	2001	2012
<i>Acropora cervicornis</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,6	0,0	0,0
<i>Agaricia agaricites</i>	14,5	7,7	6,9	16,9	14,7	18,8	9,3	11,0	10,3	6,6
<i>Agaricia fragilis</i>	0,0	0,0	0,0	1,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Agaricia humilis</i>	0,0	0,0	0,0	0,6	0,0	0,8	0,0	0,0	0,0	0,6
<i>Agaricia lamarcki</i>	0,0	0,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Colpophyllia natans</i>	0,0	2,2	0,9	0,0	1,1	0,0	0,9	0,0	0,0	0,6
<i>Dendrogyra cylindrus</i>	0,0	0,0	0,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Dichocoenia stokesi</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	1,1	0,0	0,9	1,3	0,0	1,8
<i>Diploria labyrinthiformis</i>	2,6	3,8	2,6	0,6	0,0	0,8	2,8	0,6	5,1	3,0
<i>Diploria strigosa</i>	2,6	2,7	2,6	0,6	5,3	6,3	2,8	1,3	5,1	3,6
<i>Eusmilia fastigiata</i>	0,0	0,5	0,0	0,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,6
<i>Leptocercis cucullata</i>	0,0	0,0	0,0	1,3	0,0	0,8	0,0	0,0	0,0	0,6
<i>Madracis decactis</i>	0,0	0,0	0,9	0,6	1,1	0,8	0,9	0,0	0,0	0,0
<i>Madracis formosa</i>	0,0	0,0	0,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Madracis mirabilis</i>	1,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,9	0,0	0,0	0,0
<i>Meandrina meandrites</i>	2,6	1,1	0,9	1,3	1,1	1,6	0,9	0,0	2,6	1,8
<i>Millepora alcicornis</i>	0,0	3,8	2,6	1,3	0,0	4,7	0,0	1,3	0,0	2,4

Tabla 12c (cont.). Abundancia relativa (%) y riqueza de especies de corales en los arrecifes frontales del archipiélago Jardines de la Reina durante el período 2001-2012. El significado de las siglas se encuentra en el anexo 2. Fuentes de los datos: 2001 (datos del Archivo Científico del Instituto de Oceanología; www.agrra.org) y 2012 (datos del proyecto: Aplicación de un enfoque regional al manejo de áreas costeras y marinas protegidas en los archipiélagos del sur de Cuba)

SITIOS	Ps.BP		Cy.Cch		Pt.Ball		Cy.Crb		Bc.JG	
	2001	2012	2001	2012	2001	2012	2001	2012	2001	2012
ESPECIES/AÑOS	2001	2012								
<i>Montastraea cavernosa</i>	3,4	6,0	8,6	1,3	3,2	0,0	10,2	4,5	2,6	3,0
<i>Mussa angulosa</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,8	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Mycetophyllia aliciae</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,9	0,0	0,0	0,0
<i>Mycetophyllia danaana</i>	0,0	0,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Mycetophyllia ferox</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,9	0,0	1,3	0,0
<i>Mycetophyllia lamarckiana</i>	0,0	0,5	0,0	0,0	0,0	1,6	0,0	0,6	0,0	0,0
<i>Orbicella annularis</i>	11,1	1,6	10,3	0,6	4,2	0,8	12,0	0,6	9,0	1,8
<i>Orbicella faveolata</i>	26,5	23,6	10,3	7,8	11,6	4,7	14,8	22,7	0,0	10,8
<i>Orbicella franksi</i>	3,4	1,1	0,0	1,3	0,0	0,0	0,0	0,6	9,0	0,6
<i>Orbicella sp.</i>	0,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,9	0,0	0,0	0,0
<i>Orbicella annularis</i> (complejo de especies)	41,9	26,3	20,6	9,7	15,8	5,5	27,7	23,9	18	13,2
<i>Porites astreoides</i>	2,6	9,3	4,3	9,7	15,8	7,8	11,1	11,0	9,0	13,8
<i>Porites divaricata</i>	4,3	0,0	0,0	0,6	0,0	0,0	0,9	0,6	0,0	0,6
<i>Porites furcata</i>	3,4	0,0	0,0	0,6	0,0	0,0	1,9	2,6	2,6	0,0
<i>Porites porites</i>	2,6	7,1	3,4	3,2	2,1	1,6	3,7	5,2	15,4	9,0
<i>Siderastrea siderea</i>	14,5	25,8	39,7	43,5	38,9	42,2	18,5	34,4	25,6	31,7
<i>Stephanocoenia intersepta</i>	3,4	1,6	4,3	5,8	0,0	6,3	4,6	0,6	2,6	7,2
Número de colonias	117	182	116	154	95	128	108	154	78	167
Riqueza de especies	16	18	16	20	12	16	20	17	13	19
Número de transectos	8	15	8	15	8	7	8	15	6	16

Diámetro máximo y densidad lineal de corales

En el 2001, el diámetro máximo promedio de los corales en los arrecifes frontales del archipiélago Jardines de la Reina fue mayor en: Canal las Mulatas, Punta Bretón, y los cayos Granada, Piedra Grande (Faro de Boca Piedra), Caballones (Punta Escondida), Caballones Este y Anclitas (Alcolado *et al.*, 2001b). El diámetro máximo promedio de los corales disminuyó en la mayoría de los arrecifes frontales de este archipiélago en el período 2001-2012 (Fig. 24).

La densidad lineal de corales en el 2001 en los arrecifes frontales del archipiélago Jardines de la

Reina no fue realmente baja, ya que se incluyeron a los corales muertos identificables (Alcolado *et al.*, 2001b). Según estos autores, la densidad fue mayor que 1,5 colonias/m en Cayo Cinco Balas (dentro *E*), Mulatas *E*, Cayo Grande *E1* y *E2* (Punta Bayameses *O* y *E*), Cayo Caballones *E*, Cayo Anclitas *E*, Pasa de Boca de Piedra, Cayo Bretón *O*, Cayo Cinco Balas (dentro *O*), Cayo Caguama y Canal de las Mulatas.

Entre 2001 y 2012 se observó muy poca variación en la densidad lineal de corales en la mayoría de los arrecifes frontales. Los que mostraron una disminución en esta variable fueron: *O-Cy.Br*, *E1-Cy.Gr*, *E2-Cy.Gr* y *E-Cy-Ca* (Fig. 25).

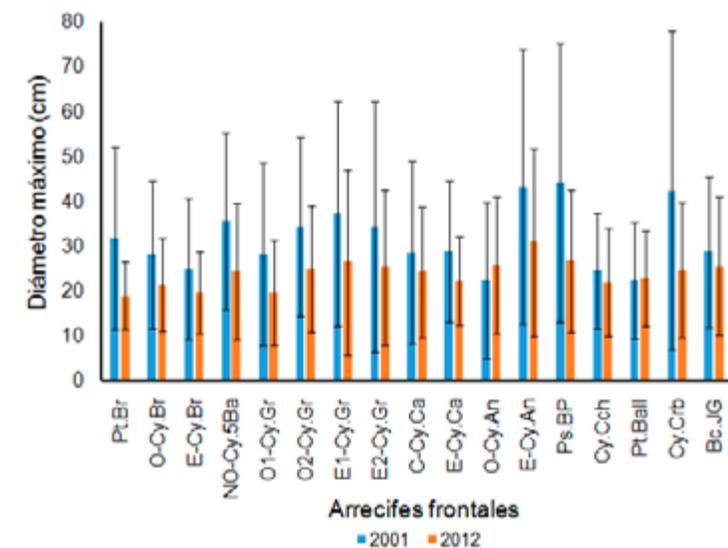


Figura 24. Diámetro máximo de los corales en los arrecifes frontales del archipiélago Jardines de la Reina entre 2001 y 2012. Se representa la media \pm desviación estándar. El significado de las siglas se encuentra en el anexo 2. Fuentes de los datos: 2001 (Alcolado *et al.*, 2001b; datos del Archivo Científico del Instituto de Oceanología; www.agrra.org) y 2012 (datos del proyecto: Aplicación de un enfoque regional al manejo de áreas costeras y marinas protegidas en los archipiélagos del sur de Cuba)

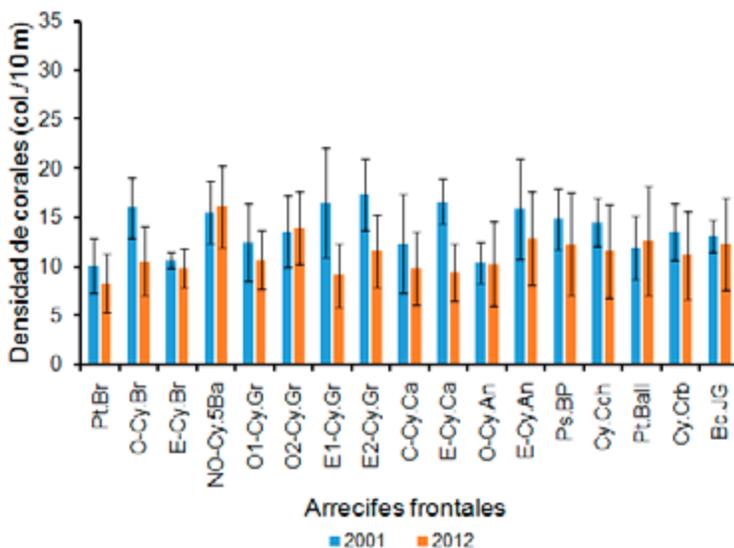


Figura 25. Densidad lineal de corales en los arrecifes frontales del archipiélago Jardines de la Reina entre 2001 y 2012. Se representa la media \pm desviación estándar. El significado de las siglas se encuentra en el anexo 2. Fuentes de los datos: 2001 (Alcolado *et al.*, 2001b; datos del Archivo Científico del Instituto de Oceanología; www.agrra.org) y 2012 (datos del proyecto: Aplicación de un enfoque regional al manejo de áreas costeras y marinas protegidas en los archipiélagos del sur de Cuba)

Porcentaje de mortalidad antigua y reciente

El porcentaje de mortalidad antigua de la superficie de los corales en los arrecifes frontales evaluados en el 2001 en el archipiélago Jardines de la Reina fue de moderado a elevado, y prácticamente en todos los sitios fue igual o mayor que 20% (Alcolado *et al.*, 2001b). Los mayores porcentajes (>40%) se encontraron en Faro La Vela y Pasa Boca Piedra. También, sobresalen entre un 30% y 40% de mortalidad antigua los sitios, Cayo Anclitas Este, Cayo Carabinero ("Arrecife Frustrado"), Cayo Caguama, Cayo Grande Este 1 (Punta Bayameses oeste), Cayo Caballones (centro), Canal de la Lisa y Punta Bretón (Alcolado *et al.*, 2001b). Según estos autores, *O. annularis* mostró una mortalidad antigua de 52% de su superficie, comparable con el 50% registrado en el archipiélago de los Canarreos. Ambos porcentajes están muy por encima del promedio de mortalidad regional para el Gran Caribe en esa especie (32%, según la base de datos de AGRRA). El porcentaje de mortalidad antigua en los corales tuvo una disminución entre 2001 y 2012 en todos los arrecifes frontales evaluados en el archipiélago Jardines de la Reina (Fig. 26).

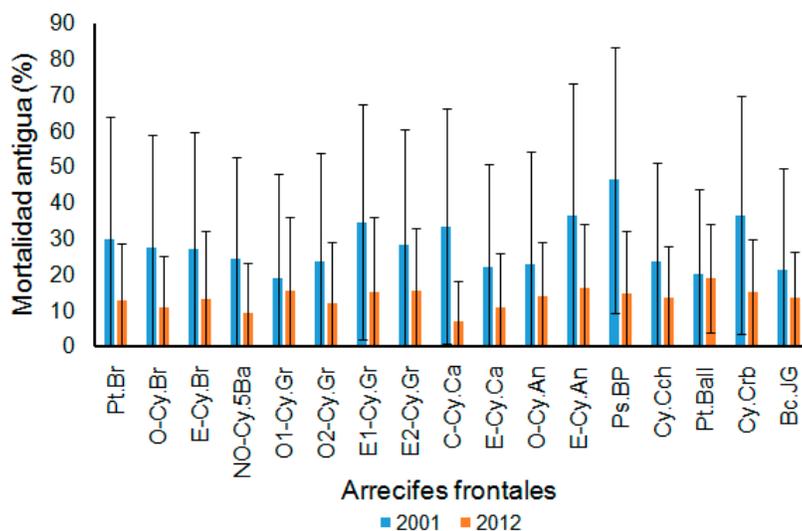


Figura 26. Porcentaje de mortalidad antigua de los corales en los arrecifes frontales del archipiélago Jardines de la Reina entre 2001 y 2012. Se representa la media \pm desviación estándar. El significado de las siglas se encuentra en el anexo 2. Fuentes de los datos: 2001 (Alcolado *et al.*, 2001b; datos del Archivo Científico del Instituto de Oceanología; www.agrra.org) y 2012 (datos del proyecto: Aplicación de un enfoque regional al manejo de áreas costeras y marinas protegidas en los archipiélagos del sur de Cuba)

El porcentaje de mortalidad reciente en la superficie de los corales en los arrecifes frontales evaluados en el 2001 en el archipiélago Jardines de la Reina fueron muy bajos (<5%), y los mayores valores se detectaron en Médano de la Vela (centro), Canal de las Mulatas y Cayo Grande Oeste 2 (Alcolado *et al.*, 2001b). De manera general, la mortalidad reciente de los corales en 2012 también fue baja, y disminuyó en la mayoría de los arrecifes entre 2001 y 2012 (Fig. 27).

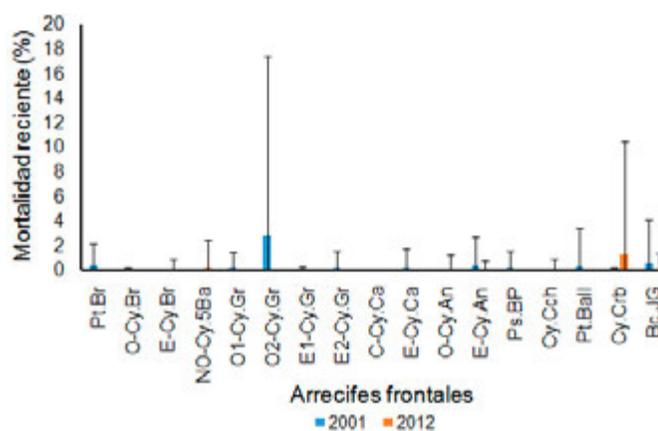


Figura 27. Porcentaje de mortalidad reciente de los corales en los arrecifes frontales del archipiélago Jardines de la Reina entre 2001 y 2012. Se representa la media \pm desviación estándar. El significado de las siglas se encuentra en el anexo 2. Fuentes de los datos: 2001 (Alcolado *et al.*, 2001b; datos del Archivo Científico del Instituto de Oceanología; www.agrra.org) y 2012 (datos del proyecto: Aplicación de un enfoque regional al manejo de áreas costeras y marinas protegidas en los archipiélagos del sur de Cuba)

En los muestreos realizados entre 2004 y 2005 por los investigadores del CIEC, Pina *et al.* (2008) detectaron menor mortalidad de corales (7,3%, sin discriminar en antigua y reciente) que la registrada en el 2001 (29,3%) por Alcolado *et al.* (2001b) y que en el 2012 (17,8%).

Porcentaje de corales con blanqueamiento y enfermedades microbianas

De manera general, en los arrecifes frontales evaluados en agosto del 2001 en el archipiélago Jardines de la Reina se detectó muy bajo porcentaje de blanqueamiento (0,99%) (Alcolado *et al.*, 2001b). Según Hernández *et al.* (2011), el 7% de todas las colonias contadas en el arrecife frontal en el 2005 presentó afectación por blanqueamiento, y las especies más afectadas fueron *A. agaricites* y *O. annularis*. No obstante, se debe tener en cuenta que esos muestreos se realizaron en la primera quincena de septiembre de 2005, donde los valores de DHW no fueron más elevados que en octubre (Fig. 16). Los reportes del 17 de octubre de 2005 de la Red de Monitoreo de Alerta Temprana de Arrecifes Coralinos, señalan que el blanqueamiento en Jardines de la Reina varió de moderado (11-30%) a muy alto (51-75%) (Alcolado, 2007b). En abril del 2012 no se observaron colonias blanqueadas, y esto puede deberse a que en este mes no se alcanzan los mayores valores de DHW.

Por su parte, Alcolado *et al.* (1998) sólo observaron dos colonias (*D. strigosa* y *O. annularis*) afectadas por la enfermedad de "banda negra" y una por la enfermedad de "banda roja" (*A. agaricites*), las cuales no se cuantificaron por no caer en las unidades de muestreos.

El porcentaje de corales con enfermedades microbianas en los arrecifes frontales evaluados en el 2001 en el archipiélago Jardines de la Reina fue muy bajo, y las más frecuentes fueron la banda negra y otras enfermedades no identificadas en esos muestreos (Alcolado *et al.*, 2001b). Por su parte, Hernández *et al.* (2011) encontraron en el 2005 una alta presencia del síndrome de manchas oscuras en *S. siderea*. En los muestreos realizados en el 2012 no se observó ningún coral enfermo.

Densidad de reclutas de coral y del erizo negro *D. antillarum*

La densidad de reclutas de coral en los arrecifes

frontales evaluados en el 2001 tendió a aumentar hacia el este del archipiélago Jardines de la Reina (Alcolado *et al.*, 2001b). Según estos autores, las mayores densidades de reclutas (>4 colonias/m²) se detectaron en Cayo Anclitas Este, Canal de la Lisa, Pasa de Juan Grin, Cayo Caballones (centro), Punta Bretón y Médano de la Vela Norte. En el 2012, se observó un aumento en la densidad de reclutas de coral en casi todos los arrecifes frontales evaluados. Se destacó el arrecife frontal NO-Cy.5Ba, con la abundancia de reclutas 15 veces superior al valor reportado por Alcolado *et al.* (2001b) para este mismo sitio (Fig. 28).

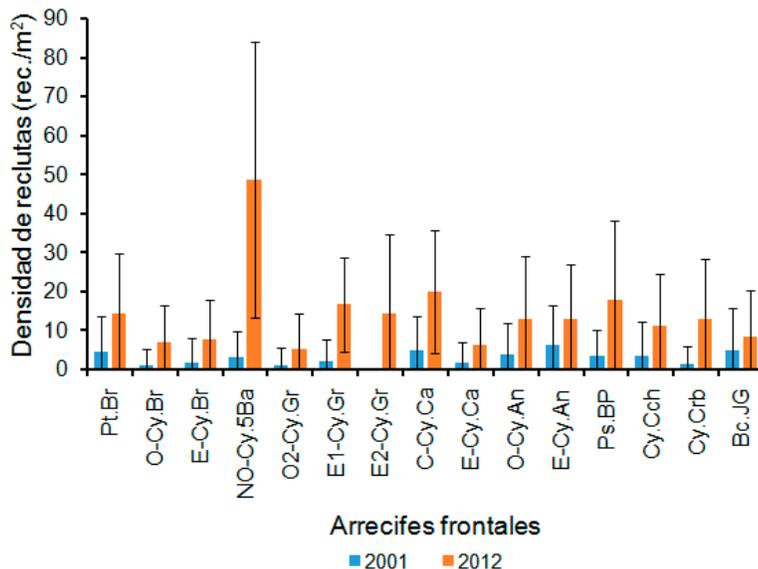


Figura 28. Densidad de reclutas de coral en los arrecifes frontales del archipiélago Jardines de la Reina entre 2001 y 2012. Se representa la media \pm desviación estándar. El significado de las siglas se encuentra en el anexo 2. Fuentes de los datos: 2001 (Alcolado *et al.*, 2001b; datos del Archivo Científico del Instituto de Oceanología; www.agrra.org) y 2012 (datos del proyecto: Aplicación de un enfoque regional al manejo de áreas costeras y marinas protegidas en los archipiélagos del sur de Cuba)

La densidad del erizo *D. antillarum* en los arrecifes frontales del archipiélago Jardines de la Reina varió de nula a muy baja (Alcolado *et al.*, 2001b). Según estos autores, las mayores densidades se encontraron en Punta Ballenas (1 individuos/10 m²) y en Cayo Grande Oeste 1 (0,5 individuos/10 m²). En 2004, la densidad de *D. antillarum* fluctuó de 0,010 ind./m² en Cinco Balas a 0,07 ind./m² en La Puntica; en abril de 2005 osciló desde 0,003 ind./m² en cuatro arrecifes frontales a

0,133 ind./m² en Carabinero, y en septiembre de 2005 el rango fue 0,003-0,083 ind./m² con solo tres sitios con densidades mayores que 0,02 ind./m² (Martín *et al.*, 2010). Según Martín *et al.* (2010) la densidad de *D. antillarum* en los arrecifes frontales de Jardines de la Reina fue baja entre 2004 y 2005, y presentó hasta tres ordenes de magnitud menor en comparación con las crestas arrecifales. Esos autores señalan que, la talla promedio de *D. antillarum* en el conjunto de arrecifes frontales evaluados en septiembre de 2005 fue de $57,04 \pm 3,56$ mm (error estándar). En el 2012, la abundancia de *D. antillarum* fue muy escasa, y solo se observaron algunos individuos en Cy.Cch (Fig. 29).

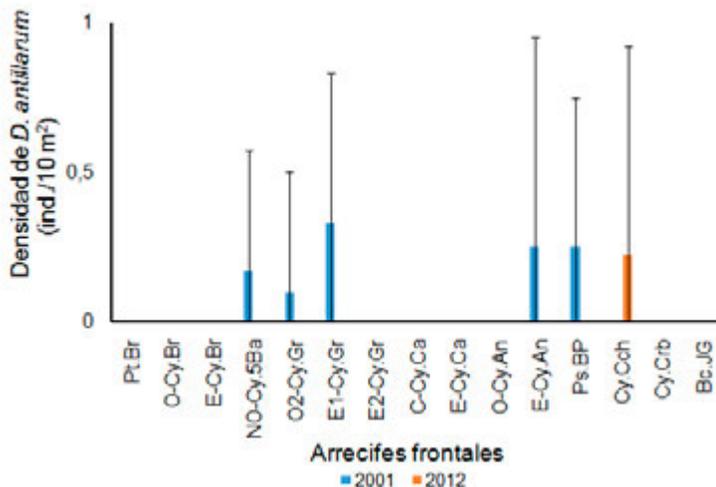


Figura 29. Densidad de *D. antillarum* en los arrecifes frontales en el archipiélago Jardines de la Reina entre 2001 y 2012. Se representa la media \pm desviación estándar. El significado de las siglas se encuentra en el anexo 2. Fuentes de los datos: 2001 (Alcolado *et al.*, 2001b); datos del Archivo Científico del Instituto de Oceanología; www.agrra.org) y 2012 (datos del proyecto: Aplicación de un enfoque regional al manejo de áreas costeras y marinas protegidas en los archipiélagos del sur de Cuba)

.Cobertura de macroalgas

Los porcentajes de cobertura de macroalgas carnosas en los arrecifes frontales del archipiélago Jardines de la Reina tendieron a aumentar entre 2001 y 2012, y fueron superiores en enero y abril del 2005. Las macroalgas calcáreas presentaron coberturas bajas durante el período 2001-2012, mientras que los mayores porcentajes de macroalgas costrosas se registraron en el 2001 y 2012 (Fig. 30). Según Martín

et al. (2011) la estructura de las comunidades de algas en los arrecifes frontales evaluados entre junio de 2004 y abril de 2005 estuvo dominada por las macroalgas *Dictyota* sp., *Lobophora* sp. y *Halimeda* sp. Estos autores plantean que la abundancia excesiva de macroalgas y la escases de algas coralinas costrosas entre 2004-2005 en los arrecifes frontales, parece deberse a la casi completa ausencia de *D. antillarum*. La cobertura de macroalgas costrosas aumentó entre 2001 y 2012 en el 53% de los arrecifes frontales del archipiélago Jardines de la Reina (Fig. 31A). Las macroalgas carnosas mostraron un aumento considerable entre 2001 y 2012 en casi todos los

sitios, excepto en NO-Cy.5Ba y Ps.BP, donde se observó una disminución importante (Fig. 31B). Al igual que como ocurrió en las crestas, no se observó relación entre los sitios con mayor densidad de erizos y los de menor cobertura de macroalgas carnosas. Por ejemplo, en NO-Cy.5Ba la densidad de erizos fue nula en el 2012, mientras que la cobertura de macroalgas carnosas disminuyó. En el arrecife frontal Cy.Cch fue donde único se observó *D. antillarum* en el 2012, y sin embargo, la cobertura de macroalgas carnosas aumentó (Fig. 29; Fig. 31B). Las macroalgas

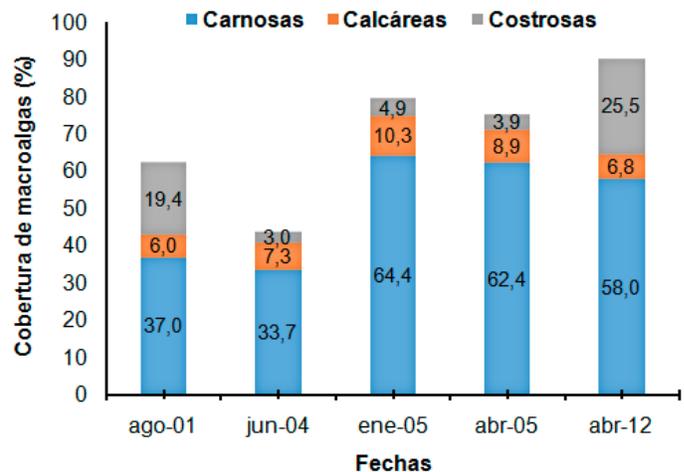


Figura 30. Porcentaje promedio de la cobertura de los diferentes grupos morfofuncionales de macroalgas en el conjunto de arrecifes frontales en el archipiélago Jardines de la Reina que coincidieron entre 2001 y 2012. Fuentes de los datos: 2001 (Alcolado *et al.*, 2001b), entre 2004-2005 (Pina *et al.*, 2008) y 2012 (datos del proyecto: Aplicación de un enfoque regional al manejo de áreas costeras y marinas protegidas en los archipiélagos del sur de Cuba)

calcáreas no mostraron ninguna tendencia en los arrecifes frontales de este archipiélago entre 2001 y 2012, ya que en algunos sitios su cobertura aumentó y en otros disminuyó. Los sitios con mayor incremento de cobertura de macroalgas calcáreas en 2012 fueron, *E1-Cy.Gr* y *E-Cy.Ca*, mientras que *C-Cy.Ca* y *Cy.Crb* fueron los sitios que presentaron las disminuciones más marcadas (Fig. 31C).

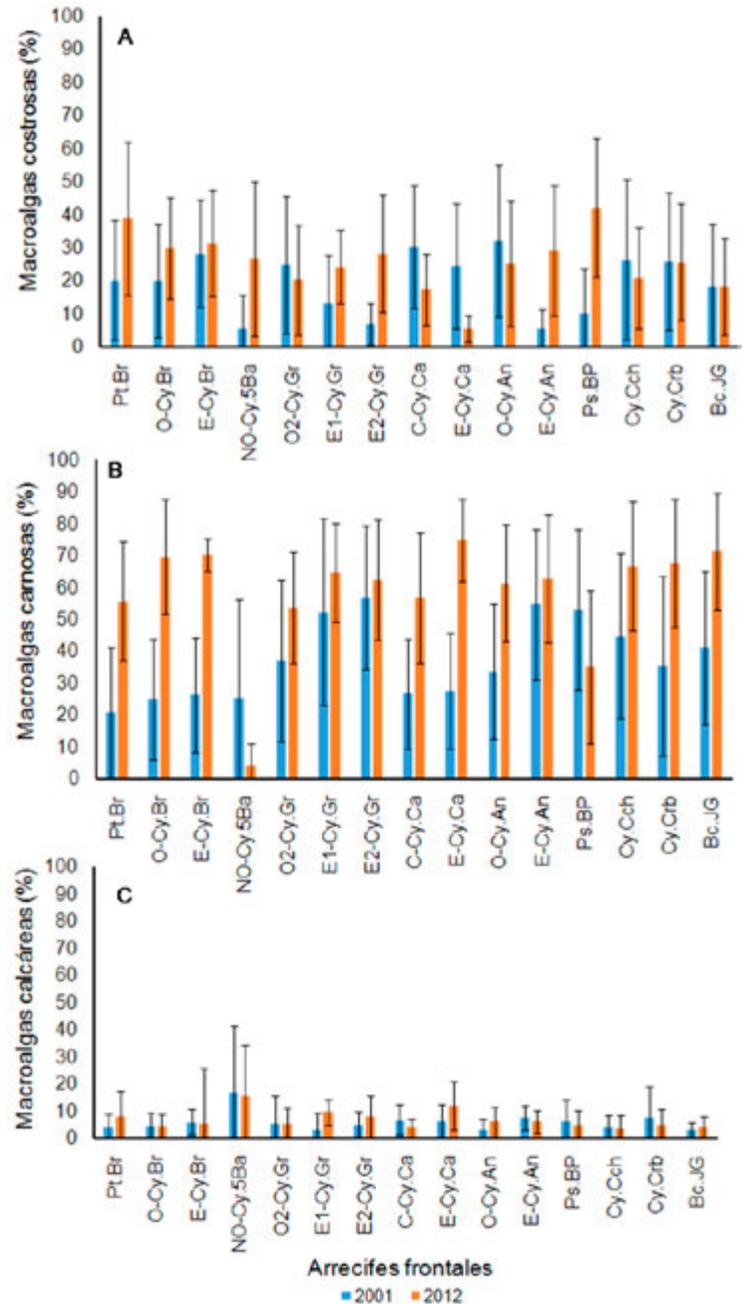


Figura 31. Porcentaje de la cobertura de macroalgas costrosas (A), macroalgas carnosas (B) y macroalgas calcáreas (C) en los arrecifes frontales en el archipiélago Jardines de la Reina entre 2001 y 2012. Se representa la media \pm desviación estándar. El significado de las siglas se encuentra en el anexo 2. Fuentes de los datos: 2001 (Alcolado *et al.*, 2001b; datos del Archivo Científico del Instituto de Oceanología; www.agrra.org) y 2012 (datos del proyecto: Aplicación de un enfoque regional al manejo de áreas costeras y marinas protegidas en los archipiélagos del sur de Cuba)

Conclusiones

Golfo de Cazones

Crestas arrecifales

1. La cresta arrecifal al sur de la ensenada de Cazones ("Nirvana") mostró ser resiliente, y parece deberse principalmente: al resguardo contra el oleaje, mayor disponibilidad de nutrientes (provenientes de la ciénaga de Zapata y al parecer de aguas profundas), circulación habitual giratoria de las corrientes y a la abundancia del erizo *D. antillarum*.
2. El estado de salud de las crestas al sureste del cayo Diego Pérez (SE-Cy.DP1 y SE-Cy-DP2) se ha depauperado entre 2001 y 2012, ya que ha disminuido la cobertura viva de coral, el diámetro máximo, la densidad de corales, y la mortalidad antigua no ha mostrado como tendencia una disminución. Además, ha cambiado el predominio de las especies, desde las típicas formadoras de crestas como *A. palmata* hacia especies oportunistas y con menor valor ecológica como *M. complanata* y *P. astreoides*.
3. La mayor abundancia de *D. antillarum* en las crestas hacia el norte del golfo de Cazones entre 2001 y 2012, parece explicar la menor cobertura de macroalgas carnosas y calcáreas, con un predominio de las costrosas. Este comportamiento de las macroalgas pudo influir en la mayor densidad de reclutas de coral detectado en esta área.

Arrecifes frontales

4. El arrecife frontal al sur de la ensenada de Cazones (S-EC) también parece ser resiliente, ya que ha mantenido entre 2001 y 2012 una elevada abundancia relativa del complejo de especies *O. annularis*, y la cobertura viva de coral y el diámetro máximo no han mostrado como tendencia una disminución, y sí, el porcentaje de mortalidad antigua.
5. A pesar de que la cobertura viva de coral en los arrecifes frontales del cayo Diego Pérez (E-Cy.DP, SE-Cy.DP2 y SE-Cy.DP1) se ha mantenido relativamente estable entre 2001 y 2012; estos arrecifes han sufrido cambios en el patrón del predominio de las especies, con una disminución en la abundancia relativa del complejo de especies *O. annularis* y un incremento de las especies oportunistas *P. astreoides* y *S. siderea*. Esto refleja que la cobertura por sí sola no necesariamente

representa estados estables en los arrecifes.

6. La baja densidad de *D. antillarum* en los arrecifes frontales del golfo de Cazones entre 2001 y 2012, parece explicar la tendencia de la cobertura de las macroalgas carnosas a ser mayor que el de las macroalgas calcáreas y costrosas.

Archipiélago Jardines de la Reina

7. Las crestas en el archipiélago Jardines de la Reina durante el período 2001-2012 experimentaron una ligera disminución en la cobertura viva de corales pétreos, dada, al menos en parte, por colonias jóvenes (diámetros máximos pequeños), lo que parece explicar la disminución de los porcentajes de mortalidad antigua debido a que pueden haber estado expuestas a una menor cantidad de impactos durante su corta vida.
8. Las crestas en el archipiélago Jardines de la Reina experimentaron entre 2001 y 2012, cambios en el predominio de las especies, que implicó la pérdida de abundancia relativa de *A. palmata* y un incremento de *M. complanata* y *P. astreoides*, y con ello, el detrimento de sus funciones ecológicas fundamentales.
9. La coincidencia en los porcentajes de cobertura viva de coral en los arrecifes frontales de Jardines de la Reina entre 2001 y 2012, pudiera relacionarse con un aumento en la proporción de corales jóvenes, a pesar de no existir variación en la densidad y de haber disminuido el diámetro máximo y la mortalidad antigua. Sin embargo, ha cambiado el patrón del predominio de las especies, desde las típicas formadoras de arrecifes frontales como el complejo de especies *O. annularis* a las especies oportunistas *S. siderea*, *P. astreoides* y *A. agaricites*.
10. No parece existir una relación entre el aumento de la cobertura de macroalgas carnosas y la abundancia del erizo *D. antillarum* en el período 2001-2012 en las crestas y arrecifes frontales en el archipiélago Jardines de la Reina.

Referencias

- Acropora Biological Review Team (2005).** Atlantic Acropora Status Review Document. Report to National Marine Fisheries Service, Southeast Regional Office, 3.
- AGRRA (2000).** The AGRRA Rapid Assessment Protocol. Atlantic and Gulf Rapid Reef Assessment Methodology. <http://coral.aoml.noaa.gov/agrra/>

methodhome.htm

Alcolado, P. M. (2004). Manual de capacitación para el monitoreo voluntario de alerta temprana en arrecifes coralinos. Proyecto PNUD/GEF, Cuba/98/632, Ciudad de la Habana, Cuba. 80 pp.

Alcolado, P. M. (2007a). Reporte de blanqueamiento de corales del año 2003 en Cuba. Red de Monitoreo Voluntario de Alerta Temprana de Arrecifes Coralinos. Proyecto PNUD/GEF Sabana-Camagüey.

www.proyesc.cu

Alcolado, P. M. (2007b). Reporte de blanqueamiento de corales del año 2005 en Cuba. Red de Monitoreo Voluntario de Alerta Temprana de Arrecifes Coralinos. Proyecto PNUD/GEF Sabana-Camagüey.

www.proyesc.cu

Alcolado, P. M. (2007c). Reporte de blanqueamiento de corales del año 2006 en Cuba. Red de Monitoreo Voluntario de Alerta Temprana de Arrecifes Coralinos. Proyecto PNUD/GEF Sabana-Camagüey.

www.proyesc.cu

Alcolado, P. M. (2008). Reporte de blanqueamiento de corales del año 2007 en Cuba. Red de Monitoreo Voluntario de Alerta Temprana de Arrecifes Coralinos. Proyecto PNUD/GEF Sabana-Camagüey.

www.proyesc.cu

Alcolado, P. M. (2009). Reporte de blanqueamiento de corales del año 2008 en Cuba. Red de Monitoreo Voluntario de Alerta Temprana de Arrecifes Coralinos. Proyecto PNUD/GEF Sabana-Camagüey.

www.proyesc.cu

Alcolado, P. M. (2010). Reporte de blanqueamiento de corales del año 2009 en Cuba. Red de Monitoreo Voluntario de Alerta Temprana de Arrecifes Coralinos. Proyecto PNUD/GEF Sabana-Camagüey.

www.proyesc.cu

Alcolado, P. M. (2011). Reporte de blanqueamiento de corales del año 2010 en Cuba. Red de Monitoreo Voluntario de Alerta Temprana de Arrecifes Coralinos. Proyecto PNUD/GEF Sabana-Camagüey. Instituto de Oceanología.

www.proyesc.cu

Alcolado, P. M. (2012). Reporte de blanqueamiento de corales del año 2011 en Cuba. Red de Monitoreo Voluntario de Alerta Temprana de Arrecifes Coralinos. Proyecto PNUD/GEF Sabana-Camagüey. Instituto de Oceanología.

www.proyesc.cu

Alcolado, P. M. (2013). Reporte de blanqueamiento de corales del año 2012 en Cuba. Red de Monitoreo Voluntario de Alerta Temprana de Arrecifes Coralinos. Proyecto PNUD/GEF Sabana-Camagüey. Instituto de Oceanología.

www.proyesc.cu

Alcolado, P. M. (2014). Reporte de blanqueamiento de corales del año 2013 en Cuba. Red de Monitoreo Voluntario de Alerta Temprana de Arrecifes Coralinos. Proyecto PNUD/GEF Sabana-Camagüey. Instituto de Oceanología.

www.proyesc.cu

Alcolado, P. M. (2015). Reporte de blanqueamiento de corales del año 2014 en Cuba. Red de Monitoreo Voluntario de Alerta Temprana de Arrecifes Coralinos. Proyecto PNUD/GEF Sabana-Camagüey. Instituto de Oceanología.

www.proyesc.cu

Alcolado, P. M., Caballero, H., Lara, A., Rey-Villiers, N., Arriaza, L., Lugioyo, G. M., . . . García-Rodríguez, A. (2013). Resiliencia en crestas de arrecifes coralinos del este del golfo de Batabanó, Cuba, y factores determinantes probables. *Serie Oceanológica*, 13, 49-75.

Alcolado, P. M., Caballero, H., & Perera, S. (2009a). Tendencia del cambio en el cubrimiento vivo por corales pétreos en los arrecifes coralinos de Cuba. *Serie Oceanológica*, 5, 1-23.

Alcolado, P., & Durán, A. (2011). Sistema de escalas para la clasificación y puntaje de condición del bentos e ictiofauna de arrecifes coralinos de Cuba y del Gran Caribe. *Serie Oceanológica*, 8, 25-29.

Alcolado, P. M., Ginsburg, R., Lang, J. C., Kramer, P. A., Marks, K., Rodríguez, E. A., . . . Hernández, J. I. (2001b). Estado de salud de los arrecifes coralinos del Archipiélago Jardines de la Reina (SE de Cuba). Informe Preliminar de la Expedición CUBAGRRA II. Instituto de Oceanología: 58 pp.

Alcolado, P., Guardia, E., González, S., Hernández, M., Ginsburg, R., Kramer, P., . . . Kosminin, V. (2001a). Estado de salud del bentos de los arrecifes coralinos del sur y este del Golfo de Batabanó. Informe Preliminar de la Expedición CUBAGRRA. Instituto de Oceanología: 35 pp.

Alcolado, P. M., Hernández-Muñoz, D., Caballero, H., Busutil, L., Perera, S., & Hidalgo, G. (2009b). Efectos de un inusual período de alta frecuencia de huracanes sobre el bentos de arrecifes coralinos. *REVMAR*, 1, 73-94.

Alcolado, P. M., Martínez-Daranas, B., Menéndez-Macía, G., del Valle, R., Hernández, M., & García, T. (2003). Rapid assessment of coral communities of María La Gorda, Southeast Ensenada de Corrientes, Cuba. *Atoll Research Bulletin*, 46, 1-58.

Alcolado, P., Menéndez-Macías, G., Martínez-Daranas, B., García-Parrado, P., García, T., Hernández, M., . . . Abreu, M. (1998). Informe preliminar de 1998 del Proyecto: Evaluación general del estado ecológico de los arrecifes de Cuba y monitoreo de la estación

regional cubana de CARICOMP. Informe Instituto de Oceanología. 13 p.

Alcolado, P., Morgan, I. E., Kramer, P. A., Ginsburg, R.N., Guardia, E., Kosminin, V., . . . Hernández, M. (2010).

Condition of remote reef off southwest Cuba. *Ciencias Marinas*, 36 (2), 179-197.

Álvarez-Phillips, L., Dulvy, N. K., Gill, J. A., Cote, I. M., & Watkinson, A. R. (2009). Flattening of Caribbean coral reefs: region-wide declines in architectural complexity. *Proc. R. Soc. B.*, (doi: 10.1098/rspb.2009.0339). <http://dx.doi.org/10.1098/rspb.2009.0339>.

Aronson, R. B., & Precht, W. F. (2001). White-band disease and the changing face of Caribbean coral reefs. *Hydrobiologia*, 460, 25–38.

Aronson, R. B., Precht, W. F., Toscano, M. A., & Koltes, K. H. (2002). The 1998 bleaching event and its aftermath on a coral reef in Belize. *Mar. Biol.*, 141, 435–447.

Bastidas, C., Bone, D., Croquer, A., Debrot, D., García, E., Humanes, A., . . . Rodríguez, S. (2012). Massive hard coral loss after a severe bleaching event in 2010 at Los Roques, Venezuela. *Rev. Biol. Trop.*, 60 (Suppl. 1), 29-37.

Bruckner, A. W., & Hill, R. L. (2009). Ten years of change to coral communities off Mona and Desecheo Islands, Puerto Rico, from disease and bleaching. *Aquat. Org.*, 87, 19-31.

Buddemeier, R. W., & Fautin, D. G. (1993). Coral bleaching as an adaptive mechanism— A testable hypothesis. *BioScience*, 43, 320-326.

Caballero, H., Chevalier, P. P., Pérez, A., Cabrera, E., Rey-Villiers, N., Busutil, L., . . . González, J. (2012). "Diagnóstico de comunidades bióticas focales en arrecifes coralinos de Cuba dirigido a la afectación por huracanes." Informe Científico Final. Programa de Biodiversidad, Agencia de Medio Ambiente. 71 pp.

Caballero, H., Chevalier, P. P., Varela, C., Isla, V., Alfonso, Y., Valderrama, S., . . . Espinosa, L. (2010). Proyecto "Aplicación de un Enfoque Regional al Manejo de las Áreas Protegidas Marinas y Costeras en los Archipiélagos del Sur de Cuba (Proyecto GEF/PNUD)". Informe de Expedición, Línea Base de Flora y Fauna Marina. 30 pp.

Caballero, H., & 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.

CARICOMP (2000). Status and temporal trends at CARICOMP coral reef sites. Trabajo presentado en el 9th Int. Coral Reef Symp., Junio, Panamá.

Edmunds, P. J. (2010). Population biology of *Porites astreoides* and *Diploria strigosa* on a shallow Caribbean reef. *Marine Ecology Progress Series*, 418, 87-104.

Edmunds, P. J., & Bruno, J. F. (1996). The importance of sampling scale in ecology: Kilometer wide variation in coral reef communities. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 143, 165–171.

García-Salgado, M., Nava-Martínez, G., Bood, N., Mcfield, M., Molina-Ramírez, A., Yañez-Rivera, B., . . . Arrivillaga, A. (2008). Status of Coral Reefs in the Mesoamerican Region. En: Status of the Coral Reefs of the World: 2008, (C. Wilkinson, ed.). Global Coral Reef Monitoring Network and Reef and Rainforest Research Centre, Townsville, Australia, pp. 253 -264.

Gardner, T. A., Cote, I. M., Gill, J. A., Grant, A., & Watkinson, A. R. (2003). Long-Term Region-Wide Declines. *Caribb. Corals. Sci.*, 301, 958-960.

Gardner, T. A., Cote, I. M., Gill, J. A., Grant, A., & Watkinson, A. R. (2005). Hurricanes and Caribbean Reefs: Impacts, recovery patterns and role in long term decline. *Ecol.*, 86(1), 174-184.

Geister, J. (1977). The influence of wave exposure on the ecological zonation of Caribbean coral reefs. Proceedings of the Third International Coral Reef Symposium 1, 23-29.

González-Díaz, P. (1999). Comunidades de esponjas, corales y gorgonias en un arrecife coralino costero de Ciudad de La Habana. Trabajo de Diploma, Universidad de La Habana, 25 pp.

González-Díaz, P. (2010). Efecto acumulativo de agentes estresantes múltiples sobre los corales hermatípicos de la región noroccidental de Cuba. Tesis presentada en opción al grado científico de Doctor en Ciencias Biológicas. Ciudad de La Habana. Universidad de La Habana, Centro de Investigaciones Marinas. 100 pp.

Grimsditch, G. D., & Salm, R. V. (2006). Coral Reef Resilience and Resistance to Bleaching. IUCN, Gland, Switzerland. 52 pp.

Groombridge, B., & Jenkins, M. D. (2002). World Atlas of Biodiversity: Earth's Living Resources in the 21st Century. University of California Press, Berkeley. (Chapter 2).

Guardia, E., & González-Sansón, G. (1997). Asociaciones de esponjas, gorgonias y corales de un arrecife en la costa noroccidental de Cuba. I: Distribución espacial de biotopos. *Rev. Invest. Mar.*, 18(3), 216-222.

Hernández, L. F., Guimaraes, M. B., Arias, R. B., & Clero, L. A. (2011). Composición de las comunidades de

octocorales y corales pétreos y la incidencia del blanqueamiento del 2005 en Jardines de la Reina, Cuba. *Rev. Mar. Cost.*, 3, 77-90.

Hoegh-Guldberg, O., Hoegh-Guldberg, H., Veron, J. E. N., Green, A., Gomez, E. D., Lough, J.,... Oliver, J. (2009). The Coral Triangle and Climate Change: Ecosystems, People and Societies at Risk. WWF Australia, Brisbane.

Hoegh-Guldberg, O., Mumby, P. J., Hooten, A. J., Stenek, R. S., Greenfield, P., Gómez, E.,... Hatzios, M. E. (2008). Coral reefs under rapid climate change and Ocean acidification. *Science*, 318, 1737-1742.

IPCC (2007). Climate Change 2007: IPCC fourth Assessment Report. Working Group I Report "The Physical Science Basis" IPCC, Geneva, Switzerland.

Jackson, J. B. C. (1994). Community unity?. *Science*, 264, 1412-1413.

Jackson, J. B. C., Donovan, M. K., Cramer, K. L., & Lam, V. V. (Eds.) (2014). Status and Trends of Caribbean Coral Reefs: 1970-2012. Global Coral Reef Monitoring Network, IUCN, Gland, Switzerland.

Jekielek, P. (2011). Chapter 2c. Assessing bleaching on Bonaire's coral reefs March 2011. Applying "BLAGGRA" six months after a bleaching event. En. (Steneck, R. S., Arnold, S. & DeBey, H., Eds.), Status and Trends of Bonaire's Reefs, 2011. Cause for grave concerns. University of Maine, School of Marine Sciences and National Marine Fisheries Service.

Kramer, P. (2003). Synthesis of coral reef health indicators for the western Atlantic: Result of the AGRRA program (1997-2000). *Atoll. Res. Bull.*, 46, 1-58.

Lirman, D., & Fong, P. (1996). Sequential storms cause zone-specific damage on a reef in the northern Florida reef tract: evidence from Hurricane Andrew and the 1993 Storm of the Century. *Florida Sci.*, 59(1), 50-63.

Lirman, D., & Fong, P. (1997). Patterns of damage to the branching coral *Acropora palmata* following Hurricane Andrew: damage and survivorship of hurricane-generated asexual recruits. *J. Coast. Res.*, 13(1), 67-72.

Marshall, P., & Schuttenberg, H. (2006). Adapting coral reef management in the face of climate change. En: Coral Reefs and Climate Change. Science and Management, Phinney, J.T., O. Hoegh-Guldberg, J. Kleypas, W.J. Skirving & A. Strong (eds.). American Geophysical Union, Washington, DC, pp. 223-241.

Martín, F. B., Clero, L. A., González, G. S., & Pina, F. A. (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.

Martín, F. B., González, G. S., Pina, F. A., & Clero, L. A. (2010). Abundance, distribution and size structure of *Diadema antillarum* (Echinodermata: Diadematidae) in South Eastern Cuban coral reefs. *Rev. Biol. Trop.*, 58(2), 663-676.

Martínez-Estalella, N., & Herrera, A. (1989). Estudio de la comunidad coralina del arrecife del Rincón de Guanabo, Cuba. *Rep. Invest. Inst. Ocean.*, 9, 1-28.

McField, M., & Kramer, P. (2007). Healthy Reefs for Healthy People. A guide to indicators of reef health and social well-being in the Mesoamerican Reef Region. The Smithsonian Institution, Belice City: 208 pp.

Miller, J., Muller, E., Rogers, C., Waara, R., Atkinson, A., Whelan, K. R. T., 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, 925-937.

Muller, E. M., Rogers, C. S., Spitzack, A. S., & van Woessik, R. (2008). Bleaching increases likelihood of disease on *Acropora palmata* (Lamarck) in Hawksnest Bay, St John, US Virgin Islands. *Coral Reefs*, 27, 191-195.

Mumby, P. J., & Harborne, A. R. (2010). Marine Reserves Enhance the Recovery of Corals on Caribbean Reefs. *PLoS ONE* 5(1). e8657. doi. 10.1371/journal.pone.0008657.

Pandolfi, J. (2002). Coral community dynamics at multiple scales. *Coral Reefs*, 21, 13-23.

Pandolfi, J., & Jackson, J. B. C. (2006). Ecological persistence interrupted in Caribbean coral reefs. *Ecology Letters*, 9, 818-826.

Pina, F., Hernández-Fernández, L., Clero, L., & González-Sansón, G. (2008). Características de los hábitats coralinos en Jardines de la Reina, Cuba. *Rev. Invest. Mar*, 29(3), 225-237.

Salazar-Vallejo, S. (2012). Huracanes y biodiversidad costera tropical. *Rev. Biol. Trop*, 50(2), 415-428.

Scheffer, M. S., Carpenter, J. A., Foley, C., Folke, D., & Walker, B. (2001). Catastrophic shifts in ecosystems. *Nature*, 413, 591-596.

Spalding, M. D. (2004). A guide to the coral reefs of the Caribbean. University of California Press, Berkeley. 256 pp.

Sullivan, K. M., Chiappone, M., & Lott, C. (1994). Abundance patterns of stony coral on platform margin reefs of the Caicos Bank, Bahamas. *J. Sci.*, 1, 2-12.

Torres, J. L., & Morelock, J. (2002). Effect of terrigenous sediment influx on coral cover and linear extension rates of three Caribbean massive coral species.

J. Caribbean Sci., 38(3-4), 222-229.

Valdivia, A. (2001). Comunidades coralinas del arrecife costero Boca de Canasí. La Habana. Trabajo de Diploma, Universidad de La Habana, 42 pp.

Verón, J. E. N., Hoegh-Guldberg, O., Lenton, T. M., Lough, J. M., Obura, D. O., Pearce-Kelly, P., . . . Rogers, A. D. (2009). The coral reef crisis: The critical importance of <350 ppm CO₂. *Mar. Poll. Bull.*, 58, 1428-1436.

Webster, P. J., Holland, G. J., Curry, J. A., & Chang, H. R. (2005). Change in tropical cyclone number, duration and intensity in a warming environment. *Science*, 309, 1844-1846.

Weil, E., & Rogers, C. S. (2011). Coral reef diseases in the Atlantic-Caribbean. En: Dubinsky, Z. & Stambler, N. (eds.). *Coral Reefs: An Ecosystem in Transition*. Netherlands: Springer. pp. 465-491.

Wilkinson, C. (2008). Status of the Coral Reefs of the World: 2008. Global Coral Reef Monitoring Network and Reef and Rainforest Research Centre, Townsville, Australia.

Wilkinson, C., & Souter, D. (2008). Status of Caribbean Coral Reefs after Bleaching and Hurricanes in 2005. Global Coral Reef Monitoring Network, y Rainforest Research Center, Townsville.

Zlatarski, V. N., & Martínez-Estalella, N. (1982). Les Scléactiniaires de Cuba. Éditions de l'Académie Bulgare des Sciences, Sofia, Bulgaria, 453 pp.

ANEXOS

Anexo 1

Localización geográfica y siglas de los sitios en el golfo de Cazones.

Crestas arrecifales del golfo de Cazones			
Sitios	Siglas	Latitud <i>N</i>	Longitud <i>O</i>
Sur de la ensenada de Cazones (Nirvana)	S-EC	22°5,931'	81°31,160'
Sureste de cayo Diego Pérez 2	SE-Cy.DP2	22°2,163'	81°30,876'
Sureste de cayo Diego Pérez 1 (Faro)	SE-Cy.DP1	22°1,297'	81°30,952'
Cayo Sigua	Cy.Si	21°53,460'	81°25,051'
Vizcaínos	Vi	21°47,094'	81°10,859'
Arrecifes frontales del golfo de Cazones			
Sur de la ensenada de Cazones	S-EC	22°05,753'	81°31,055'
Este de cayo Diego Pérez	E-Cy.DP	22°05,140'	81°34,211'
Sureste de cayo Diego Pérez 2	SE-Cy.DP2	22°02,161'	81°30,397'
Sureste de cayo Diego Pérez 1	SE-Cy.DP1	22°01,253'	81°30,621'
Cayo Blanco	Cy.BI	21°51,748'	81°19,454'

Anexo 2

Localización geográfica y siglas de los sitios en el archipiélago Jardines de la Reina.

Crestas arrecifales del archipiélago Jardines de la Reina			
Sitios	Siglas	Latitud N	Longitud O
Punta Bretón	Pt.Br	21°04,771'	79°28,045'
Oeste de cayo Bretón	O-Cy.Br	21°04,067'	79°25,813'
Sureste de cayo Bretón	SE-Cy.Br	21°04,269'	79°24,550'
Noroeste de cayo Cinco Balas	NO-Cy.5Ba	21°05,389'	79°17,400'
Oeste 1 de cayo Grande	O1-Cy.Gr	20°58,005'	79°12,46'
Oeste 2 de cayo Grande	O2-Cy.Gr	20°58,111'	79°11,948'
Este 1 de cayo Grande (Punta Bayameses oeste)	E1-Cy.Gr	20°54,079'	79°6,209'
Este 2 de cayo Grande (Punta Bayameses este)	E2-Cy.Gr	20°53,981'	79°5,717'
Centro de cayo Caballones (Punta Escondida)	C-Cy.Ca	20°50,76'	79°01,169'
Cayo Caballones	Cy.Ca	20°50,021'	78°59,464'
Cayo Caballones (El Peruano)	Cy.Ca (El Peruano)	20°50,66'	79°01,285'
Pasa Caballones (Montaña Rusa)	Ps.Ca (Montaña Rusa)	20°49,99'	78°59,205'
Cayo Anclitas	Cy.An	20°46,342'	78°54,146'
Cayo Anclitas (El Partido)	Cy.An (El Partido)	20°46,438'	78°55,308'
Cayo Piedra Grande (Faro de Boca Piedra)	Cy.PG	20°45,718'	78°50,877'
Cayo Granada	Cy.Gra	20°36,366'	78°16,86'
Cayo Inglesitos	Cy.In	20°36,63'	78°15,004'
Arrecifes frontales del archipiélago Jardines de la Reina			
Punta Bretón	Pt.Br	21°04,545'	79°28,064'
Oeste de cayo Bretón	O-Cy.Br	21°03,868'	79°25,337'
Este de cayo Bretón	E-Cy.Br	21°04,039'	79°24,631'
Noroeste de cayo Cinco Balas	NO-Cy.5Ba	21°05,389'	79°17,400'
Oeste 1 de cayo Grande	O1-Cy.Gr	20°58,207'	79°13,132'
Oeste 2 de cayo Grande	O2-Cy.Gr	20°57,96'	79°11,932'
Este 1 de cayo Grande (Punta Bayameses oeste)	E1-Cy.Gr	20°54,587'	79°7,126'
Este 2 de cayo Grande (Punta Bayameses este)	E2-Cy.Gr	20°53,893'	79°5,717'
Centro de cayo Caballones (Punta Escondida)	C-Cy.Ca	20°50,88'	79°01,801'
Este de cayo Caballones	E-Cy.Ca	20°50,413'	79°0,036'
Cayo Caballones (El Peruano)	Cy.Ca (El Peruano)	20°50,625'	79°01,263'
Pasa Caballones (Montaña Rusa)	Ps.Ca (Montaña Rusa)	20°49,715'	78°58,755'
Oeste de cayo Anclita (Punta Práctico)	O-Cy.An	20°47,904'	78°57,406'
Este de cayo Anclita	E-Cy.An	20°46,274'	78°53,152'
Cayo Anclitas (El Partido)	Cy.An (El Partido)	20°46,438'	78°55,308'

Anexo 2 (cont.)

Localización geográfica y siglas de los sitios en el archipiélago Jardines de la Reina.

Sitios	Siglas	Latitud <i>N</i>	Longitud <i>O</i>
Pasa de Boca Piedra	Ps.BP	20°45,78'	78°51,31'
Cayo Boca de Piedra (Coral Negro)	Cy.BP (Coral Negro)	20°45,253'	78°50,265'
Cayo de Cachiboca	Cy.Cch	20°40,368'	78°45,121'
Cayo de Cachiboca (Faro)	Cy.Cch (Faro)	20°48,478'	78°45,252'
Punta Ballenas	Pt.Ball	20°38,136'	78°42,179'
Cayo Carabinero	Cy.Crb	20°38,650'	78°39,461'
Boca de Juan Grin	Bc.JG	20°37,610'	78°35,798'