

Figura 50. Diámetro máximo de los corales de las crestas arrecifales del archipiélago Jardines de la Reina en el 2015. Se representan las medias con sus desviaciones estándares por sitios. Las letras minúsculas desiguales indican las diferencias significativas entre las medias.

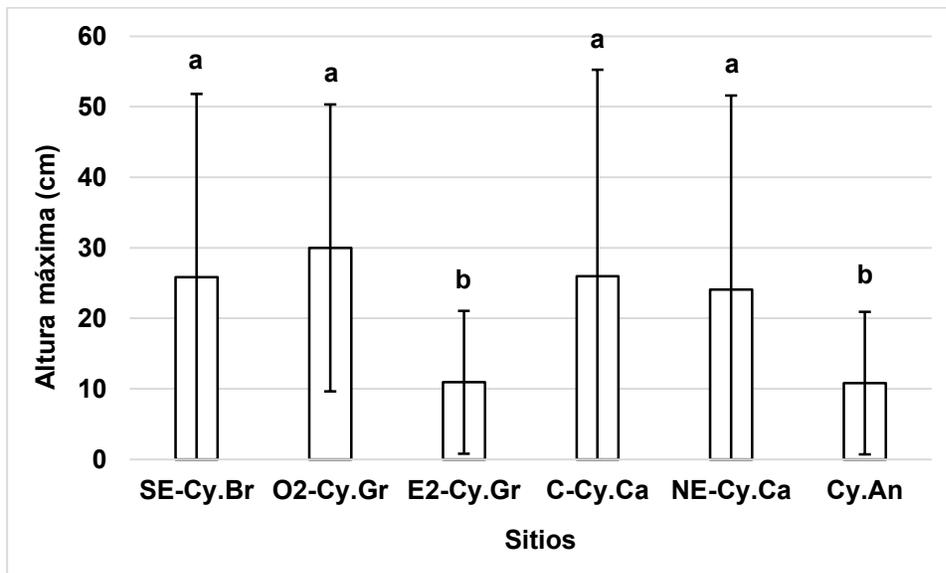


Figura 51. Altura máxima de los corales de las crestas arrecifales del archipiélago Jardines de la Reina en el 2015. Se representan las medias con sus desviaciones estándares por sitios. Las letras minúsculas desiguales indican las diferencias significativas entre las medias.

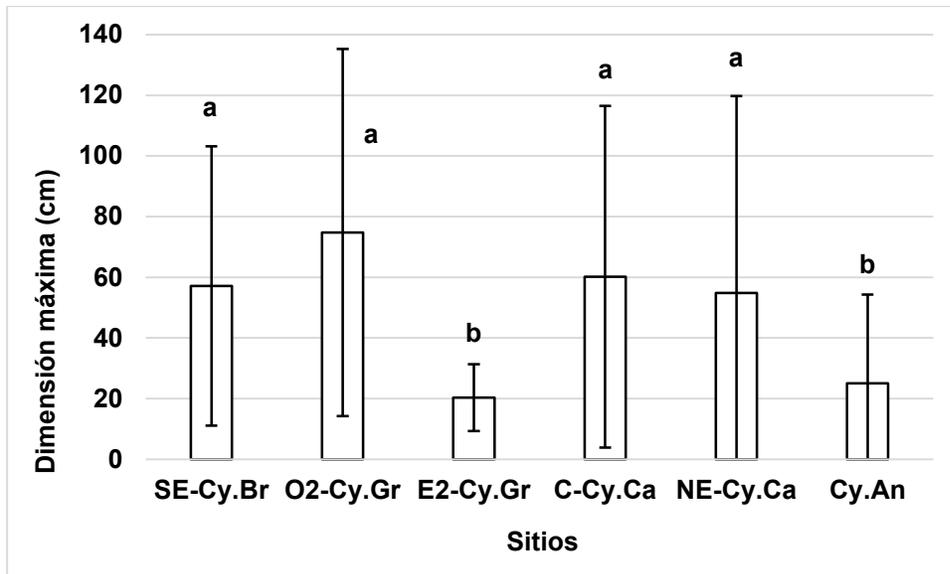


Figura 52. Dimensión máxima de los corales de las crestas arrecifales del archipiélago Jardines de la Reina en el 2015. Se representan las medias con sus desviaciones estándares por sitios. Las letras minúsculas desiguales indican las diferencias significativas entre las medias.

Densidad lineal de corales. La media de la densidad lineal de corales para las crestas del área fue de 4,3 colonias/10 m y existieron variaciones significativas entre los sitios, desde 1,7 hasta 8,7 colonias/10 m (*PERMANOVA*; pseudo- $F_{(5; 66)} = 19,6$; $p = 0,001$; Fig. 53). Los sitios Cy.An, NE-Cy.Ca y E2-Cy.Gr fueron “críticos”, SE-Cy.Br y C-Cy.Ca “pobres” y sólo O2-Cy.Gr calificó como “regular”.

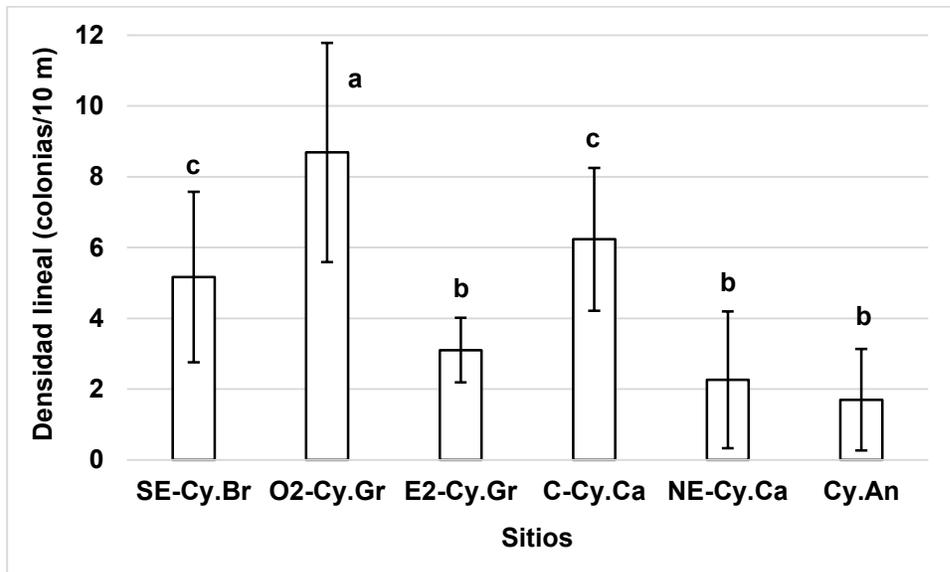


Figura 53. Densidad lineal de los corales de las crestas arrecifales del archipiélago Jardines de la Reina en el 2015. Se representan las medias con sus desviaciones estándares por sitios. Las letras minúsculas desiguales indican las diferencias significativas entre las medias.

Mortalidades antigua, reciente y total de corales. La mortalidad antigua media fue de 8,8% y varió entre 4,9 y 16,8%, y aunque aparentemente no fue significativa, (*PERMANOVA*; pseudo-F_(5; 303)= 1,9; p= 0,052; Fig. 54), las comparaciones pareadas realizadas por el *PERMANOVA* sí detectaron diferencias entre los sitios. Los sitios E2-Cy.Gr, SE-Cy.Br y NE-Cy.Ca fueron “buenos” y el resto “muy buenos”. La mortalidad reciente media fue de 2,9% y se diferenció significativamente entre sitios, desde cero hasta 18,9% (*PERMANOVA*; pseudo-F_(5; 303)= 8,3; p= 0,001; Fig. 55). NE-Cy.Ca calificó como “crítico”, SE-Cy.Br como “regular”, C-Cy.Ca como “bueno” y los restantes fueron “muy buenos”. Finalmente, la mortalidad total promedió 11,7% y cambió significativamente entre 5,5 y 35,7% por sitio (*PERMANOVA*; pseudo-F_(5; 303)= 3,3; p= 0,003; Fig. 56). NE-Cy.Ca presentó una condición “regular”, E2-Cy.Gr y SE-Cy.Br fueron “buenos” y el resto “muy buenos”.

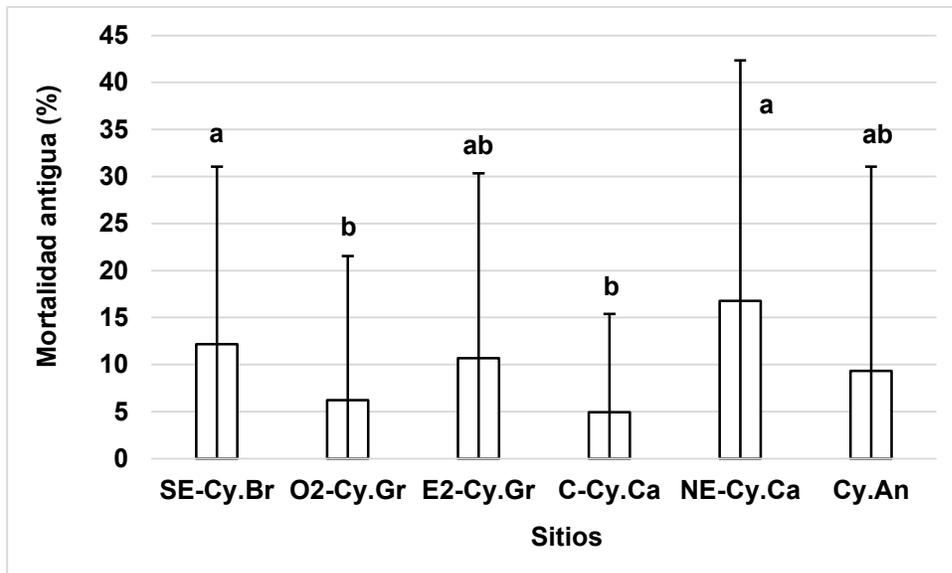


Figura 54. Mortalidad antigua de los corales de las crestas arrecifales del archipiélago Jardines de la Reina en el 2015. Se representan las medias con sus desviaciones estándares por sitios. Las letras minúsculas desiguales indican las diferencias significativas entre las medias.

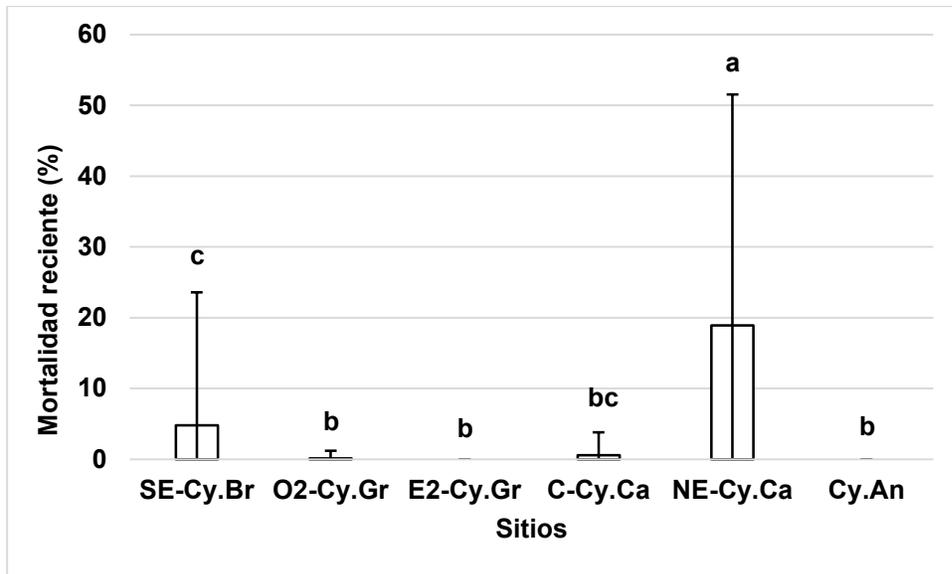


Figura 55. Mortalidad reciente de los corales de las crestas arrecifales del archipiélago Jardines de la Reina en el 2015. Se representan las medias con sus desviaciones estándares por sitios. Las letras minúsculas desiguales indican las diferencias significativas entre las medias.

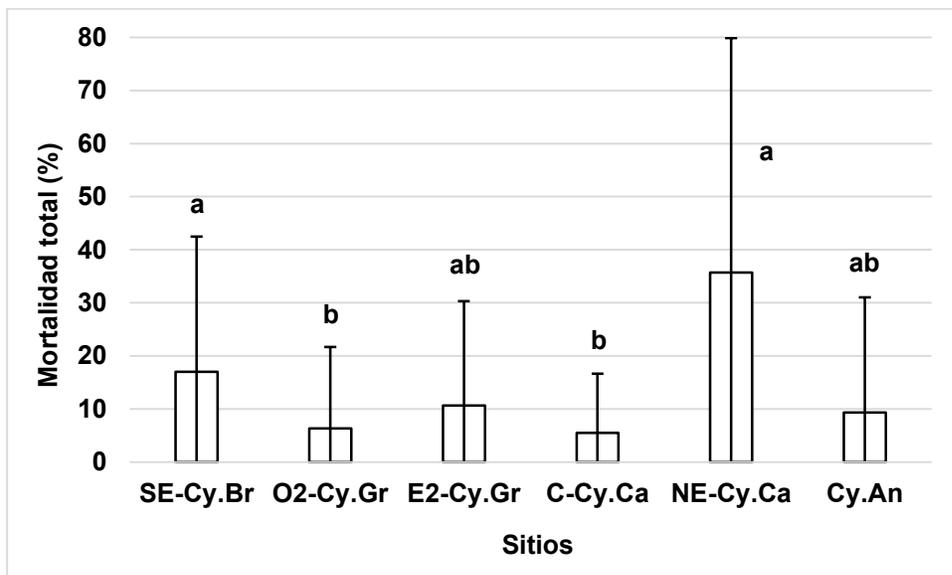


Figura 56. Mortalidad total de los corales de las crestas arrecifales del archipiélago Jardines de la Reina en el 2015. Se representan las medias con sus desviaciones estándares por sitios. Las letras minúsculas desiguales indican las diferencias significativas entre las medias.

Blanqueamiento y enfermedades microbianas de corales. El blanqueamiento de los corales promedió 49,4%; varió entre 18,2 y 75,8% por sitio y predominaron las colonias pálidas y parcialmente blanqueadas (Fig. 57). C-Cy.Ca y Cy.An presentaron niveles “moderados”; O2-Cy.Gr, E2-Cy.Gr y NE-Cy.Ca “muy altos”; y en SE-Cy.Br fue “casi total”. No se detectaron enfermedades microbianas en los corales de ninguno de los sitios, por lo que calificaron como “muy buenos”.

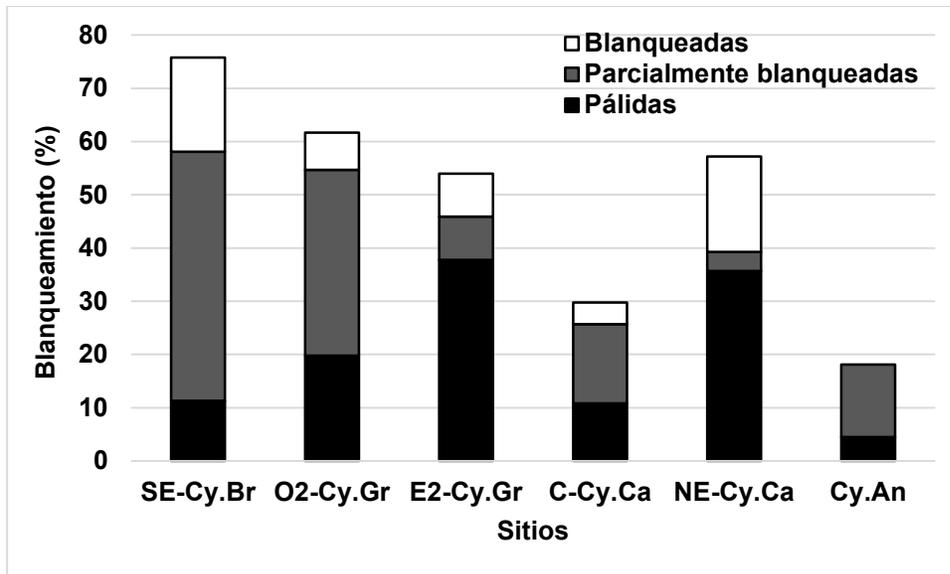


Figura 57. Blanqueamiento de los corales de las crestas arrecifales del archipiélago Jardines de la Reina en el 2015. Se representan los valores totales subdivididos en colonias blanqueadas, parcialmente blanqueadas y pálidas.

Densidad de reclutas de coral. La densidad de reclutas de coral media para el área fue de 3 colonias/m² y por sitio cambió significativamente entre cero y 5,2 colonias/m² (*PERMANOVA*; pseudo-F (5; 209)= 2,2; p= 0,045; Fig. 58). El sitio C-Cy.Ca calificó como “crítico”, NE-Cy.Ca y Cy.An como “pobres” y los restantes fueron “regulares”, aunque entre los sitios de estas dos últimas categorías no existieron diferencias significativas.

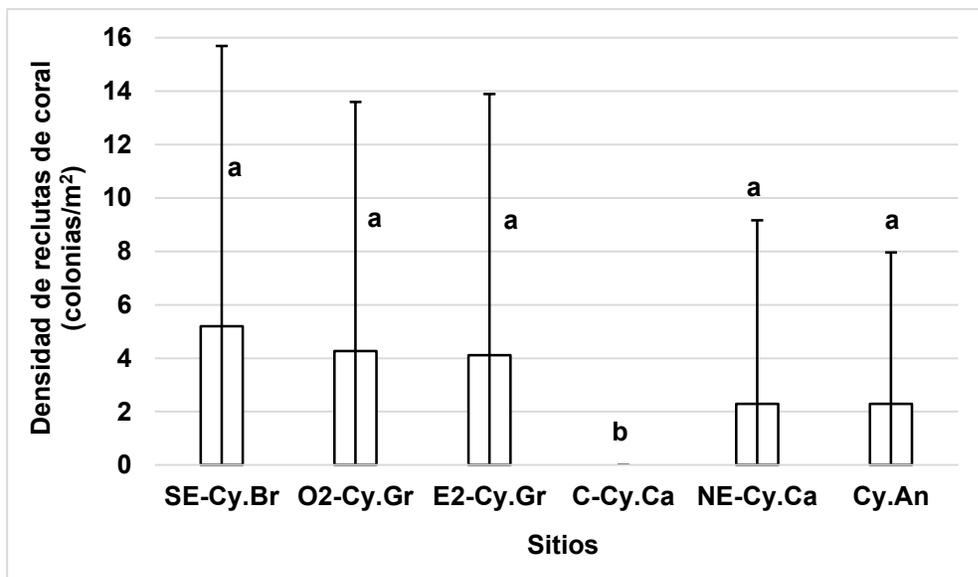


Figura 58. Densidad de reclutas de coral de las crestas arrecifales del archipiélago Jardines de la Reina en el 2015. Se representan las medias con sus desviaciones estándares por sitios. Las letras minúsculas desiguales indican las diferencias significativas entre las medias.

Densidad del erizo negro *D. antillarum*. La media de la densidad del erizo negro *D. antillarum* en el área fue de 0,8 individuos/m² y por sitios se diferenció significativamente entre 0,1 y 1,5 individuos/m² (*PERMANOVA*; pseudo-F (5; 37)= 3,6; p= 0,01; Fig. 59). En SE-Cy.Br y NE-Cy.Ca los valores fueron “críticos”, en Cy.An “regular” y en los restantes sitios “buenos”.

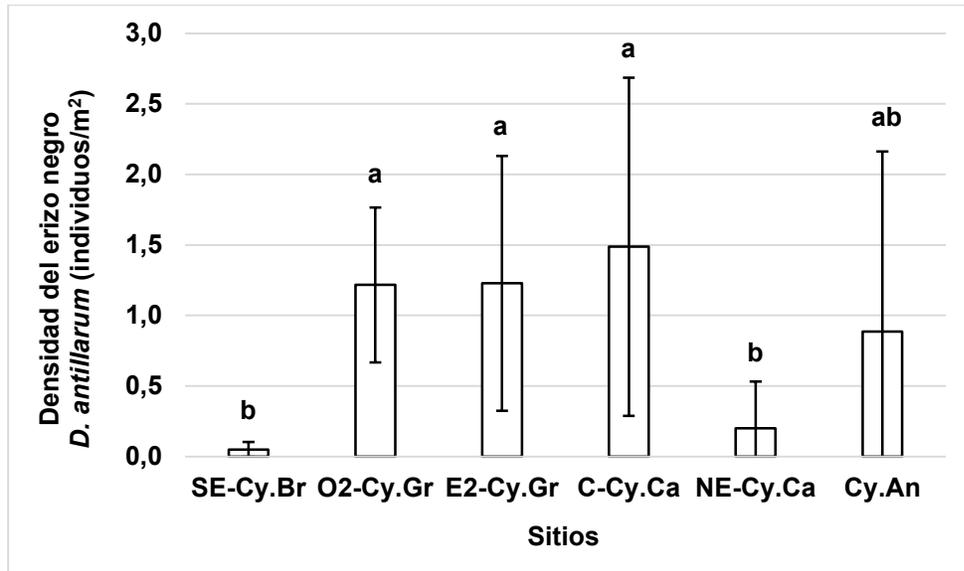


Figura 59. Densidad del erizo negro *D. antillarum* de las crestas arrecifales del archipiélago Jardines de la Reina en el 2015. Se representan las medias con sus desviaciones estándares por sitios. Las letras minúsculas desiguales indican las diferencias significativas entre las medias.

Cobertura de cianobacterias. No se detectaron cianobacterias en ninguno de los sitios.

Coberturas e índices de macroalgas. Las coberturas por grupos morfofuncionales de macroalgas variaron significativamente entre sitios: la de carnosas promedió 4,3% y cambió entre cero y 14,1% (*PERMANOVA*; pseudo-F (5; 209)= 31,3; p= 0,001; Fig. 60); la de las calcáreas promedió 10,5% y varió entre 2,9 y 21,4% (*PERMANOVA*; pseudo-F (5; 209)= 12,2; p= 0,001; Fig. 61); y la media de las costrosas fue 20,6% y cambió entre 1,6 y 52,7% (*PERMANOVA*; pseudo-F (5; 209)= 33,3; p= 0,001; Fig. 62). Con relación a la cobertura de macroalgas carnosas todos los sitios calificaron como “muy buenos” menos NE-Cy.Ca que fue “bueno”. Sin embargo, según la cobertura de las costrosas, O2-Cy.Gr se consideró “muy bueno”, SE-Cy.Br y C-Cy.Ca “buenos”, Cy.An “regular”, E2-Cy.Gr “pobre” y NE-Cy.Ca “crítico”.

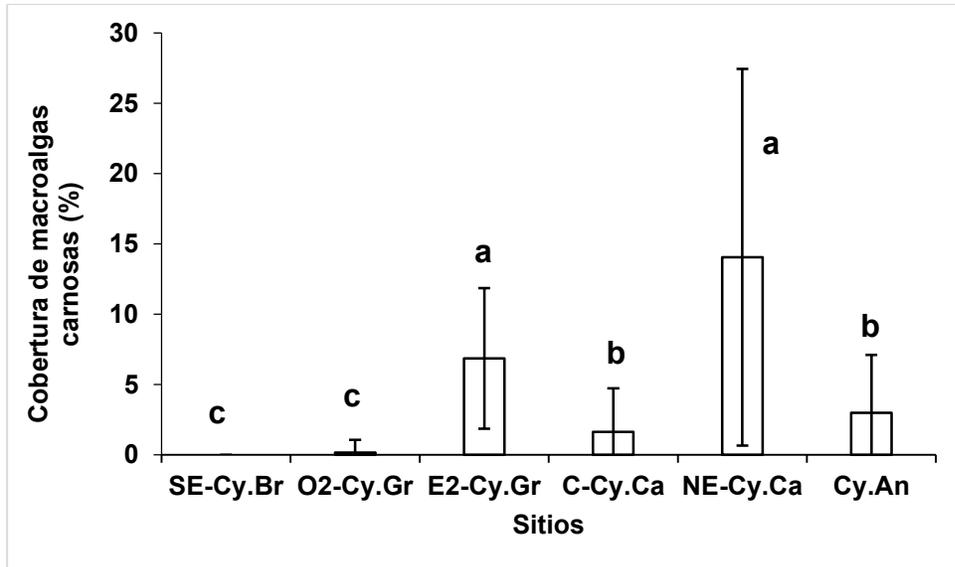


Figura 60. Cobertura de macroalgas carnosas de las crestas arrecifales del archipiélago Jardines de la Reina en el 2015. Se representan las medias con sus desviaciones estándares por sitios. Las letras minúsculas desiguales indican las diferencias significativas entre las medias.

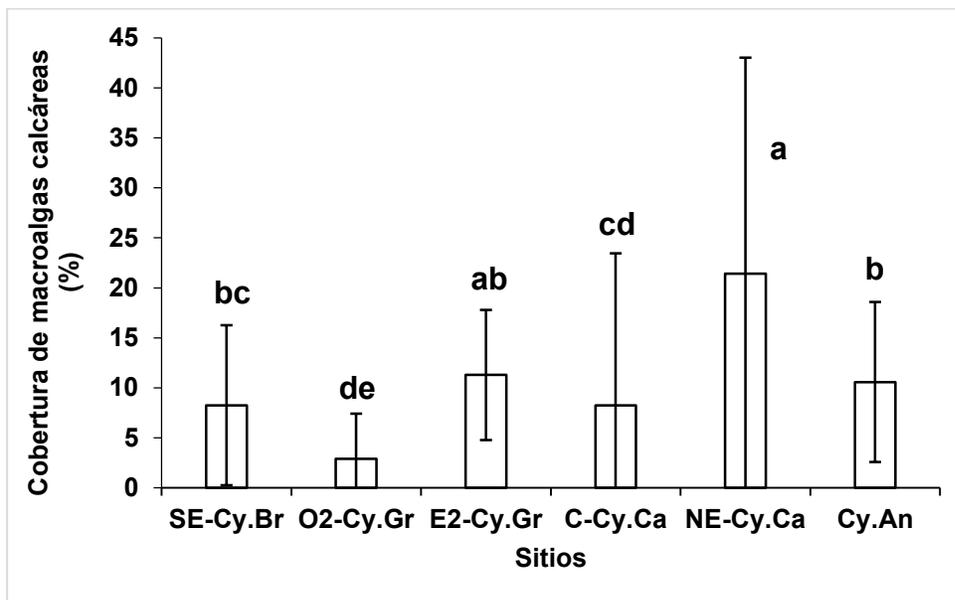


Figura 61. Cobertura de macroalgas calcáreas de las crestas arrecifales del archipiélago Jardines de la Reina en el 2015. Se representan las medias con sus desviaciones estándares por sitios. Las letras minúsculas desiguales indican las diferencias significativas entre las medias.

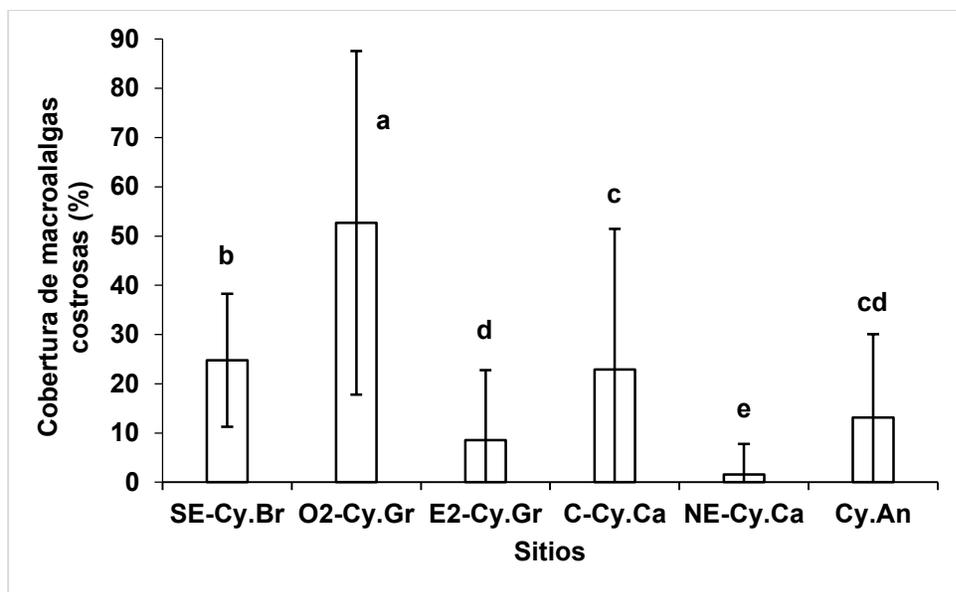


Figura 62. Cobertura de macroalgas costrosas de las crestas arrecifales del archipiélago Jardines de la Reina en el 2015. Se representan las medias con sus desviaciones estándares por sitios. Las letras minúsculas desiguales indican las diferencias significativas entre las medias.

Con relación a las coberturas por especies de macroalgas existieron diferencias significativas entre los sitios (*PERMANOVA*; pseudo-F_(5; 209) = 20,1; p = 0,001). Predominaron las coralinas costrosas del Orden Corallinales, *Halimeda* sp. del grupo de las calcáreas y *Peyssonelia* sp. de las costrosas (Tabla 60).

Tabla 60. Coberturas (%) por especies y grupos de macroalgas de las crestas arrecifales del archipiélago Jardines de la Reina en el 2015.

Especies/ Sitios	SE-Cy.Br	O2-Cy.Gr	E2-Cy.Gr	C-Cy.Ca	NE-Cy.Ca	Cy.An
<i>Amphiroa fragilissima</i>	1	0,2	0,9	0,5	1,9	0,7
<i>Amphiroa tribulus</i>	0,4	0	0	0	0,1	1,4
<i>Caulerpa cupressoides</i>	0	0	0,1	0	0	0
<i>Caulerpa racemosa</i>	0	0	0	0	3,7	0
<i>Dichotomaria obtusata</i>	0	0,5	0	0,5	0	0
<i>Dictyota ciliolate</i>	0	0	1,7	0	9,9	0
<i>Dictyota</i> sp.	0	0	0	0,1	0	0,7
<i>Galaxaura rugosa</i>	0	0	5	0	0	0
<i>Galaxaura</i> sp.	0	0	0	0	0,1	1,9
<i>Halimeda opuntia</i>	2,4	0	0	5,6	6	1,1
<i>Halimeda</i> sp.	4,5	2,2	5,3	1,6	13,1	5,4
<i>Laurencia</i> sp.	0	0,2	0,7	1,3	0,3	2,3
<i>Lobophora variegata</i>	0	0	0	0,1	0	0
<i>Padina sanctae-crucis</i>	0	0	0,1	0	0	0
<i>Padina</i> sp.	0	0	0	0,1	0,2	0
<i>Peyssonelia</i> sp.	9,1	0	3,4	4,9	0,3	7,3

<i>Rhipocephalus phoenix</i>	0	0	0,1	0	0	0
<i>Rhipocephalus phoenix</i> f. <i>longifolius</i>	0	0	0	0	0,1	0
<i>Sargassum</i> sp.	0	0	0,1	0	0	0
<i>Turbinaria tricostrata</i>	0	0	4	0	0	0
Orden Corallinales	15,6	52,7	5,1	18	1,3	5,9
<i>Turf</i>	0	0	0	0	1,6	0

Los análisis de escalado multidimensional no métrico (nmMDS) basados en las coberturas por grupos morfofuncionales y por especies de macroalgas fueron similares. Los sitios NE-Cy.Ca y O2-Cy.Gr mostraron las mayores disimilitudes (Fig. 63).

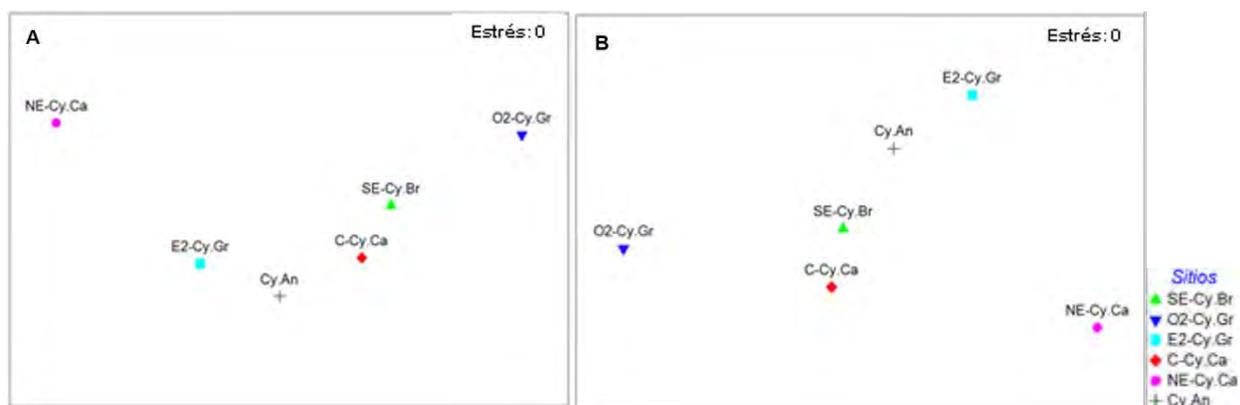


Figura 63. Diagrama de ordenamiento de las crestas arrecifales del archipiélago Jardines de la Reina según los porcentajes de cobertura A) por grupos morfofuncionales de macroalgas y B) por especies de macroalgas.

El índice de macroalgas carnosas promedió 9,0 y varió entre cero y 29,3, según los cuales la mayoría de los sitios clasificaron como “muy buenos” y E2-Cy.Gr y NE-Cy.Ca como “buenos”. La media del índice de las calcáreas fue de 26,9 y varió entre 2,6 y 76,5 (Fig. 64).

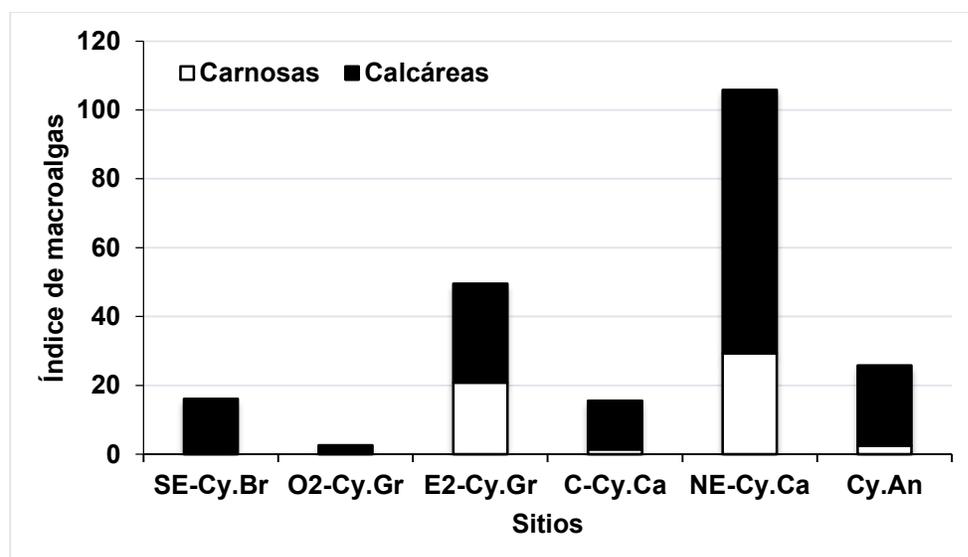


Figura 64. Índices de macroalgas carnosas y calcáreas de las crestas arrecifales del archipiélago Jardines de la Reina en el 2015.

Densidad, biomasa y talla de las asociaciones de peces. La densidad en Cy.An puede ser clasificada como buena (Tabla 61) según la escala de Alcolado y Durán (2011). La densidad de los otros sitios fue clasificada como regular según esta escala, con excepción de la de E2-Cy.Gr, la cual es clasificada como pobre. La densidad de los peces herbívoros fue alta (>50 Ind/100 m²) en los sitios Cy.An, O2-Cy.Gr y SE-Cy.Br y baja en C-Cy.Ca, NE-Cy.Ca y E2-Cy.Gr. En el caso de los carnívoros, todos los sitios presentaron una baja densidad (<100 ind/100 m²). En las crestas no fueron observados individuos del pez león.

Tabla 61. Densidad (ind/100 m²) y biomasa (g/100 m²) promedios de la asociación de peces, de peces carnívoros y de herbívoros y tallas (cm) promedios de loros, pargos y meros por sitio en seis crestas del archipiélago Jardines de la Reina. Siglas de los sitios según Tabla 1. Dpeces: densidad de la asociación de peces, Bpeces: biomasa de la asociación de peces, Dherb: densidad de peces herbívoros (loros y barberos), Bherb: biomasa de peces herbívoros (loros y barberos), Dcarn: densidad de peces carnívoros (roncos, pargos y meros), Bcarn: biomasa de peces carnívoros (roncos, pargos y meros), Tloros: talla de loros, Tpargos: talla de pargos, Tmeros: talla de meros. La letra se corresponde con la clasificación de la escala de Alcolado y Durán (2011). C: crítico, P: pobre, R: regular, B: buena, MB: muy buena

Indicador	SE-Cy.Br	O2-Cy.Gr	E2-Cy.Gr	C-Cy.Ca	NE-Cy.Ca	Cy.An
Dpeces (ind/100 m ²)	94,3 R	95,4 R	28,2 P	63,8 R	80,5 R	125,3 B
Bpeces (g/100 m ²)	11269,3 R	11968,6 R	3162,4 P	6170,5 R	5925,9 P	17133,3 B
Dherb	66,6 B	77,0 B	18,3 P	39,6 R	48,5 R	92,1 B
Bherb	7529,0 B	10638,2 MB	1325,2 P	2226,8 R	2910,2 R	12030,9 MB
Dcarn	15,9 C	3,1 C	4,8 C	9,2 C	28,0 P	10,6 C
Bcarn	1815,5 C	470,6 C	932,8 C	1092,1 C	2852,4 P	3515,7 P
Tloros (cm)	14 P	15 R	13 P	16 R	12 P	17 R
Tpargos (cm)	19 P	16 P	17 P	14 C	16 P	22 R
Tmeros (cm)	26 R	16 P		21 R		50 MB

La densidad promedio de peces tuvo diferencias significativas entre los sitios (pseudo- $F_{(5)}=3,80$ $p<0,01$). El sitio E2-Cy.Gr fue el de menor valor de densidad y presentó diferencias con la mayoría de los sitios (Comparaciones pareadas del PERMANOVA; $p<0,05$). Cy.An fue el sitio de mayor densidad de peces, debido principalmente a la mayor abundancia de barberos ($78,2 \pm 129,4$ ind/100 m²).

La biomasa promedio de Cy.An es clasificada como buena (Tabla 61) según la escala de Alcolado y Durán (2011). La biomasa de los otros sitios puede ser clasificada como pobre o regular. La biomasa de los peces herbívoros fue alta (>4000 g/100 m²) en los sitios Cy.An, O2-Cy.Gr y SE-Cy.Br y baja en C-Cy.Ca, NE-Cy.Ca y E2-Cy.Gr. Por el contrario, la biomasa de los peces carnívoros fueron muy bajas en todos los sitios (<8000 g/100 m²).

La biomasa promedio de peces presentó diferencias significativas entre los sitios (pseudo- $F_{(5)}=3,46$; $p<0,01$). El sitio E2-Cy.Gr fue el de menor valor de biomasa y presentó diferencias con la mayoría de los sitios (Comparaciones Pareadas del PERMANOVA;

$p < 0,05$). También Cy.An tuvo la mayor biomasa promedio de peces y fue debido a los barberos ($9664,7 \pm 16966,7 \text{ g}/100 \text{ m}^2$).

Las tallas promedios de loros (<20 cm) y pargos (<25 cm) fueron bajas en todos los sitios (Tabla 61). La talla promedio de meros fue alta (>30 cm) en Cy.An y baja en el resto de los sitios.

En las crestas la densidad promedio de peces para la zona de muestreo (todos los sitios excepto NE-Cy.Ca) no tuvo diferencias entre los años 2001 y 2015 en la mayoría de los sitios (Fig. 65A). C-Cy.Ca presentó en 2015 una disminución significativa respecto al 2001 (pseudof₍₁₎=7,18; $p < 0,05$). La biomasa promedio de peces disminuyó significativamente en 2015 con respecto al 2001 (Fig. 65B). La biomasa de peces promedio también en C-Cy.Ca disminuyó significativamente en 2015 en comparación con el 2001 (pseudof₍₁₎=8,37; $p < 0,05$).

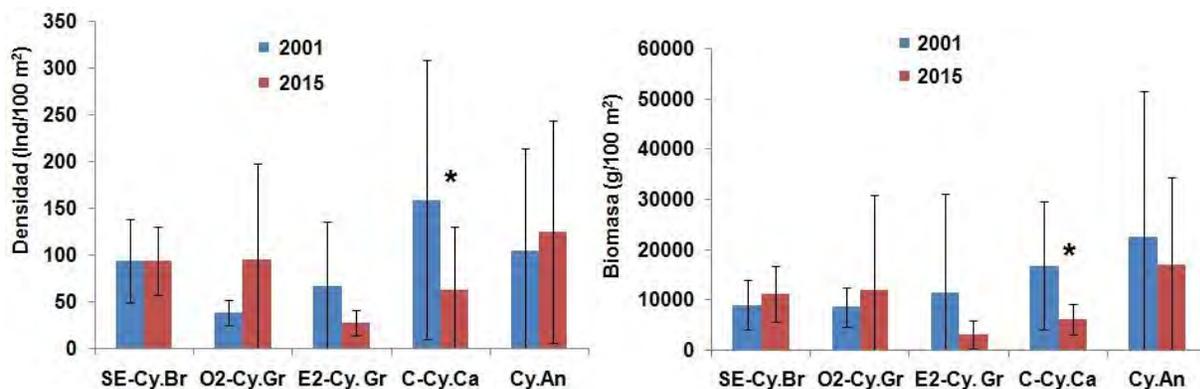


Figura 65. Densidad ($\text{ind}/100 \text{ m}^2$) (A) y biomasa ($\text{g}/100 \text{ m}^2$) (B) promedio de peces ($\pm \text{DE}$) por año y sitio de muestreo en cinco crestas arrecifales del archipiélago Jardines de la Reina. Siglas de los sitios según Tabla 1. El asterisco indica diferencia significativa ($p < 0,05$).

Al aplicar el sistema de clasificación y puntajes de los indicadores bentónicos y de las asociaciones de peces, propuesto por Alcolado & Durán (2011), encontramos que por sitios las puntuaciones variaron entre 56 y 82, según el cual la cresta de O2-Cy.Gr mostró las mejores condiciones y las peores correspondieron a E2-Cy.Gr y NE-Cy.Ca (Fig. 66).

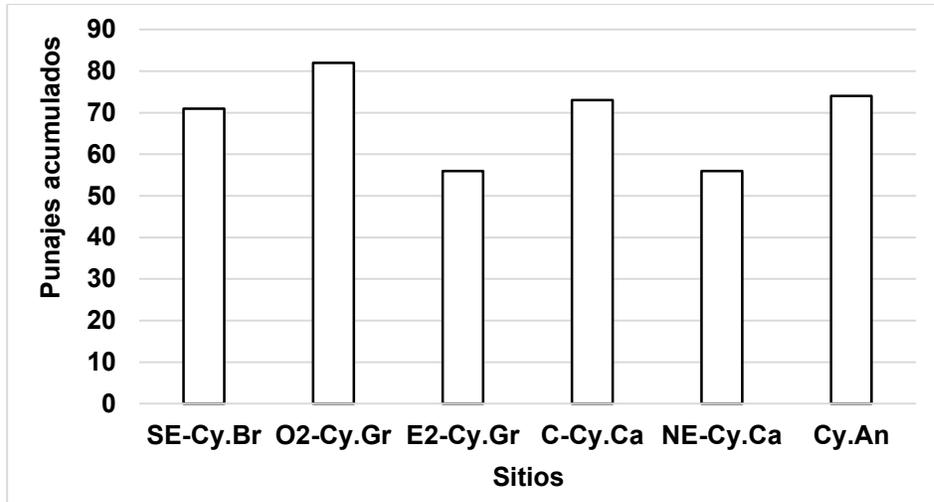


Fig. 66. Valores acumulados de las crestas arrecifales del archipiélago Jardines de la Reina, a partir del sistema de clasificación y puntaje de Alcolado y Durán (2011).

Arrecifes frontales del archipiélago Jardines de la Reina

Coberturas vivas de coral total y relativas por especies. La cobertura viva de coral promedio de los arrecifes frontales del archipiélago Jardines de la Reina en el 2015 fue de 16,4% y las medias por sitio variaron significativamente entre 11,4 y 24,7% (*PERMANOVA*; pseudo-F_(4; 52) = 7,7; p = 0,001; Fig. 67). Los sitios E-Cy.Br, O2-Cy.Gr y E-Cy.Ca mostraron valores “regulares” y los restantes fueron “buenos”.

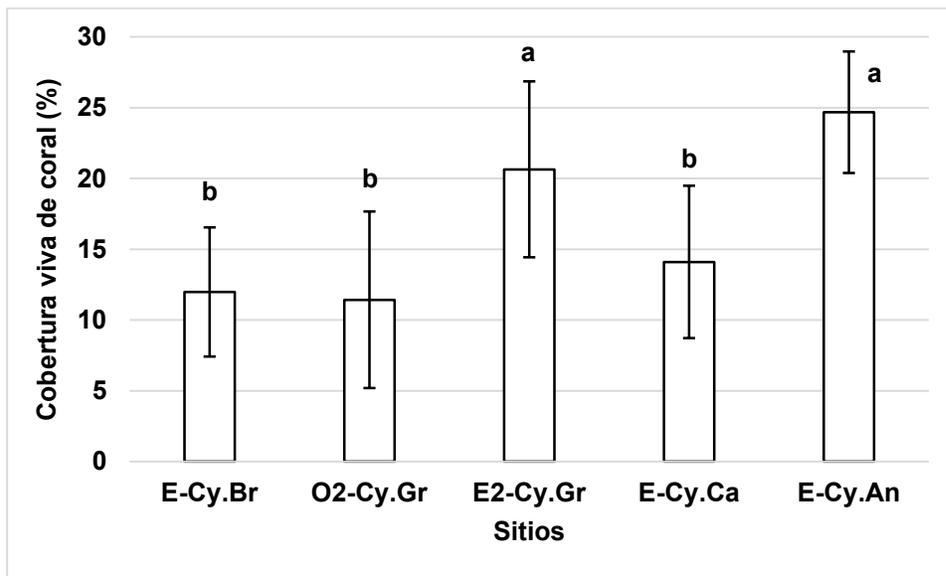


Figura 67. Cobertura viva de coral de los arrecifes frontales del archipiélago Jardines de la Reina en el 2015. Se representan las medias con sus desviaciones estándares por sitios. Las letras minúsculas desiguales indican las diferencias significativas entre las medias.

En el conjunto de arrecifes frontales evaluados predominaron por su cobertura viva *S. siderea*, *Orbicella faveolata* y *P. astreoides* (Tabla 62). Sólo en los sitios E-Cy.Ca y E-Cy.An predominó *O. faveolata*, en E-Cy.Br y en E2-Cy.Gr llegó a ser la segunda

dominante, aunque siempre desplazada por *S. siderea*; y en O2-Cy.Gr con sólo 4,5% ocupó la sexta posición.

Tabla 62. Coberturas vivas relativas (%) por especies de corales de los arrecifes frontales del archipiélago Jardines de la Reina en el 2015.

Especies/ Sitios	E-Cy.Br	O2-Cy.Gr	E2-Cy.Gr	E-Cy.Ca	E-Cy.An	Total
<i>Acropora cervicornis</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3	0,1
<i>Agaricia agaricites</i>	9,9	15,2	11,1	9,1	8,2	10,2
<i>Agaricia humilis</i>	0,0	0,0	0,5	1,2	0,0	0,3
<i>Agaricia lamarcki</i>	0,0	0,0	1,6	0,0	0,7	0,6
<i>Agaricia tenuifolia</i>	0,0	0,0	0,0	0,5	0,0	0,1
<i>Colpophyllia natans</i>	1,5	4,9	3,6	0,3	0,0	1,8
<i>Dichocoenia stokesi</i>	0,0	0,8	0,0	0,7	0,3	0,3
<i>Diploria clivosa</i>	0,0	0,8	0,0	0,0	0,0	0,1
<i>Diploria labyrinthiformis</i>	0,0	4,3	1,1	0,0	3,7	1,9
<i>Diploria strigosa</i>	1,5	4,1	1,4	4,0	5,7	3,5
<i>Eusmilia fastigiata</i>	0,0	0,0	0,0	0,1	0,4	0,1
<i>Favia fragum</i>	0,0	0,3	2,2	0,7	0,4	0,8
<i>Isophyllia rigida</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,4	0,1
<i>Isophyllia sinuosa</i>	0,0	0,0	0,5	0,0	0,0	0,1
<i>Leptoseris cucullata</i>	0,0	0,4	0,0	0,3	0,0	0,1
<i>Madracis decactis</i>	0,0	0,0	1,7	0,2	0,7	0,6
<i>Manicina areolata</i>	0,0	0,0	0,5	1,0	0,0	0,3
<i>Meandrina meandrites</i>	1,5	0,0	0,0	0,0	1,5	0,7
<i>Millepora alcicornis</i>	2,5	0,9	0,9	0,1	0,9	1,0
<i>Millepora complanata</i>	0,0	1,6	0,0	0,0	0,0	0,2
<i>Montastraea cavernosa</i>	0,4	0,0	3,8	2,5	2,9	2,3
<i>Mussa angulosa</i>	0,0	0,0	0,3	0,6	0,0	0,2
<i>Mycetophyllia danaana</i>	0,0	0,0	0,5	0,0	0,3	0,2
<i>Mycetophyllia ferox</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	1,3	0,4
<i>Mycetophyllia lamarckiana</i>	0,0	0,0	0,5	0,0	0,0	0,1
<i>Orbicella annularis</i>	4,0	1,2	7,1	4,8	4,5	4,7
<i>Orbicella faveolata</i>	14,0	4,5	12,2	30,6	27,2	19,1
<i>Orbicella franksi</i>	0,0	0,0	0,0	2,1	0,0	0,4
<i>Orbicella</i> Complejo de spp.	18,0	5,7	19,3	37,5	31,7	24,2
<i>Porites astreoides</i>	13,9	16,9	9,7	13,3	4,2	10,3
<i>Porites branneri</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3	0,1
<i>Porites divaricata</i>	0,0	0,0	0,3	0,0	0,0	0,1
<i>Porites furcata</i>	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Porites porites</i>	6,6	1,4	8,9	5,5	8,2	6,8
<i>Siderastrea siderea</i>	42,5	35,0	28,0	19,1	23,0	28,1
<i>Stephanocoenia intersepta</i>	1,5	7,6	3,9	3,4	5,1	4,3
Total de colonias	123	125	226	164	207	845
Total de transectos lineales	12	11	11	12	11	57

Abundancias relativas y riqueza de especies de corales. En el conjunto de arrecifes frontales evaluados, predominaron por su abundancia en número *S. siderea*, *O. faveolata* y *Agaricia agaricites* (Tabla 63). *O. faveolata* sólo predominó en E-Cy.Ca; en E-Cy.An fue

la segunda especie más abundante, aunque desplazada por *S. siderea*; en E-Cy.Br ocupó la cuarta posición y en el resto de los sitios sus valores fueron menores del 10%.

Tabla 63. Abundancias relativas (%) por especies de corales y número de especies S de los arrecifes frontales del archipiélago Jardines de la Reina en el 2015.

Especies/ Años	E-Cy.Br	O2-Cy.Gr	E2-Cy.Gr	E-Cy.Ca	E-Cy.An	Total
<i>Agaricia agaricites</i>	15,8	14,9	14,0	12,3	13,6	14,0
<i>Agaricia humilis</i>	0,0	0,0	0,6	1,6	0,0	0,5
<i>Agaricia lamarcki</i>	0,0	0,0	1,2	0,0	0,6	0,5
<i>Colpophyllia natans</i>	2,0	3,0	3,0	0,8	0,0	1,7
<i>Dichocoenia stokesi</i>	0,0	1,0	0,0	0,0	0,0	0,2
<i>Diploria clivosa</i>	0,0	1,0	0,0	0,0	0,0	0,2
<i>Diploria labyrinthiformis</i>	0,0	3,0	1,8	0,0	3,2	1,7
<i>Diploria strigosa</i>	1,0	2,0	0,6	1,6	5,2	2,2
<i>Eusmilia fastigiata</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	1,3	0,3
<i>Favia fragum</i>	0,0	0,0	1,2	0,0	0,0	0,3
<i>Isophyllia rigida</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,6	0,2
<i>Isophyllia sinuosa</i>	0,0	0,0	0,6	0,0	0,0	0,2
<i>Madracis decactis</i>	0,0	0,0	0,6	0,0	1,3	0,5
<i>Meandrina meandrites</i>	1,0	0,0	0,0	0,0	1,9	0,6
<i>Millepora alcicornis</i>	1,0	1,0	1,2	0,8	0,6	0,9
<i>Millepora complanata</i>	0,0	1,0	0,0	0,0	0,0	0,2
<i>Montastraea cavernosa</i>	1,0	0,0	3,0	2,5	2,6	2,0
<i>Mussa angulosa</i>	0,0	0,0	0,0	0,8	0,0	0,2
<i>Mycetophyllia danaana</i>	0,0	0,0	0,6	0,0	0,0	0,2
<i>Mycetophyllia ferox</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	1,3	0,3
<i>Mycetophyllia lamarckiana</i>	0,0	0,0	0,6	0,0	0,0	0,2
<i>Orbicella annularis</i>	3,0	1,0	9,1	6,6	5,8	5,6
<i>Orbicella faveolata</i>	10,9	4,0	7,9	26,2	20,8	14,3
<i>Orbicella franksi</i>	0,0	0,0	0,0	2,5	0,0	0,5
<i>Orbicella</i> Complejo de spp.	13,9	5,0	17,1	35,2	26,6	20,4
<i>Porites astreoides</i>	13,9	19,8	10,4	13,1	6,5	12,0
<i>Porites furcata</i>	2,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3
<i>Porites porites</i>	8,9	3,0	9,8	7,4	8,4	7,8
<i>Siderastrea siderea</i>	38,6	35,6	28,7	20,5	21,4	28,0
<i>Stephanocoenia intersepta</i>	1,0	9,9	4,9	3,3	4,5	4,7
Número de especies S	13	14	19	14	17	29
Total de colonias	101	101	164	122	154	642
Total de transectos lineales	12	11	11	12	11	57

En los arrecifes frontales estudiados se cuantificaron 642 colonias e identificaron 29 especies de corales pétreos. El número de especies S por sitio varió entre 13 y 19 (Tabla 63). En cuanto al número de especies S por 10 m, promedió 6,2 en el área y varió significativamente entre 5,1 y 7,5 por sitio (*PERMANOVA*; pseudo-F_(4; 52) = 5,7; p = 0,002; Fig. 68). En E2-Cy.Gr y en E-Cy.An los valores fueron “pobres” y en el resto de los sitios se consideraron “críticos”.

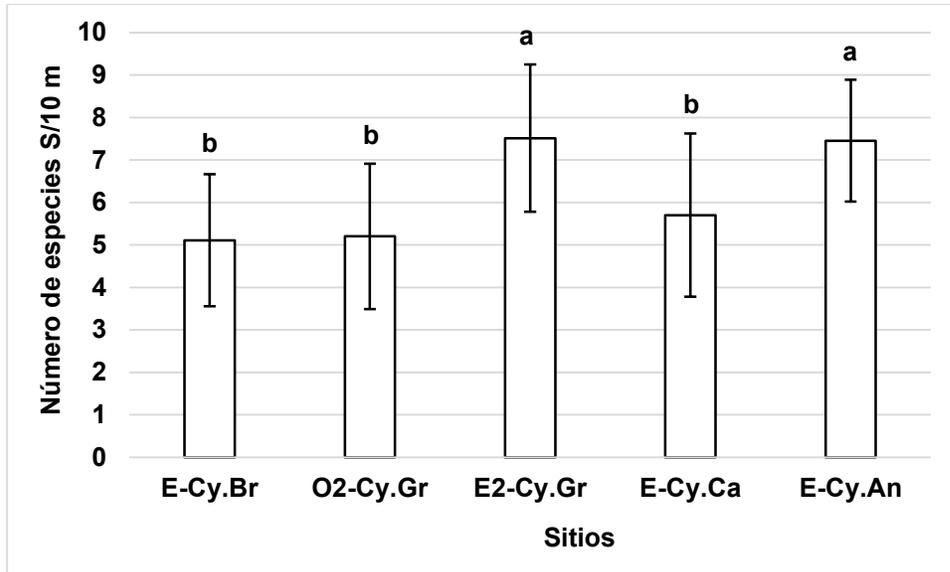


Figura 68. Número de especies de corales S por 10 m de los arrecifes frontales del archipiélago Jardines de la Reina en el 2015. Se representan las medias con sus desviaciones estándares por sitios. Las letras minúsculas desiguales indican las diferencias significativas entre las medias.

Diámetro, altura y dimensión máximos de corales. El diámetro, la altura y la dimensión máximos por sitio difirieron significativamente. El diámetro máximo promedió 23,2 cm y varió entre 19,3 y 26,8 cm (*PERMANOVA*; pseudo-F_(4; 637) = 5,8; p = 0,001; Fig. 69); la altura máxima media fue de 10,8 cm y cambió entre 8,4 y 14,6 cm (*PERMANOVA*; pseudo-F_(4; 637) = 8,5; p = 0,001; Fig. 70); y la dimensión máxima promedio fue de 23,6 cm y varió entre 19,5 y 27,5 cm (*PERMANOVA*; pseudo-F_(4; 637) = 6,6; p = 0,001; Fig. 71). Según los valores de los diámetros y de las dimensiones máximos encontrados, todos los sitios calificaron como “críticos”, excepto E-Cy.An que fue “pobre”.

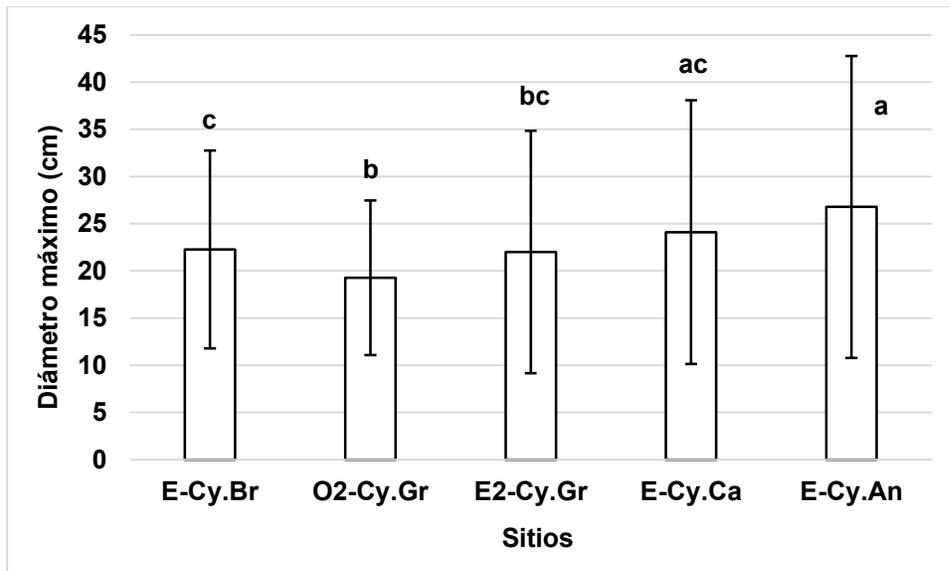


Figura 69. Diámetro máximo de los corales de los arrecifes frontales del archipiélago Jardines de la Reina en el 2015. Se representan las medias con sus desviaciones

estándars por sitios. Las letras minúsculas desiguales indican las diferencias significativas entre las medias.

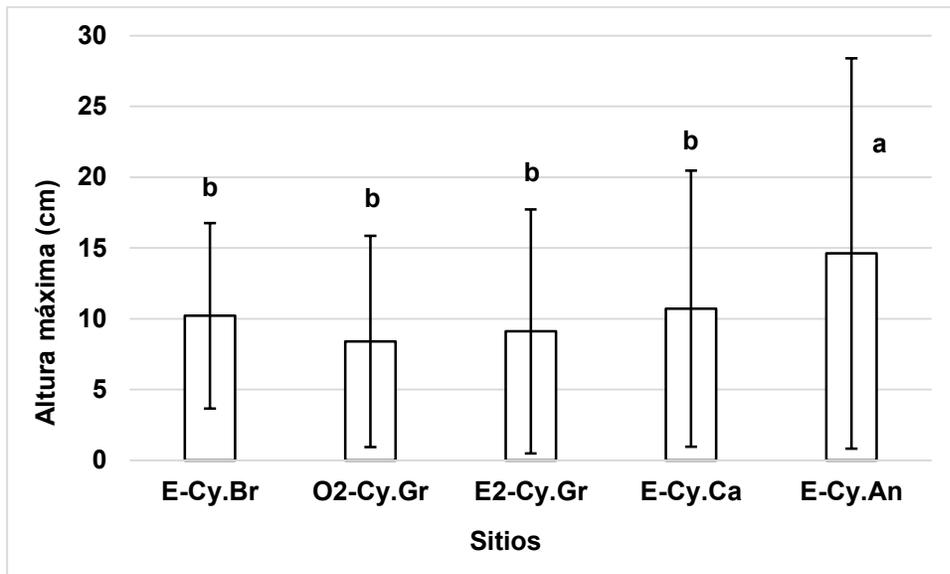


Figura 70. Altura máxima de los corales de los arrecifes frontales del archipiélago Jardines de la Reina en el 2015. Se representan las medias con sus desviaciones estándares por sitios. Las letras minúsculas desiguales indican las diferencias significativas entre las medias.

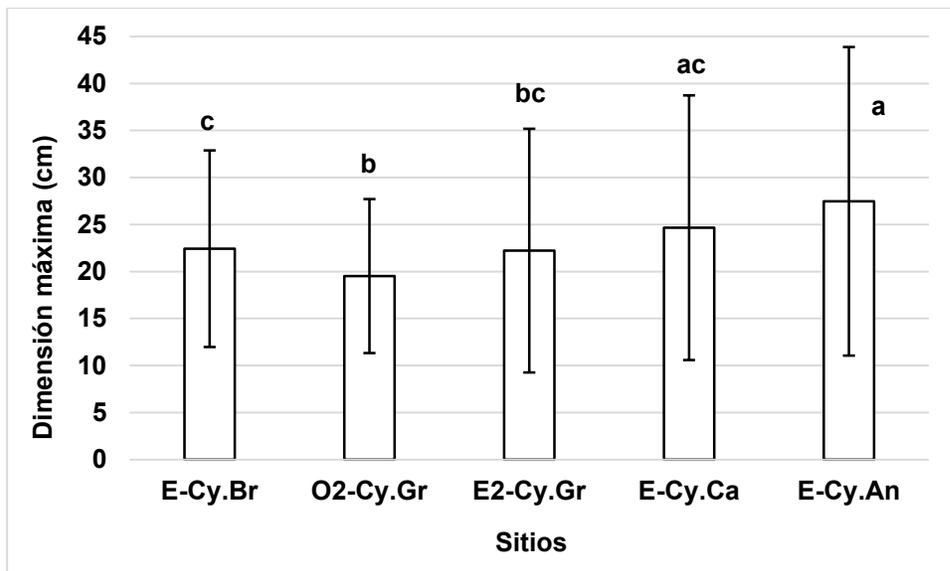


Figura 71. Dimensión máxima de los corales de los arrecifes frontales del archipiélago Jardines de la Reina en el 2015. Se representan las medias con sus desviaciones estándares por sitios. Las letras minúsculas desiguales indican las diferencias significativas entre las medias.

Densidad lineal de corales. La densidad lineal media de corales para los arrecifes frontales del área fue de 11,5 colonias/10 m y por sitios varió significativamente entre 8,8

y 15,2 colonias/10 m (*PERMANOVA*; pseudo-F_(4; 52) = 7,5; p = 0,003; Fig. 72). E2-Cy.Gr y E-Cy.An calificaron como “buenos” y el resto de los sitios como “regulares”.

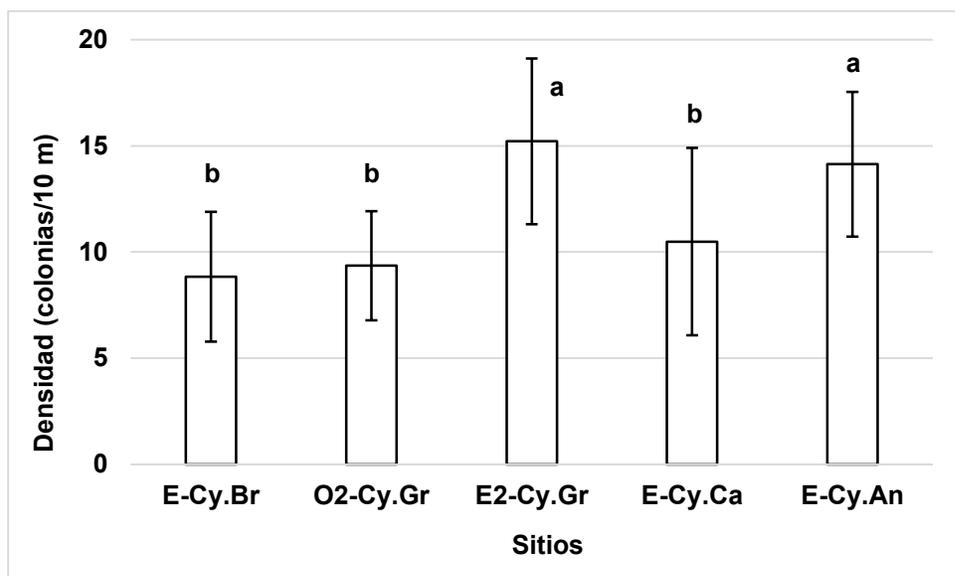


Figura 72. Densidad lineal de los corales de los arrecifes frontales del archipiélago Jardines de la Reina en el 2015. Se representan las medias con sus desviaciones estándares por sitios. Las letras minúsculas desiguales indican las diferencias significativas entre las medias.

Mortalidades antigua, reciente y total de corales. Las mortalidades antigua, reciente y total medias por sitio no mostraron diferencias significativas entre sí (*PERMANOVA*; pseudo-F_(4; 637) = 1,0; p = 0,4; Fig. 73; *PERMANOVA*; pseudo-F_(4; 637) = 2,2; p = 0,05; Fig. 74; *PERMANOVA*; pseudo-F_(4; 637) = 1,1; p = 0,4; Fig. 75) y según estas tres variables todos calificaron como “muy buenos”. La mortalidad antigua promedió 6,4% y varió entre 4,3 y 9,2% (Fig. 73); la reciente promedió 0,4% y varió entre cero y 1,2% (Fig. 74); y la total media fue de 6,8% y cambió entre 4,3 y 9,2% (Fig. 75).

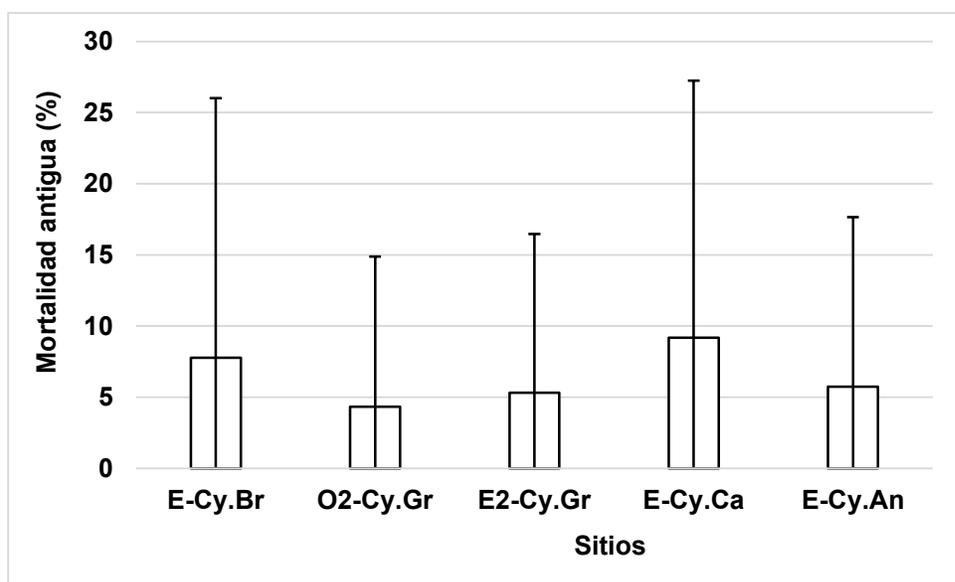


Figura 73. Mortalidad antigua de los corales de los arrecifes frontales del archipiélago Jardines de la Reina en el 2015. Se representan las medias con sus desviaciones estándares por sitios.

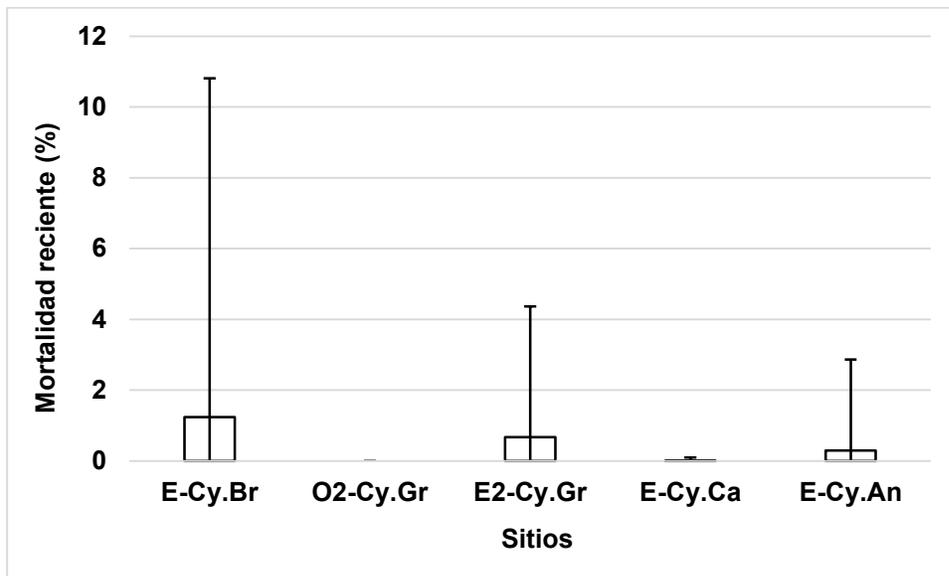


Figura 74. Mortalidad reciente de los corales de los arrecifes frontales del archipiélago Jardines de la Reina en el 2015. Se representan las medias con sus desviaciones estándares por sitios.

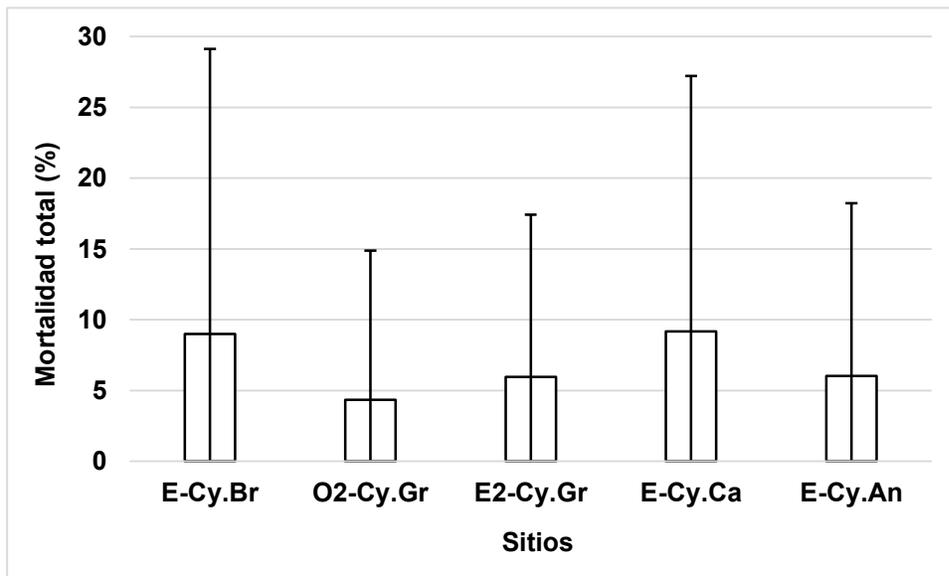


Figura 75. Mortalidad total de los corales de los arrecifes frontales del archipiélago Jardines de la Reina en el 2015. Se representan las medias con sus desviaciones estándares por sitios.

Blanqueamiento y enfermedades microbianas de corales. El blanqueamiento de los corales medio fue de 50,2%; varió entre 29,9 y 70,3% por sitio y predominaron las colonias pálidas (Fig. 76). Sólo E-Cy.An calificó como “moderado”, pues E-Cy.Ca y E2-Cy.Gr presentaron valores “altos”; y en los restantes sitios fueron “muy altos”. No se

detectaron enfermedades microbianas en los corales de ninguno de los sitios, por lo que calificaron como “muy buenos”.

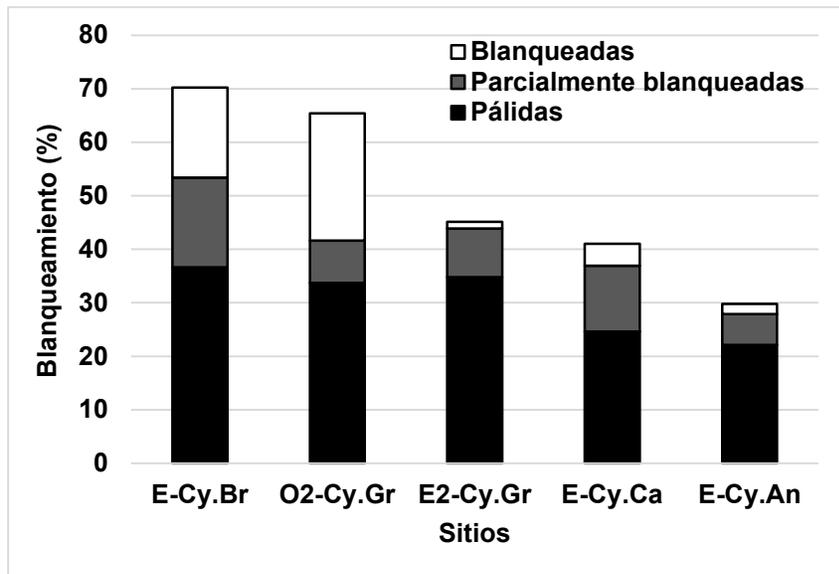


Figura 76. Blanqueamiento de los corales de los arrecifes frontales del archipiélago Jardines de la Reina en el 2015. Se representan los valores totales subdivididos en colonias blanqueadas, parcialmente blanqueadas y pálidas.

Densidad de reclutas de coral. La densidad de reclutas de coral en el área promedió 15,4 colonias/m² y por sitios varió entre 8,0 y 21,3 colonias/m² aunque no de manera significativa (*PERMANOVA*; pseudo- $F_{(4; 150)} = 2,3$; $p = 0,061$; Fig. 77). A pesar de no existir diferencias, E-Cy.Ca y E-Cy.An se consideraron “muy buenos” y los restantes sitios como “buenos”.

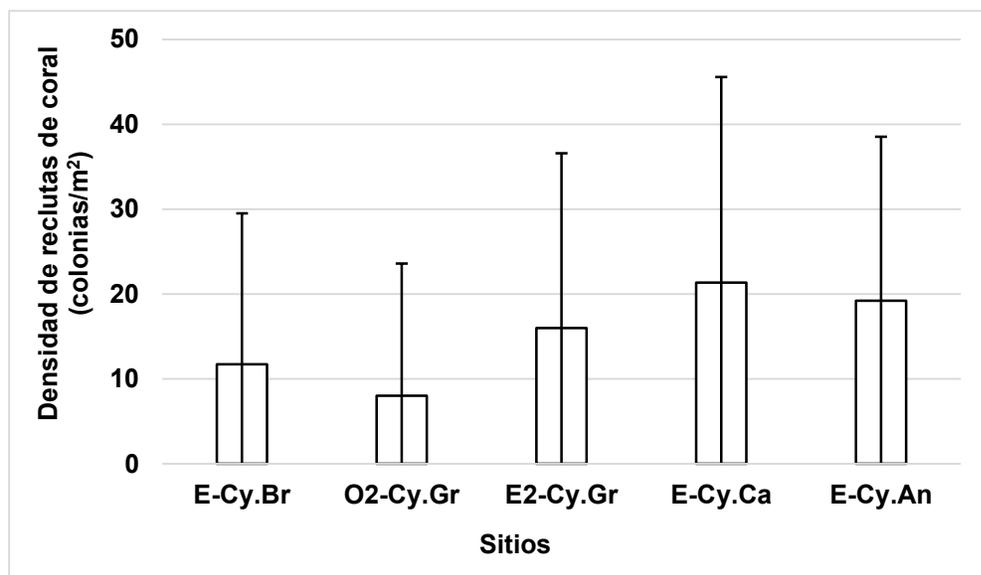


Figura 77. Densidad de reclutas de coral de los arrecifes frontales del archipiélago Jardines de la Reina en el 2015. Se representan las medias con sus desviaciones estándares por sitios.

Densidad del erizo negro *D. antillarum*. La densidad del erizo negro *D. antillarum* en todos los sitios fue igual a cero, por lo que resultaron “críticos”.

Cobertura de cianobacterias. La cobertura de cianobacterias media fue de 1,3% y cambió por sitio, aunque no significativamente, entre cero y 2,8% (*PERMANOVA*; pseudo-F_(4; 52)= 2,0; p= 0,076; Fig. 78).

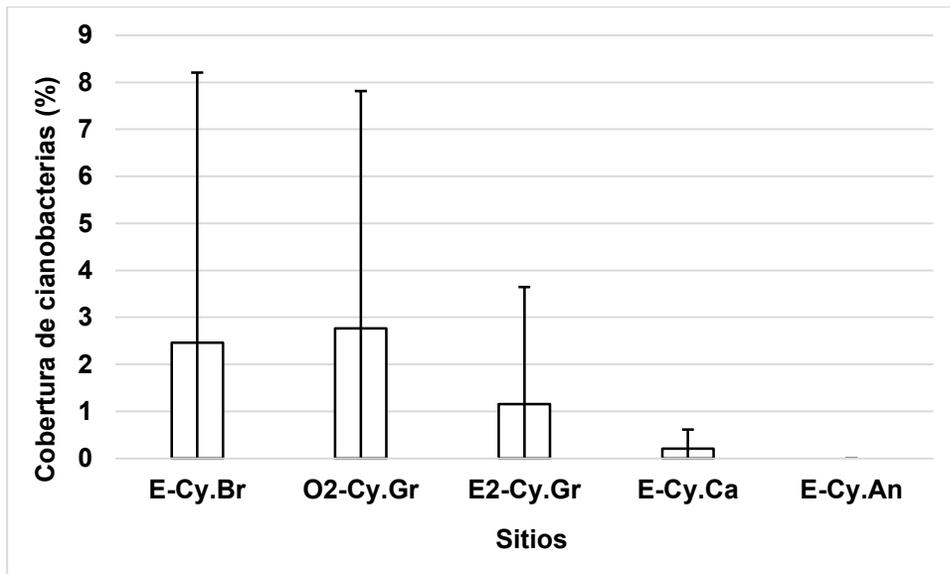


Figura 78. Cobertura de cianobacterias de los arrecifes frontales del archipiélago Jardines de la Reina en el 2015. Se representan las medias con sus desviaciones estándares por sitios.

Coberturas e índices de macroalgas. La media de la cobertura de macroalgas carnosas fue de 26,1% y varió entre 20,5 y 30,7% por sitio, aunque no de manera significativa (*PERMANOVA*; pseudo-F_(4; 150)= 1,4; p= 0,248; Fig. 79). Sin embargo las coberturas de los otros grupos morfofuncionales sí variaron significativamente: la de calcáreas promedió 6,3% y cambió entre 4,2 y 8,9% (*PERMANOVA*; pseudo-F_(4; 150)= 7,0; p= 0,002; Fig. 80); y la de costrosas media fue de 13,2% y varió entre 8,3 y 18,7% (*PERMANOVA*; pseudo-F_(4; 150)= 2,6; p= 0,038; Fig. 81). En cuanto a la cobertura de macroalgas carnosas todos los sitios calificaron como “buenos”, y según la de las costrosas E-Cy.Br y E-Cy.An fueron “pobres” y el resto “regulares”.

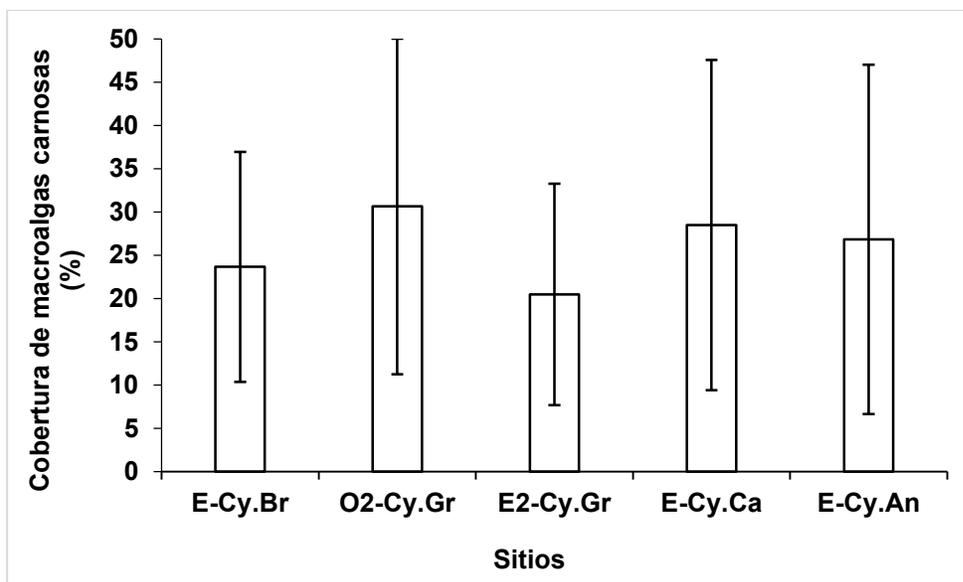


Figura 79. Cobertura de macroalgas carnosas de los arrecifes frontales del archipiélago Jardines de la Reina en el 2015. Se representan las medias con sus desviaciones estándares por sitios.

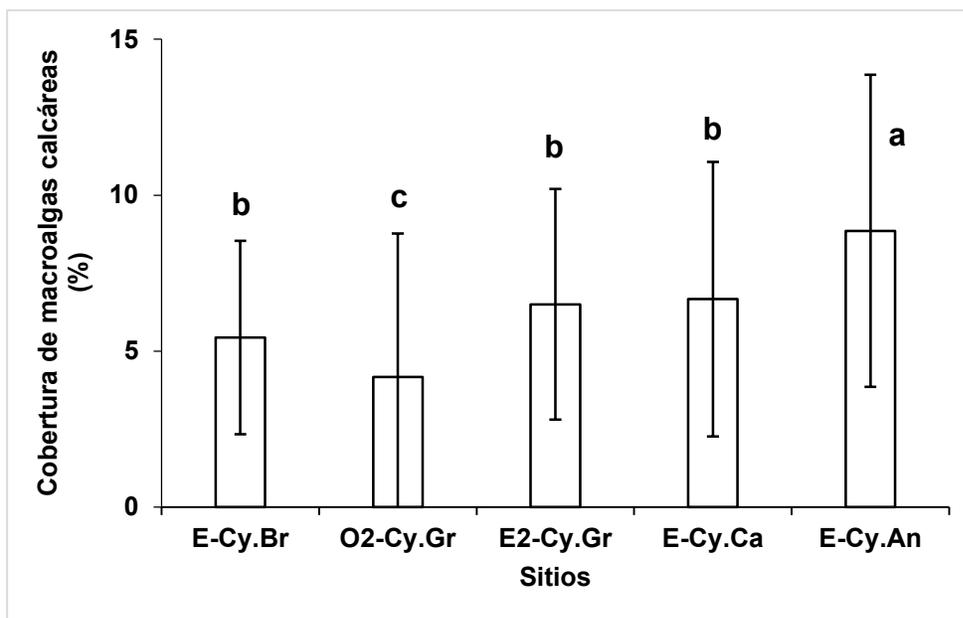


Figura 80. Cobertura de macroalgas calcáreas de los arrecifes frontales del archipiélago Jardines de la Reina en el 2015. Se representan las medias con sus desviaciones estándares por sitios. Las letras minúsculas desiguales indican las diferencias significativas entre las medias.

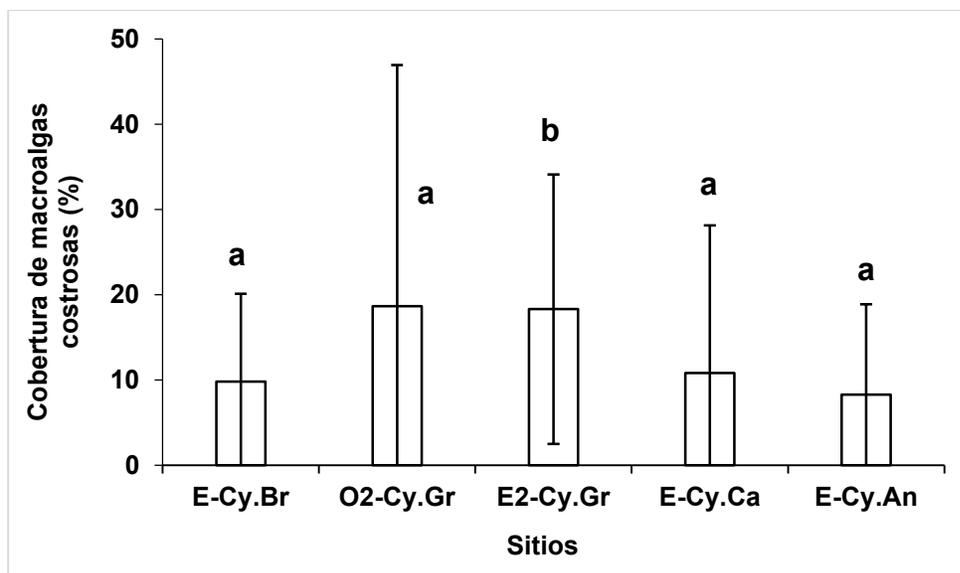


Figura 81. Cobertura de macroalgas costrosas de los arrecifes frontales del archipiélago Jardines de la Reina en el 2015. Se representan las medias con sus desviaciones estándares por sitios. Las letras minúsculas desiguales indican las diferencias significativas entre las medias.

En cuanto a las coberturas por especies de macroalgas existieron diferencias significativas entre los sitios (*PERMANOVA*; pseudo- $F_{(4; 150)} = 10,4$; $p = 0,001$). Las especies que predominaron por su cobertura fueron *Dictyota* sp. del grupo de las carnosas y las coralinas costrosas del Orden Corallinales (Tabla 64).

Tabla 64. Coberturas (%) por especies y grupos de macroalgas de los arrecifes frontales del archipiélago Jardines de la Reina en el 2015.

Especies/ Sitios	E-Cy.Br	O2-Cy.Gr	E2-Cy.Gr	E-Cy.Ca	E-Cy.An
<i>Amphiroa fragilissima</i>	0,2	0,6	1,2	0,5	1,1
<i>Dictyota</i> sp.	22,3	15,1	14,3	25,2	25
<i>Halimeda</i> sp.	5,1	3,5	5,3	6	7,7
<i>Lobophora variegata</i>	0,3	0,1	1	2,2	1,4
<i>Peyssonnelia</i> sp.	0	0	1	3,2	2,7
<i>Rhipocephalus phoenix</i>	0,2	0	0	0	0
<i>Sargassum hystrix</i>	1	14,1	3,5	1,2	0,4
<i>Styopodium zonale</i>	0	0	0,2	0	0
<i>Turbinaria</i> sp.	0	0	1,5	0	0
<i>Turbinaria tricostata</i>	0	1,2	0	0	0
Orden Corallinales	9,8	18,8	17,3	7,7	5,6

Los análisis de escalado multidimensional no métrico (nmMDS) basados en las coberturas por grupos morfofuncionales y por especies de macroalgas fueron similares. Los sitios O2-Cy.Gr y E2-Cy.Gr mostraron las mayores disimilitudes (Fig. 82).

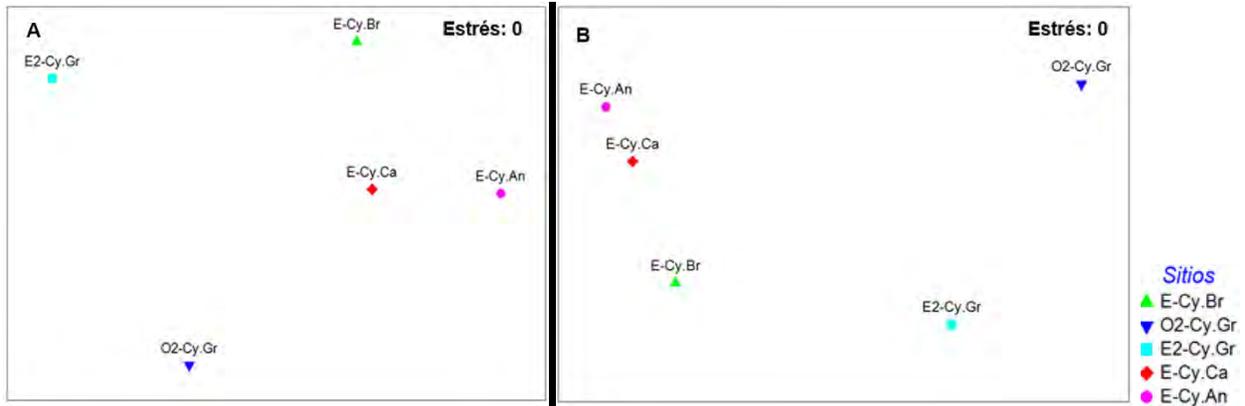


Figura 82. Diagrama de ordenamiento de los arrecifes frontales del archipiélago Jardines de la Reina según los porcentajes de cobertura A) por grupos morfofuncionales de macroalgas y B) por especies de macroalgas.

El índice de macroalgas carnosas promedió 74,8; varió entre 46,5 y 97,1 (Fig. 83) y de acuerdo a estos valores O2-Cy.Gr y E-Cy.Ca se consideran “pobres” y los sitios restantes como “regulares”. El índice de las calcáreas medio fue de 23,3 y varió entre 8,3 y 41,8 (Fig. 83).

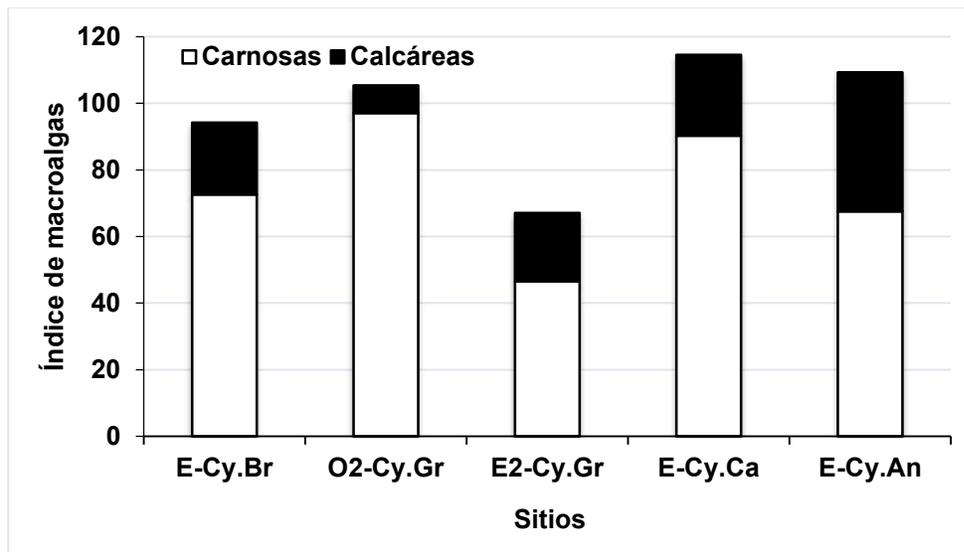


Figura 83. Índices de macroalgas carnosas y calcáreas de los arrecifes frontales del archipiélago Jardines de la Reina en el 2015.

Densidad, biomasa y talla de las asociaciones de peces. Los cinco arrecifes frontales muestreados en JR presentaron una densidad de peces baja (<100 ind/100 m²), la cual fue clasificada como regular (Tabla 65) según la escala de Alcolado y Durán (2011). Las densidades de los peces herbívoros y los carnívoros fueron bajas, excepto en E-Cy.An y E-Cy.Ca, respectivamente. No se encontraron diferencias significativas en la densidad de las asociaciones de peces entre los sitios (pseudo- $F_{(4)}=0,11$; $p>0,05$). En los arrecifes frontales sólo fueron observados individuos del pez león en O2-Cy.Gr. La densidad en este sitio fue de $0,2 \pm 0,4$ ind/100 m² y la biomasa fue de $33,2 \pm 70,3$ g/100 m².

Tabla 65. Densidad (ind/100 m²) y biomasa (g/100 m²) promedios de la asociación de peces, de peces carnívoros y de herbívoros y tallas (cm) promedios de loros, pargos y meros en seis arrecifes frontales del archipiélago Jardines de la Reina. Siglas de los sitios según Tabla 1. Dpeces: densidad de la asociación de peces, Bpeces: biomasa de la asociación de peces, Dherb: densidad de peces herbívoros (loros y barberos), Bherb: biomasa de peces herbívoros (loros y barberos), Dcarn: densidad de peces carnívoros (roncos, pargos y meros), Bcarn: biomasa de peces carnívoros (roncos, pargos y meros), Tloros: talla de loros, Tpargos: talla de pargos, Tmeros: talla de meros. La letra se corresponde con la clasificación de la escala de Alcolado y Durán (2011). C: crítico, P: pobre, R: regular, B: buena

Indicador	E-Cy.Br	O2-Cy.Gr	E2-Cy.Gr	E-Cy.Ca	E-Cy.An
Dpeces (ind/100 m ²)	67 R	67 R	65 R	64 R	72 R
Bpeces (g/100 m ²)	7460,4 R	17130,5 B	14389,1 B	15872,6 B	15987,2 B
Dherb	37 R	33 R	26 R	27 R	37 R
Bherb	3130,2 R	3019,8 R	1893,7 P	2201,4 R	4651,9 B
Dcarn	20 C	15 C	25 C	28 P	28 P
Bcarn	2496,1 P	6416,0 R	5614,0 R	11435,0 B	6767,6 R
Tloros (cm)	11 P	14 P	13 P	13 P	13 P
Tpargos (cm)	15 P	17 P	16 P	19 P	17 P
Tmeros (cm)	22 R	28 R	33 B	26 R	30 B

La mayoría de los sitios presentaron una biomasa de peces elevada (>12000 g/100 m²), la cual fue clasificada como buena (Tabla 65) según la escala de Alcolado y Durán (2011). En E-Cy.Ca predominaron los roncos (7840,3 ± 16106,8 g/100 m²) y los pargos (2477,5 g/100 m²). En E-Cy.An presentaron mayor biomasa los roncos (5199,71 ± 10339,5 g/100 m²), los barberos (3816,62 ± 6468,8 g/100 m²) y el pez perro (3196,2 ± 3135,7 g/100 m²). En E2-Cy.Gr el pez perro también tuvo una mayor biomasa (2803,9 ± 4362,4 g/100 m²), así como las lijas (2785,0 ± 3425,2 g/100 m²) y los pargos (2677,9 ± 2684,6 g/100 m²). El sitio E-Cy.Br presentó una menor biomasa de peces, la cual fue clasificada como regular según la escala de Alcolado y Durán (2011). Sin embargo, al analizar por separados los peces herbívoros y carnívoros, se observa que sus biomásas fueron bajas en la mayoría de los sitios, excepto en E-Cy.An y E-Cy.Ca, respectivamente.

La biomasa promedio de peces presentó diferencias significativas entre los sitios (pseudo-F₍₄₎=2,45; p<0,05). Las diferencias fueron entre los sitios E-Cy.Br y O2-Cy.Gr. El sitio O2-Cy.Gr fue el de mayor biomasa promedio de peces, lo cual se debió principalmente a los meros (4456,1 ± 5521,5 g/100 m²) y a los integrantes del grupo Otros (4527,6 ± 3478,6 g/100 m²). En el grupo Otros se destacaron el pez perro (2815,0 ± 3678,7 g/100 m²) y la picúa (1118,8 ± 1728,8 g/100 m²).

Las tallas promedios de loros y pargos fueron bajas en todos los sitios (Tabla 65). La talla de los loros varió entre 11 y 13 cm, mientras que la de los pargos estuvo entre 15 y 19 cm. La talla promedio de los meros fue alta en E2-Cy.Gr (33 cm) y E-Cy.An (30 cm) y baja en los otros sitios (22-28 cm).

En los arrecifes frontales la densidad promedio de peces no tuvo diferencias significativas entre los años 2001 y 2015 ni entre los sitios (Fig. 84A). La biomasa promedio de peces

aumentó significativamente en 2015 con respecto al 2001 (Fig. 84B). Sólo en el sitio O2-Cy.Gr la biomasa de peces aumentó significativamente respecto al 2001 (pseudof₍₁₎=22,81; p<0,01).

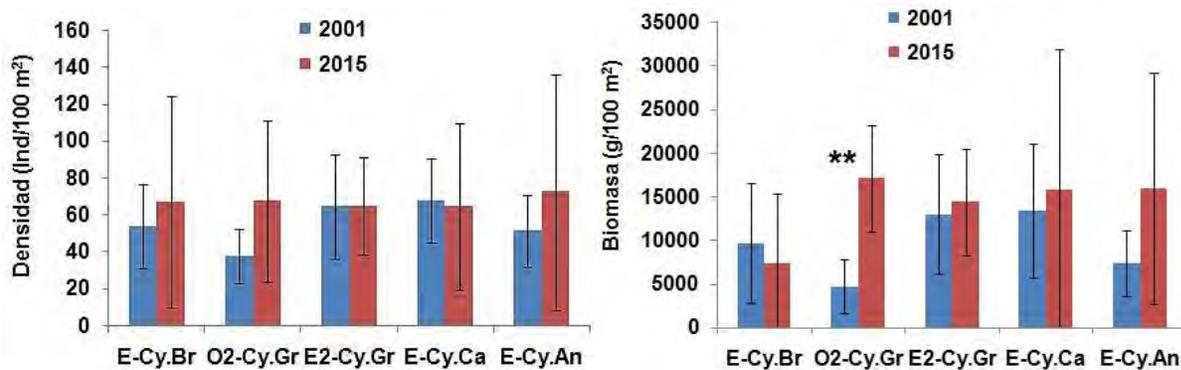


Figura 84. Densidad (ind/100 m²) (A) y biomasa (g/100 m²) (B) promedio de peces (±DE) por año y sitio de muestreo en cinco arrecifes frontales del archipiélago Jardines de la Reina. Siglas de los sitios según Tabla 1. El asterisco indica diferencia significativa (p<0,05).

Al aplicar el sistema de clasificación y puntajes de los indicadores bentónicos y de las asociaciones de peces, propuesto por Alcolado & Durán (2011), encontramos que por sitios las puntuaciones variaron entre 65 y 76, de acuerdo al cual E-Cy.An mostró las mejores condiciones y las peores correspondieron a E-Cy.Br (Fig. 85).

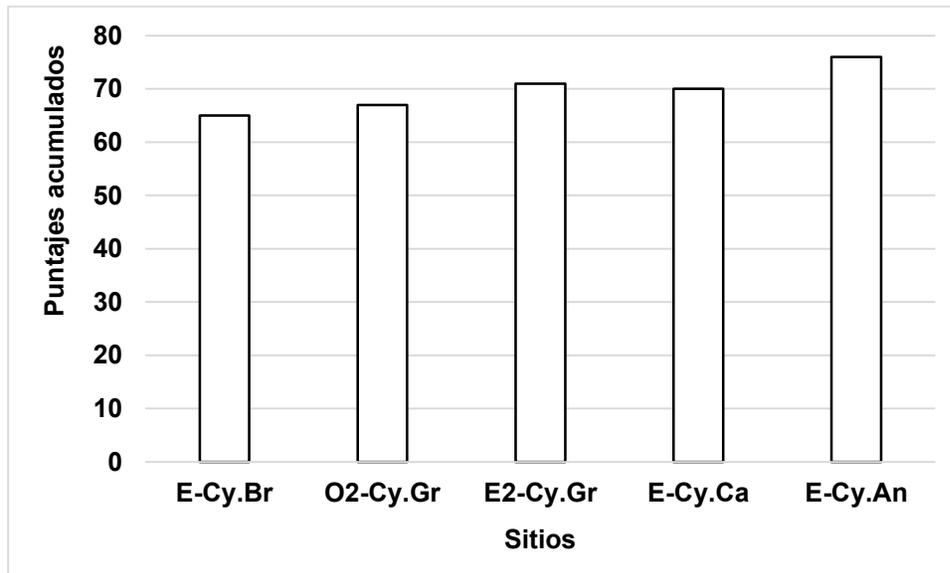


Fig. 85. Valores acumulados de los arrecifes frontales del archipiélago Jardines de la Reina, a partir del sistema de clasificación y puntaje de Alcolado y Durán (2011).

DISCUSIÓN

Calidad del agua de los arrecifes coralinos del golfo de Cazes y del archipiélago Jardines de la Reina

En general, los valores de temperatura del agua en ambos ecosistemas arrecifales resultaron elevados con valores mínimos de 27,98 y máximos de 31.41 °C, e inclusive en los arrecifes que se encuentran a mayor profundidad, se registraron valores entre 27,98 y 30,48 °C (golfo de Cazones) y 29,86 y 31,22 °C (Jardines de la Reina). Las elevadas temperaturas del agua en estos ecosistemas resulta un factor de estrés importante al constituir el detonante fundamental que desencadena el blanqueamiento de los corales y el desarrollo de especies oportunistas como las cianobacterias (Alcolado *et al.*, 2013; Dobal *et al.*, 2011).

En este sentido, Epstein *et al.* (1998) y Alcolado *et al.* (1999) refieren que el calentamiento de las aguas provoca un estímulo para el desarrollo de tapetes de cianobacterias que se extienden sobre los corales, las algas y otros organismos del arrecife y que este fenómeno ha sido observado en arrecifes del Caribe en franco proceso de deterioro (Wilkinson, 2000).

Por su parte, Rehfeld, (1999) informa que el incremento de la temperatura causa eventos de blanqueamiento de corales como el registrado en el Gran Caribe, que también afectó los arrecifes de Cuba en el verano y otoño de 1998 asociado a un evento El Niño, cuando los valores de temperatura llegaron a alcanzar entre 31°C y 32°C hasta los 40 m de profundidad. El blanqueamiento de los corales, cuando no los mata, detiene temporalmente su crecimiento y capacidad de reproducirse, y aumenta su vulnerabilidad ante otros factores ambientales (Alcolado *et al.*, 1999).

En los ecosistemas arrecifales del golfo de Cazones y del archipiélago Jardines de la Reina las concentraciones de amonio resultaron elevadas y determinaron los valores de nitrógeno total inorgánico (NTi) que estuvieron por encima de los umbrales establecidos por Bell *et al.* (1992) y Lapointe *et al.* (1993) como indicadores de eutrofización en los arrecifes coralinos. También se destacan algunos sitios en el golfo de Cazones donde los valores de fósforo inorgánico (PO₄) sobrepasan estos límites (Tabla 4) como es el caso del SE-Cy.DP2 y SE-Cy.DP1 (crestas) y S-EC (arrecife frontal), cuyos valores de PO₄ superaron entre dos y seis veces dichos umbrales; mientras en Jardines de la Reina se destacan la cresta del NE-Cy.Ca y el frontal al E-Cy.Ca en el nivel superficial, donde las concentraciones de fosfatos fueron dos veces y cinco veces mayor.

Al comparar las concentraciones de PT registradas en el presente estudio con el valor umbral informado para el arrecife de Australia por Queensland Government (2009) (Tabla 4) se encontró que en el golfo de Cazones y en el archipiélago Jardines de la Reina fueron 2,6 veces y 1,9 veces mayores, respectivamente. Además, en algunas crestas arrecifales y arrecifes frontales de ambos ecosistemas las aguas clasifican como contaminadas por nitrógeno total (NT) y/o fósforo total (PT), al presentar concentraciones superiores a los umbrales establecidos por la EQS del Japón (2002) de 14,28 µmol.L⁻¹ y 0,625 µmol.L⁻¹, respectivamente. En el golfo de Cazones se destacan los sitios SE-Cy.DP2 y SE-Cy.DP1 (crestas) y el S-EC (arrecife frontal) y E2-Cy.Gr (cresta) y E-Cy.Ca (arrecife frontal) en Jardines de la Reina, por presentar condiciones de mayor enriquecimiento de amonio y fosfatos que favorece los procesos de eutrofización y estimulan la proliferación algal en detrimento de la salud de los arrecifes (Alcolado *et al.*, 1999; Miravet *et al.*, 2000).

Al comparar los valores promedios de los nutrientes obtenidos en este estudio con los registrados para otros arrecifes de Cuba y el Caribe (Tabla 7) se encontró que para los

arrecifes del golfo de Cazones el valor medio de NH_4 y NT fue inferior a los reportados por Miravet *et al.* (2000), Perigó *et al.* (2000) y Martínez-Canals, (2004) para los arrecifes de Batabanó y mayor a los hallados en los arrecifes del Archipiélago Sabana – Camagüey (ASC) por Montalvo *et al.* (2015). Por su parte, las concentraciones promedio de PO_4 y PT resultaron menores con respecto a los arrecifes de Batabanó y del ASC; aunque en las crestas de los sitios SE-Cy. DP2 y SE-Cy. DP1, los valores puntuales obtenidos llegaron a superar las concentraciones promedios informados para estos arrecifes coralinos (golfo de Batabanó y ASC).

En los arrecifes del archipiélago Jardines de la Reina la concentración promedio de NH_4 fue superior a la informada para los arrecifes de Batabanó y los del Archipiélago Sabana–Camagüey (ASC) por Perigó *et al.* (2000), Martínez-Canals, (2004) y Montalvo *et al.* (2015) (Tabla 7); mientras que el valor promedio de NT y PT resultó inferior con relación a los ecosistemas antes señalados (Tabla 7).

En general, los valores promedios de todos los nutrientes en ambos ecosistemas se encontraron dentro del rango reportado para los arrecifes de Bonaire (Tabla 7). Sin embargo, en algunos sitios de crestas arrecifales y de arrecifes frontales del golfo de Cazones los tenores de PT superaron el valor máximo informado para estos arrecifes, considerados impactados por las actividades antropogénicas (Slijkerman *et al.*, 2014) (Tabla 7).

Tabla 7. Concentraciones medias de compuestos de nitrógeno y fósforo, expresadas en $\mu\text{mol.L}^{-1}$, en ecosistemas de arrecifes coralinos cubanos y del Caribe.

Localización	NH_4	NO_x	PO_4	NT	PT	Fuente
Cayo Largo del Sur	3,34		1,32	41,79		Miravet <i>et al.</i> (2000)
Arrecifes del Golfo de Batabanó	2,09	1,36	0,45	40,30	0,82	Perigó <i>et al.</i> (2000) y Martínez <i>et al.</i> (2004)
Archipiélago Sabana – Camagüey	0,76	0,18	0,11	16,68	0,53	Montalvo <i>et al.</i> (2015)
Bonaire	0,08 - 2,31	0,06 - 1,31	0,04 - 0,16	1,24 - 21,06	0,10 - 0,61	Slijkerman <i>et al.</i> (2014)
Golfo de Cazones*	1,09	0,59	0,10	18,82	0,52	octubre 2015
Jardines de la Reina*	2.13	0.41	0.14	11.67	0.39	septiembre 2015

*Valores medios correspondientes al muestreo de septiembre y octubre 2015 del proyecto Ccambio

Tomando en consideración que la contaminación por nutrientes antropogénicos en estos arrecifes pudiera considerarse nula, Alcolado *et al.* (1999) suponen que las elevadas concentraciones de amonio (NH_4) y fosfatos (PO_4) en los ecosistemas arrecifales, al parecer están relacionadas a un proceso de generación local de nutrientes a partir de la actividad de las bacterias que mantiene un nivel basal de nitrógeno total alto. Según

Carmouzee (1994) la generación de nutrientes puede tener lugar a partir de procesos biogeoquímicos favorecida por la descomposición bacteriana y estimulada por las elevadas temperaturas.

En los sitios arrecifales del golfo de Cazonos y del archipiélago Jardines de la Reina, a pesar que existe un enriquecimiento por nitrógeno y fósforo se puso de manifiesto la existencia de condiciones de desequilibrio en la disponibilidad de estos elementos en algunos sitios, de acuerdo a las relaciones NTi/PO₄ y NT/PT. En las crestas de los arrecifes SE-Cy.DP1 y SE-Cy.DP2 y en los frontales el S-EC y del E-Cy.Ca las relaciones NTi/PO₄ y NT/PT fueron inferiores a 16, lo que indica una limitación por nitrógeno (Redfield *et al.* 1963) determinado por el exceso de fosfatos y fósforo total en el medio.

De acuerdo al criterio de Guildford y Hecky (2000), cuando los valores de NT/PT oscilan entre 20 y 50 no hay limitación por nutrientes para los productores primarios, sin embargo cuando los valores de esta relación son mayores que 50 y de NTi/PO₄ son menores que 16 refleja la existencia de un desbalance en las concentraciones de los nutrientes esenciales (Anderson *et al.*, 2002). Esta condición de desequilibrio en la disponibilidad de nitrógeno y fósforo constituye una alerta de deterioro de las condiciones ambientales en los ecosistemas marinos y costeros ya que favorece el desarrollo de especies oportunistas (Turner *et al.*, 2000). Por su parte, Corredor *et al.* (1999) informan que a partir de la relación N/P se puede conocer las alteraciones en la disponibilidad de nitrógeno y fósforo y sus implicaciones para los ecosistemas tropicales dada la influencia sustancial que ejercen en la productividad biológica y la estructura de los mismos

En general, tanto los arrecifes del golfo de Cazonos como los del archipiélago Jardines de la Reina presentaron concentraciones de materia orgánica (DQO) superiores a la unidad y en algunos sitios los valores alcanzaron cifras entre 2,24 y 6,72 mg.L⁻¹, llegando hasta los 10,88 mg.L⁻¹. Estas elevadas concentraciones de materia orgánica contribuyeron al elevado estado trófico de las aguas que los rodean cuyas características van desde mesotróficas hasta hipertróficas. Los máximos puntuales de DQO obtenidos en los arrecifes del golfo de Cazonos y en los del archipiélago Jardines de la Reina superaron los valores informados para los arrecifes del Golfo de Batabanó por Miravet *et al.* (2000), Perigó *et al.* (2000) y Martínez-Canals (2004) y en el archipiélago Sabana-Camagüey (ASC) por Montalvo y Perigó (2004) y Montalvo *et al.* (2015).

En ambos ecosistemas esta materia orgánica pudiera estar siendo aportada por vía alóctona ya que se encuentran influenciados directamente por las aguas enriquecidas provenientes de las plataformas aledañas (golfos de Batabanó, Ana María y Guacanayabo) (Lluis-Riera, 1983) y de manera autóctona a partir del metabolismo autotrófico y por la muerte de los organismos de estos ecosistemas arrecifales (Alcolado *et al.*, 1999).

Además, en el golfo de Cazonos los ecosistemas arrecifales están influenciados por el sistema de corrientes que favorece el efecto de entrapamiento de materia orgánica y microorganismos (Lugioyo, 2003; Arriaza *et al.*, 2012) y por un importante enriquecimiento de materia orgánica proveniente del escurrimiento superficial y subterráneo de la Ciénaga de Zapata, según lo informado por Petrova *et al.* (2007). En este estudio las clorofíceas estuvieron presentes dentro de los grupos que componen el fitoplancton en los sitios

arrecifales del golfo de Cazones, lo que constituye un indicador de los aportes de agua dulce a partir de estos escurrimientos superficiales y subterráneos.

También se debe tener en cuenta el aporte de materia orgánica procedente de los tapetes de cianobacterias que se encontraron en los arrecifes coralinos del golfo de Cazones y Jardines de la Reina. Brocke *et al.* (2015) cuantificaron los aportes de carbono orgánico disuelto (COD) por las cianobacterias para arrecifes coralinos del Caribe e informaron que éstas liberan entre 0,4 y 1 mg C.m⁻².d⁻¹.

Las elevadas concentraciones de bacterias heterótrofas (BH) encontradas tanto en las crestas arrecifales como en los arrecifes profundos del golfo de Cazones y del archipiélago Jardines de la Reina guarda relación, en general, con la elevada disponibilidad de materia orgánica en el medio que estimula la duplicación y el desarrollo de estos microorganismos. Tal es el caso de las concentraciones encontradas en el golfo de Cazones en los sitios del Sur de la ensenada (S-EC) (cretas), Este de cayo Diego Pérez (E-Cy.DP) y Oeste de la ensenada (O-EC) (frontal) y en Jardines de la Reina en cayo Anclita, tanto en las crestas (Cy.An) como en los arrecifes frontales (E-Cy.An).

Otros factores que intervienen en la abundancia de BH son el grado de cobertura coralina, la actividad de los organismos filtradores y bacteriovoros; así como la producción de mucus y materia orgánica que tiene lugar por los corales y los organismos que viven asociados a estos (vía autóctona) (Gast, 1998).

Comparando las concentraciones de BH obtenidas en los sitios de arrecifes del golfo de Cazones con otras regiones de la plataforma (plataforma SW y archipiélago Sabana-Camagüey), éstos fueron superiores a los informados para los arrecifes del archipiélago de los Canarreos por Miravet (2003) y similares para los del archipiélago Sabana-Camagüey (Miravet *et al.*, 1994). En el caso de los arrecifes de Jardines de la Reina, las concentraciones de BH fueron similares a las encontradas en los arrecifes del archipiélago de los Canarreos y el archipiélago Sabana-Camagüey (Miravet *et al.*, 1994; Miravet, 2003).

El hecho que se hayan encontrado concentraciones de bacterias sulfato-reductoras (BSR) en las crestas arrecifales de estos dos ecosistemas indica que existe una elevada acumulación de materia orgánica en los micronichos de las crestas que favorece la presencia de condiciones de anaerobiosis por la descomposición bacteriana (Gast, 1998), todo lo cual constituye una alerta del deterioro de la salud de esos arrecifes, ya que las BSR solo se desarrollan en ambientes anóxicos o reducidos.

Al comparar los resultados obtenidos de BSR en los arrecifes del golfo de Cazones y en Jardines de la Reina con los informados por Miravet (2003) para los arrecifes que bordean el golfo de Batabanó, entre 1998 y 1999, los valores detectados en las crestas arrecifales del golfo de Cazones fueron superiores hasta en dos órdenes y similares a los detectados por Miravet *et al.* (1994) para los arrecifes que bordean el Archipiélago Sabana-Camagüey.

Uno de los grupos de bacterias que se encuentran ampliamente distribuidos en los ecosistemas marinos son los vibrios y en particular en los arrecifes coralinos son considerados indicadores importantes para evaluar el “estado de salud” ya que están asociados a una amplia gama de enfermedades de corales (Sweet y Bulling, 2017). En este sentido, las elevadas concentraciones de vibrio detectadas en algunos sitios de los

arrecifes del golfo de Cazones como los ubicados al sur del golfo de Cazones (Cy-Si) y (SE-Cy.DP2) y al sur de la Ensenada de Cazones (S-EC) y en los arrecifes de Jardines de la Reina el Oeste de Cayo Grande (O2-Cy.Gr), puede servir de alerta ya que indican que desde el punto de vista microbiológico son más vulnerables al deterioro de su estado de salud a mediano plazo.

Tanto en las crestas arrecifales como en los arrecifes frontales del golfo de Cazones y de Jardines de la Reina se encontraron organismos del fitoplancton potencialmente nocivos y oportunistas (Sar *et al.*, 2002) como la diatomea *Pseudonitzschia seriata*, los dinoflagelados *Dynophysis caudata*, *D. acuminata*, *Gymnodinium chlorophorum*, *Akashiwo sanguineum*, *Prorocentrum lima*, *P. micans*, *Prorocentrum* sp, *Scrippsiella trochoidea* y las cianobacterias *Planctotrix* sp y *Oscillatoria* sp.

En general, la presencia de estos organismos fitoplanctónicos potencialmente nocivos y oportunistas en los sitios de cresta y arrecifes frontales del golfo de Cazones y Jardines de la Reina estuvo asociada con condiciones de desequilibrio por limitación de nitrógeno o de fósforo de acuerdo a las relaciones NTi/PO₄ y NT/PT. En este sentido se distinguen los sitios SE-Cy.DP1, SE-Cy.DP2, E-Cy.DP y S-EC en el golfo de Cazones, donde existen condiciones de baja disponibilidad de nitrógeno o de fósforo (NTi/PO₄= 2,05; 2,01; 3,23 y NT/PT= 160,79; 97,63; 81,18, respectivamente) y en Jardines de la Reina los sitios E-Cy.Ca (arrecife frontal) con NTi/PO₄ de 4,55 y el O-Cy.Gr (cresta arrecifal), NT/PT= 243,53 y el E-Cy.Br y E-Cy.An (arrecifes profundos) con una relación NT/PT de 84,90 y 70,09, respectivamente).

En condiciones de desequilibrio ambiental estos organismos son más susceptibles de provocar un crecimiento excesivo de sus poblaciones y producir daños a la salud de los ecosistemas, con una disminución de los tenores de oxígeno y muerte de organismos marinos (De la Lanza *et al.*, 2000; Sar *et al.*, 2002; Hallegraeff, 2010). Se informa que este fenómeno está asociado a la contaminación orgánica e inorgánica y a los efectos del Cambio Climático (Bonilla y Conde, 2000; Sar *et al.*, 2002).

Es de resaltar el aumento en la contribución de las cianobacterias planctónicas a la diversidad y abundancia del fitoplancton en estos ecosistemas arrecifales, fundamentalmente, en las crestas y arrecifes frontales de Jardines de la Reina. El aporte de las cianobacterias como grupo oportunista estuvo relacionado con elevados valores de temperatura y de nutrientes (amonio y/o fosfatos), con una respuesta mayor cuando las condiciones ambientales propiciaron una coincidencia entre estos tres factores fundamentales que rigen su comportamiento.

En las crestas de Jardines de la Reina, la temperatura promedio alcanzó los 30,8 °C con un valor promedio de NH₄ de 2,31 μmol.L⁻¹ y de PO₄ de 0,05 μmol.L⁻¹; mientras en los frontales los valores promedio de temperatura y de las concentraciones de NH₄ y PO₄ fueron de 29,3°C, 1,86 μmol.L⁻¹ y 0,09 μmol.L⁻¹, respectivamente. A su vez, la mayor contribución de las cianobacterias detectada en Cayo Caballones (Centro y NE) se corresponde con los valores más elevados de amonio (3,03 y 2,69 μmol.L⁻¹) y fosfatos en estos sitios (0,06 y 0,04 μmol.L⁻¹). Por su parte, el golfo de Cazones el S-EC presentó valores elevados de temperatura (30,3°C) y de concentración de amonio (1,41 μmol.L⁻¹).

Estos resultados confirman que las cianobacterias planctónicas constituyen adecuados indicadores de deterioro ambiental en las aguas marinas y costeras, ya que responden directamente a los cambios generados por la eutrofización y los efectos del cambio climático (elevadas temperaturas) (Thacke y Paul, 1999; Smith y Smith, 2001; Graham *et al.*, 2009; Paerl y Huisman, 2009;).

La importante contribución de las cianobacterias a la composición estructural del fitoplancton observado en las aguas que rodean a los ecosistemas arrecifales estudiados, corrobora lo informado por Loza *et al.* (2003 y 2007) y Loza (2010) sobre el cambio ocurrido en la comunidad fitoplanctónica a partir del siglo XXI y a su vez contrasta con las características informadas en décadas anteriores para las aguas marinas y costeras de Cuba por López-Baluja (1978); López-Baluja y Borrero (1977); López-Baluja y Vinogradova (1972); López-Baluja *et al.* (1980) y Popowski *et al.* (1982).

Se plantea que entre los factores del cambio global que mayormente influyen sobre la respuesta del fitoplancton con un incremento en el aporte de las cianobacterias se encuentran el aumento de la temperatura del océano y el enriquecimiento inorgánico, que propician la selección de las formas mejor adaptadas a las nuevas condiciones ambientales (Reynolds, 2006; Domis, Mooij y Huisman, 2007; Simon, 2009). En este sentido, Wilkinson (2000) informa que la abundancia de cianobacterias en los arrecifes no es un fenómeno referido a décadas anteriores en Cuba y el Gran Caribe, lo que indica problemas de deterioro relativamente recientes en los ecosistemas asociados, fundamentalmente, a la eutrofización.

A pesar de que no se encontraron diferencias significativas entre la concentración fitoplanctónica de las crestas y la de los arrecifes frontales, se observaron variaciones de la abundancia del fitoplancton total en los diferentes sitios del arrecife. Lo anterior pudiera deberse a que las comunidades fitoplanctónicas presentes en los ecosistemas arrecifales están fuertemente influenciadas por el movimiento de las aguas, el tiempo de residencia de éstas sobre las crestas, la depredación por los consumidores de diferentes niveles tróficos que habitan en los arrecifes; así como por las variaciones de los tenores de nutrientes y materia orgánica de origen autóctono y alóctono que puede llegar con el constante intercambio de las aguas (Gast, 1998).

En Cuba, los estudios sobre la ecología del fitoplancton en arrecifes de coral han sido escasos, sólo existen antecedentes de investigaciones realizadas en los arrecifes que bordean el Golfo de Batabanó y un arrecife al norte de Ciudad de La Habana (SW y NW de Cuba, respectivamente) durante el periodo 1998-2000 (Loza *et al.*, 2003) y en los arrecifes del archipiélago Sabana-Camagüey (ASC) (Enríquez *et al.*, 2010). Sin embargo, en los arrecifes del golfo de Cazones y del archipiélago Jardines de la Reina no existía información sobre el tema.

No obstante, teniendo en cuenta la ubicación geográfica de los dos golfos (Cazones y Batabanó) y el constante intercambio que se establece entre las plataformas y las aguas oceánicas adyacentes, es pertinente comentar que las concentraciones de fitoplancton registradas en el golfo de Cazones resultaron 3 veces mayor y las de Jardines de la Reina 1,5 veces mayor, con relación a los ecosistemas arrecifales del golfo de Batabanó (Loza *et al.* (2003) y a los arrecifes del archipiélago Sabana-Camagüey (ASC) (Enríquez *et al.*, 2010).

Las relaciones obtenidas entre los factores bióticos y abióticos en las aguas de los biotopos arrecifales del golfo de Cazones y Jardines de la Reina sugieren que los microorganismos desempeñan un papel fundamental en el funcionamiento de la trama trófica entre los ecosistemas marinos pelágicos y bentónicos y ponen de manifiesto los procesos fundamentales que ocurren en los ecosistemas arrecifales como son la remineralización donde las bacterias heterótrofas aerobias descomponen la materia orgánica (expresada como DQO y Norg) con consumo de oxígeno y aportan nutrientes, fundamentalmente las formas oxidadas del nitrógeno (NO_x) y cuya actividad se potencia con la influencia de las elevadas temperaturas. La desnitrificación donde las formas oxidadas del nitrógeno (NO_x) son reducidas a amonio (NH_4) como forma predominante del N inorg y mejor utilizada para la síntesis de proteínas (Norg) por los organismos fotosintetizadores. Por otra parte, quedó evidenciado que el desarrollo de las cianobacterias se estimula por el enriquecimiento de NH_4 y PO_4 y que la respuesta del fitoplancton está determinada, fundamentalmente por el PO_4 .

Mc Clanahan y Branch (2008) abordan la relación que existe entre los ecosistemas marinos pelágicos y bentónicos y refieren que los ecosistemas marinos bentónicos pueden estar asociados a su ambiente acuoso por tres factores: los aportes de nutrientes, los propágulos, el material particulado (incluyendo el fitoplancton) y el detritus (materia orgánica y bacterias).

A su vez, estos resultados permiten confirmar la hipótesis que los elevados valores de concentración de amonio en los ecosistemas arrecifales están asociados a la acción descomponedora de las bacterias sobre la materia orgánica generada por la muerte de los organismos del arrecife, fundamentalmente algas y corales (Alcolado *et al.*, 1999).

Además, a partir de este supuesto se puede considerar que los ecosistemas arrecifales están sometidos a un efecto de retroalimentación negativa ya que los mismos organismos al morir crean condiciones favorables para la nutrición (elevados tenores de amonio y fosfatos) y la colonización (tapetes) por el desarrollo de especies oportunistas (cianobacterias planctónicas y bentónicas), lo que afecta el metabolismo del ecosistema y provoca su deterioro. Un factor importante a tener en cuenta es el incremento de la temperatura de las aguas como consecuencia del cambio climático que actúa como catalizador de este fenómeno.

Los efectos del cambio climático constituyen un factor que agrava el deterioro ambiental de los ecosistemas marinos, en general, donde la temperatura de las aguas tiende a ser elevada y su impacto se magnifica por la ocurrencia de eventos "El Niño", asociados a procesos nocivos para los ecosistemas arrecifales. Ello causa múltiples enfermedades y la proliferación de organismos oportunistas como algas y cianobacterias, en detrimento del valor del servicio ofertado por estos ecosistemas. Las elevadas temperaturas relacionadas con anomalías climáticas también alteran el funcionamiento del ecosistema planctónico, estimulando la producción de materia orgánica a partir del incremento de la multiplicación celular de bacterias y fitoplancton y por ende la producción y el consumo de oxígeno, así como de nutrientes regenerados.

En el futuro se espera que las anomalías del clima propicien eventos "El Niño y La Niña" más frecuentes e intensos, huracanes de mayor magnitud, así como la modificación de los patrones de lluvia. Estos cambios globales pueden afectar la interacción entre factores

geológicos, físicos, químicos, climáticos y biológicos que determinan el funcionamiento de los ambientes costeros, alterando directa o indirectamente variables como la temperatura, niveles de oxígeno, nutrientes y salinidad, entre otros; que en conjunto alterarán el hábitat, modificarán los ciclos biogeoquímicos, la calidad del agua y la composición y distribución de especies animales y vegetales (Lara, 2008).

El análisis integral de los arrecifes más vulnerables al deterioro ambiental, tomando en consideración los indicadores químicos, microbiológicos y fitoplanctónicos de calidad de las aguas en el golfo de Cazones son SE-Cy.DP2, SE-Cy.DP1 y S-EC (Nirvana) y en el archipiélago Jardines de la Reina el E2-Cy.Gr, O2-Cy.Gr, C-Cy.Ca, E-Cy.Ca, NE-Cy.Ca y Cy.An, al presentar elevadas concentraciones de materia orgánica (DQO), un enriquecimiento en amonio, fosfatos y fósforo total con condiciones extremas de desequilibrio en las concentraciones de nitrógeno y fósforo; así como un mayor número de organismos fitoplanctónicos potencialmente nocivos, elevadas concentraciones de bacterias heterótrofas, de sulfato-reductoras, de *Vibrio* y de cianobacterias planctónicas.

Comunidades bentónicas y de peces de los arrecifes coralinos del golfo de Cazones

La cobertura viva de coral en el conjunto de crestas arrecifales evaluadas en el golfo de Cazones disminuyó en un 38,3% entre el 2001 (48,8%) y el 2015 (10,5%). En el 2015, la cobertura coralina fue menor que 17,6%, que es el promedio ponderado de la cobertura viva de coral para las crestas arrecifales de Cuba (Alcolado *et al.*, 2009a). Para el conjunto de arrecifes frontales, la cobertura viva de coral disminuyó en el período 2001-2015, aunque la mayor disminución ocurrió en solo tres años (entre 2012 y 2015). La pérdida de tejido coralino fue de un 16,1% entre el 2001 (25,5%) y el 2015 (9,4%), y el valor de cobertura coralina actual fue inferior al promedio ponderado de cobertura viva de coral para los arrecifes frontales de Cuba que según Alcolado *et al.* (2009a) es de 13,4%, y también, fue menor que en los arrecifes frontales del golfo de Cazones en el 2010 (Caballero *et al.*, 2010). Los cálculos realizados por Alcolado *et al.* (2009a) sobre el promedio ponderado de la cobertura viva de coral en las crestas y arrecifes frontales de Cuba, abarcan la información de muestreos entre el 2003 y el 2009. Los datos de esta investigación son del 2015, o sea, seis años después al período anterior, por lo que es de esperar que los valores de cobertura sean menores; ya que la tendencia de esta variable en las crestas y arrecifes frontales en el golfo de Cazones fue disminuir, y es también, la tendencia observada en el Arrecife Mesoamericano y en el Gran Caribe (McField y Kramer, 2007; García-Salgado *et al.*, 2008; Jackson *et al.*, 2014).

Las investigaciones realizadas en los arrecifes del Atlántico Occidental, reflejan que la cobertura viva de coral ha disminuido de manera generalizada y alarmante en las últimas tres décadas (Gardner *et al.*, 2003; Schutte *et al.* 2010). En los arrecifes de los cayos de la Florida, subregión del Atlántico mejor estudiada, Schutte *et al.* (2010) detectan un promedio de 8,6% de cubrimiento entre el 2001 y el 2005. Para el resto del Caribe (sin incluir Florida), reportan un cubrimiento promedio general de 21,8% en el período 1996-2005. La iniciativa AGRRA reportó para el Atlántico Occidental (1999-2001) un cubrimiento vivo promedio de 14%, un 11% para las crestas arrecifales y 15% para los arrecifes frontales (Kramer, 2003), y para la región del Caribe detectó un 20% para todos los hábitats y un 26% para los arrecifes frontales (McField y Kramer, 2007). Estos autores reportaron en los sitios de monitoreo sinóptico dentro del Sistema Arrecifal

Mesoamericano (SAM, Belice y México en todos los hábitats, 2004-2005) un promedio de cobertura coralina de 23%. A su vez, García-Salgado *et al.* (2008) encontraron para el SAM un cubrimiento promedio de 23,7%. En seis extensas áreas de arrecifes de Cuba: los Bajos de Sancho Pardo, la Bahía de Guanahacabibes, los Cayos de San Felipe, los arrecifes del norte del Golfo de Cazones, la costa oriental de la Bahía de Cochinos y la de Cienfuegos-Guajimico, se reportó una cobertura viva de coral de 20,9% entre las crestas y arrecifes frontales en conjunto, en las crestas y arrecifes someros el promedio fue de 28,6%, y en los arrecifes frontales fue de 19,6% (Caballero *et al.*, 2012).

Los promedios de cobertura viva de coral tanto en las crestas como los arrecifes frontales, y los arrecifes coralinos en conjunto (crestas y frontales) en el 2015 en el golfo de Cazones (9,9%), son inferiores al valor reportado para la región (más de 50%) en los años 70 del siglo pasado (Gardner *et al.*, 2005). También, son menores que en muchas áreas del Atlántico Occidental, excepto en los cayos de la Florida, donde la cobertura coralina fue similar. La magnitud del cambio, tanto en las crestas arrecifales (38,3%) como en los arrecifes frontales (16,1%) en el período 2001-2015 en el golfo de Cazones, es superior a lo reportado por Gardner *et al.* (2003), quienes señalan que hasta el año 2001 se ha perdido en el Caribe alrededor de un 11% de cobertura coralina. Estos resultados evidencian la disminución drástica que tuvo la cobertura viva de coral en los arrecifes del golfo de Cazones en el 2015.

La cresta S-EC ha sido considerada la de mayor resiliencia entre los arrecifes del sur y este del golfo de Batabanó, fundamentalmente por 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 *D. antillarum* (Alcolado *et al.*, 2013). En el 2015, su mayor cobertura coralina en comparación con las crestas localizadas más al sur (Cy.Si y Vi) puede deberse al resguardo contra el oleaje (generado por huracanes, vientos alisios, frentes fríos y sures), mayor disponibilidad de nutrientes (provenientes de la ciénaga de Zapata y de un giro ciclónico oceánico), a una recuperación por recubrimiento de colonias sobrevivientes, a la menor transparencia del agua que puede reducir la vulnerabilidad al blanqueamiento y a la mayor abundancia de *D. antillarum* entre el 2001 y 2015 (Fig. 12).

Esta cresta, también mostró la mayor cobertura viva de coral durante el período 2001-2012 en comparación con las crestas evaluadas (Rey-Villiers *et al.*, 2016); aunque la cobertura coralina en S-EC 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 y hasta el 2012. Entre el 2012 y 2015 la pérdida de tejido coralino en S-EC, en solo tres años, ha alcanzado valores nunca reportados para esta cresta (44%), a tal extremo que la cobertura coralina ya no es diferente a la de otras crestas del golfo de Cazones (SE-Cy.DP2 y SE-Cy.DP1), y su cobertura actual es regular según la escala de clasificación de Alcolado y Duran (2011). Una disminución de la cobertura viva de coral del 5% o más en un año, constituye una "alerta roja" para el Sistema Arrecifal Mesoamericano (SAM) (McField y Kramer, 2007). La pérdida de tejido de coral en S-EC fue superior a este umbral de referencia, lo que

enfatisa esta drástica disminución, que de persistir en el tiempo se perdería uno de los arrecifes de *Acropora* sp. comparables a los descritos a lo largo Caribe en la década de 1950 y 1960 (Alcolado *et al.*, 2010).

La cobertura coralina en el resto de las crestas en el 2015, se clasifican de regular (*SE-Cy.DP2* y *SE-Cy.DP1*), pobre (*Cy.Si*) y crítica (*Vi*) (Alcolado y Durán, 2011). En *SE-Cy.DP2*, la cobertura viva de coral no presentó fluctuaciones importantes entre el 2001 y el 2012, aunque ya en esta cresta la cobertura coralina había disminuido, ya que en 1988 presentó un aproximado de un 70% (Alcolado *et al.*, 2009a). Entre 2012 y 2015 mostró otra abrupta disminución en su cobertura. En *SE-Cy.DP1*, la cobertura viva de coral mostró una recuperación entre 2010 y 2012, pero nuevamente en el 2015 ocurrió una disminución importante de esa variable. En el caso de las crestas *Cy.Si* y *Vi*, solo existe información del 2001 y 2015 para analizar el comportamiento temporal de esta variable. En ambas, en el 2015 la cobertura tuvo una drástica disminución, y en *Vi*, llegó al extremo de que esa cresta ya no puede ser considerada un arrecife de coral, sino una simple comunidad de corales, ya que según Wilkinson (2008) un fondo rocoso con menos de 5% de cobertura viva de coral ya no se considerado como un arrecife.

En el caso de los arrecifes frontales, la cobertura viva de coral en el 2015 fue baja. Los sitios *E-EC*, *S-EC*, *E-Cy.DP* y *Cy.BI* presentaron una condición regular, mientras que *Cy.LP*, *O-EC*, *SE-Cy.DP2* y *SE-Cy.DP1* tuvieron una condición pobre según la escala de clasificación de Alcolado y Duran (2011). De manera general, los arrecifes frontales del golfo de Cazonos entre el 2001 y el 2012 no tuvieron grandes disminuciones de la cobertura viva de coral, excepto en *S-EC* (Rey-Villiers *et al.*, 2016), pero en el 2015 si ocurrieron importantes disminuciones de esta variable en casi todos los arrecifes evaluados. En *S-EC*, la cobertura viva de coral disminuyó de manera significativa entre el 2001 y el 2007 (Alcolado *et al.*, 2009b), aunque a partir del 2007 se observó una tendencia al incremento de la cobertura coralina hasta el 2012, ya que en el 2015 presentó una importante disminución. Según Alcolado *et al.* (2009b), la disminución de la cobertura entre 2001 y el 2007 en *S-EC*, debe haber ocurrido por el oleaje generado por el huracán Michelle, y por una fuerte sedimentación producida por la escorrentía cuando el Huracán Dennis en el 2005 influyó desde tierra.

La disminución de la cobertura viva de coral entre 2012 y 2015 en la mayoría de las crestas y arrecifes frontales, parece deberse al intenso evento de blanqueamiento que se detectó a principios de octubre del 2015 que tuvo como consecuencia mortalidad de corales, ya que no se detectaron brotes de enfermedades microbianas ni han pasado fuertes huracanes por esta área en los últimos tres años (Fig. 86).

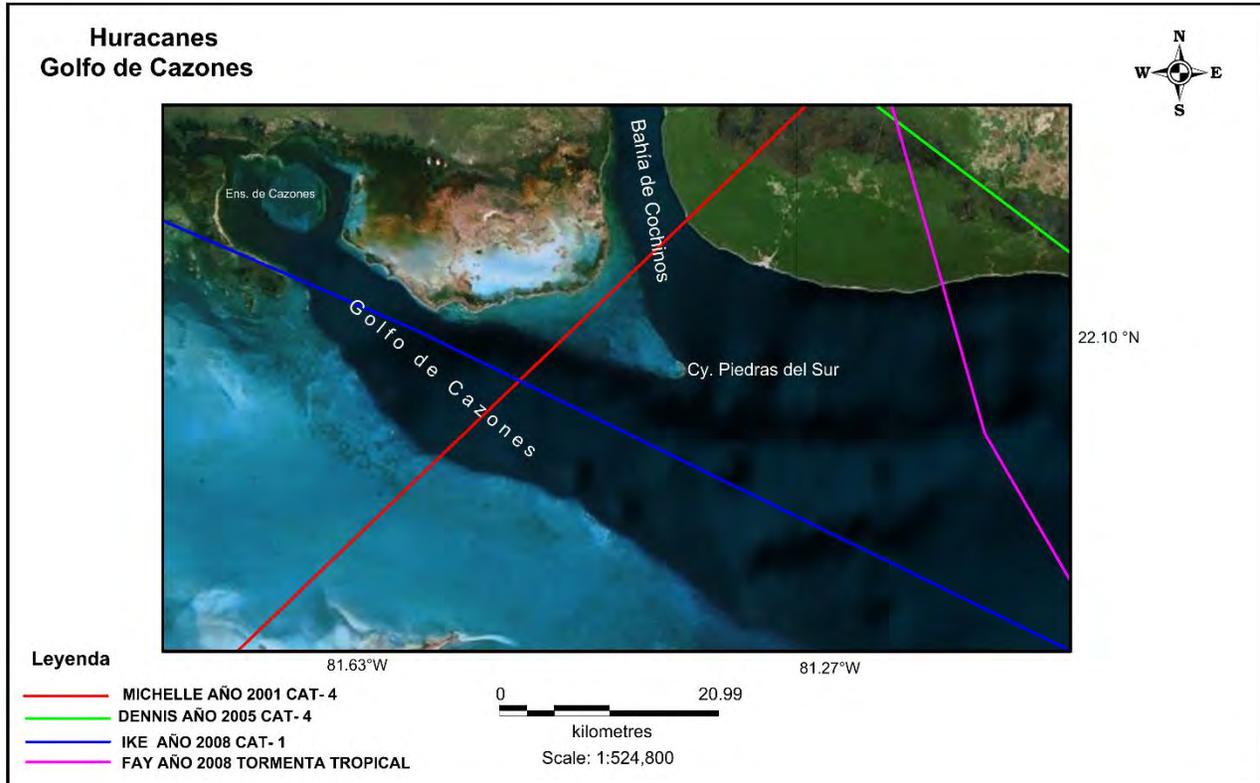


Figura 86. Trayectoria de tres huracanes y una tormenta tropical que azotaron el golfo de Cazonos entre el 2001 y el 2015.

Según la escala de clasificación de la *Red de Monitoreo de Alerta temprana de Arrecifes Coralinos* en las crestas Vi y S-EC el blanqueamiento fue casi total, en SE-Cy.DP2 y SE-Cy.DP1 fue muy alto y en Cy.Si fue moderado. En los arrecifes frontales SE-Cy.DP1, S-EC, O-EC, Cy.BI y E-EC el blanqueamiento fue muy alto, y en Cy.LP, SE-Cy.DP2 y E-Cy.DP fue alto. Según McField y Kramer (2007) una frecuencia de blanqueamiento de corales mayor que un 10% constituye una "alerta roja" en el SAM. Nuestros resultados muestran porcentajes de blanqueamientos superiores a un 10%. Además, en todas las crestas y arrecifes frontales evaluados se observaron corales blanqueados, lo que refleja que el 2015 fue un año de muy fuerte blanqueamiento y con gran extensión geográfica, lo que constituye un claro ejemplo de las consecuencias del cambio climático. El blanqueamiento de coral puede ser un buen indicador de los cambios climáticos (McField y Kramer, 2007).

Este fuerte evento de blanqueamiento se debió a la elevada temperatura superficial en el mar Caribe con grandes extensiones marinas con acumulación de calor que se mantuvieron fundamentalmente desde agosto hasta avanzado octubre, e incluso los meses de noviembre y diciembre presentaron varios días con temperaturas elevadas (Fig. 88). Los corales son muy susceptible a los cambios de temperatura del agua, y un incremento de apenas 1 a 2°C podría ser fatal (McField y Kramer, 2007). Por su parte, Alcolado y Rey-Villiers (2016) a partir de los reportes de la *Red de Monitoreo de Alerta Temprana de Arrecifes Coralinos* plantean que no se reportó en el 2015 ningún sitio de Cuba en que los corales no hayan sufrido algún grado de blanqueamiento, el cual varió

entre pobre y casi total, y al parecer ha sido el peor de los años de blanqueamiento de corales desde 1982.

Es importante señalar, que entre el 2001 y el 2012 no se registraron elevados porcentajes de corales blanqueados en las crestas y arrecifes frontales del golfo de Cazones. Sin embargo, no quiere decir que no hayan ocurrido eventos de blanqueamiento en ese período, 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. Por ejemplo, Alcolado *et al.* (2001) realizaron los muestreos en marzo de 2001, los datos del 2007 corresponden a muestreos realizados a finales de junio, 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>). Además, al analizar los reportes de la *Red de Monitoreo de Alerta Temprana de Arrecifes Coralinos* se puede observar que en áreas cercanas a Cazones ha existido blanqueamiento de coral. En correspondencia con esto, Wilkinson y Souter (2008) señalan que el blanqueamiento del 2005 en Cuba fue elevado.

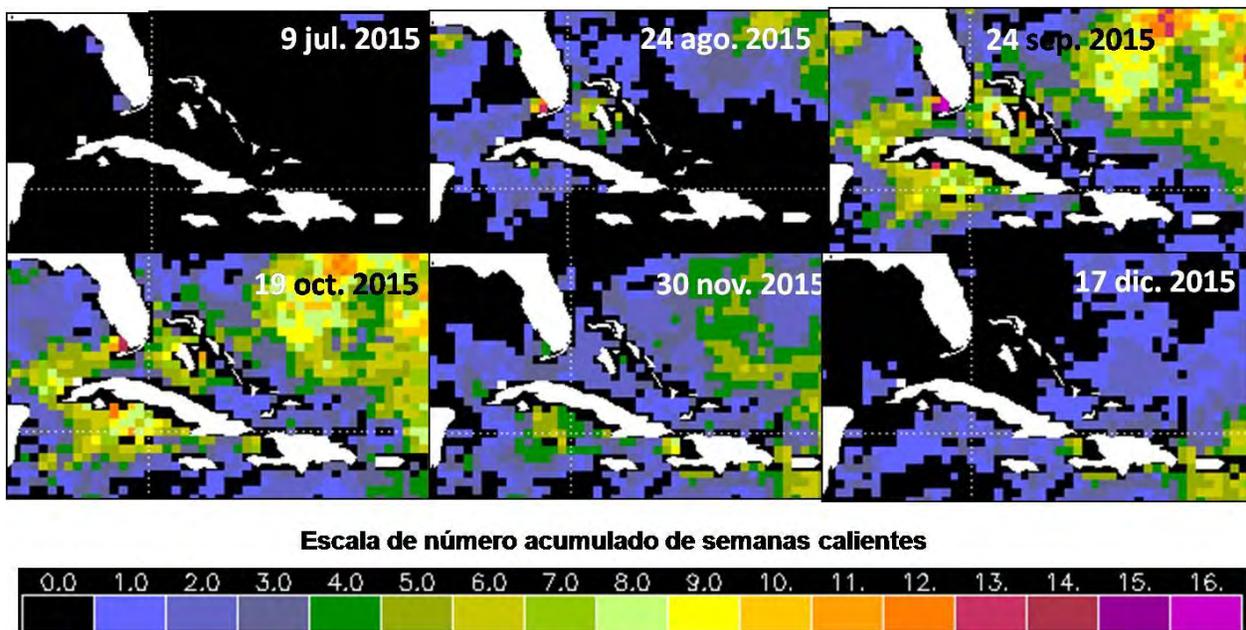


Figura 88. Número de semanas calientes acumuladas en el 2015 con más de 1°C por encima del promedio de los máximos de temperatura superficial del mar en verano. Fuente: mapas de Degree Heating Weeks (DHW, por sus siglas en inglés) de NOAA/NESDIS (<http://www.ospo.noaa.gov/Products/ocean/cb/dhw/index.htm>).

El blanqueamiento del 2015 provocó elevada mortalidad reciente de los corales en las crestas arrecifales. Esta mortalidad coralina fue superior a todos los valores detectados por Rey-Villiers *et al.* (2016) en esas crestas desde el 2001 hasta el 2012. Por ejemplo, en Nirvana la mortalidad reciente fue de 31,3%, lo que significa que este arrecife tuvo 28

veces más mortalidad coralina que en el 2001 (MR = 1,1%) y mucho más si lo comparamos con el 2007 (MR = 0,5%), 2010 (MR = 0,2%) y 2012 (MR = 0,1%) (Fig. 89). En la cresta Vizcaínos la mortalidad reciente en el 2015 fue nueve veces mayor que en el 2001, lo que influyó en que disminuyera drásticamente la cobertura coralina.



Figura 89. Cresta arrecifal al sur de la ensenada de Cazonos (Nirvana). A la izquierda se muestran las colonias de *A. palmata* vivas en el 2001 y a la derecha amplias zonas de las colonias (parduzcas y verdosas) muertas en el 2015 y ya cubiertas por algas. Fotos: Ken Warren Marks (izquierda) y Néstor Rey-Villiers (derecha).

La escala de bioindicadores de Alcolado y Durán (2011), a partir de la mortalidad reciente, clasifica a la cresta S-EC con una condición crítica, a Vi como pobre y al resto de las crestas con una condición regular. Por su parte, McField y Kramer (2007) plantean que un arrecife saludable debería mostrar poca evidencia de mortalidad coralina reciente (menor que 3%), y declaran en "alerta roja" un arrecife con más de 5% de mortalidad reciente en el SAM. La mortalidad reciente en todas las crestas evaluadas fue superior al 3%; las crestas S-EC (31,3%) y Vi (14,4%) mostraron mortalidad reciente mayor a un 5%, y el resto de las crestas presentaron valores muy cercanos (SE-Cy.DP2= 4,5%; SE-Cy.DP1= 4,6% y Cy.Si= 4,7%).

La escala de bioindicadores de Alcolado y Durán (2011) clasifica a todos los arrecifes frontales evaluados con una muy buena condición a partir de los resultados de mortalidad reciente. En los arrecifes frontales, la mortalidad reciente de los corales fue baja a pesar de ser el blanqueamiento alto y muy alto. En esto puede influir, la alimentación heterotrófica de los corales en un área donde existe una elevada fertilidad del agua, debido a la materia orgánica proveniente de la ciénaga de Zapata y de aguas profundas por la existencia de un giro ciclónico oceánico (Alcolado *et al.*, 2013). También, este bajo nivel de mortalidad reciente, probablemente se deba al corto tiempo de prevalencia del evento de blanqueamiento, ya que los muestreos se realizaron durante dicho evento. En correspondencia con lo anterior, si un evento de blanqueamiento no se monitorea a lo largo del tiempo, será difícil determinar la cantidad de tejido muerto como consecuencia del mismo (McField y Kramer, 2007). Además, el blanqueamiento aunque no provoque mortalidad coralina, puede ocasionar los siguientes daños a los corales: limita la capacidad del coral para recuperarse de daños leves a sus tejidos, incrementa la mortalidad parcial o total, reduce su capacidad de reproducción y los hace más vulnerables a las enfermedades y a otras presiones. Otro de los elementos a tener en

cuenta en la disminución de la cobertura viva de coral en los arrecifes frontales entre el 2012 y el 2015, es que en todos los arrecifes (excepto Cy.BI) se registraron tapetes de cianobacterias cubriendo el fondo, probablemente dado por un incremento en el enriquecimiento orgánico del área y las elevadas temperaturas del mar durante un tiempo prolongado. Según los resultados encontrados, las concentraciones de amonio (NH_4) en el 2015 en los arrecifes frontales del golfo de Cazones fueron elevadas, lo que favorece el desarrollo de tapetes de cianobacterias.

De acuerdo a la mortalidad total de corales (mortalidad reciente + mortalidad antigua), la cresta S-EC presenta una condición pobre (Alcolado y Durán, 2011), dado fundamentalmente por la elevada mortalidad reciente detectada, las crestas SE-Cy.DP2 y Vi mostraron una condición regular y SE-Cy.DP1 y Cy.Si se clasifican como buenas (Alcolado y Durán, 2011). Todos los arrecifes frontales se clasifican con una buena condición, excepto Cy.BI que muestra una condición muy buena (Alcolado y Durán, 2011).

Las enfermedades microbianas entre el 2012 y el 2015 en las crestas arrecifales fueron nulas, al igual que en los arrecifes frontales, excepto en S-EC (1% de banda negra en 2015) y Cy.BI (0,9% de manchas oscuras en 2015), donde se reportaron bajos porcentajes de enfermedades. Según la escala de Alcolado y Durán (2011), los arrecifes evaluados se clasifican como muy buenos de acuerdo al porcentaje de enfermedades. Por su parte, McField y Kramer (2007) expresan que un arrecife en el SAM se encuentra en "alerta roja" cuando la incidencia de enfermedades es mayor que un 5%. Los resultados de este trabajo estuvieron por debajo de esta referencia. Por estos motivos, no consideramos que los bajos porcentajes de enfermedades registrados hayan influido de manera importante en la disminución de la cobertura coralina entre 2012 y 2015. La tendencia en los arrecifes del golfo de Cazones (tanto en crestas como arrecifes frontales) entre el 2001 y el 2015 ha sido tener bajos porcentajes de enfermedades y a ir disminuyendo. Según Yakob y Mumby (2011) la incidencia de enfermedades está disminuyendo debido a que las comunidades de corales están siendo más resistente a los patógenos y a la colonización de epizoos. Por otra parte, en casi todos los arrecifes evaluados en el golfo de Cazones, existe un cambio en el patrón de predominio de las especies típicas formadoras de arrecifes por especies oportunistas y resistentes a diferentes factores, lo que puede influir en que se detecten con menor frecuencia las enfermedades.

La disminución de la cobertura viva de coral en un 29,6% en la cresta SE-Cy.DP1 entre el 2001 y el 2010 parece deberse al paso de tres huracanes de gran intensidad (Michelle y Dennis, ambos de categoría 4, y Ike de categoría 1) y a una tormenta tropical, a los repetidos e intensos eventos de blanqueamiento y a la sobrepesca. En ese período existieron tres fuertes y extensos eventos de blanqueamiento en Cuba (2005, 2009 y 2010) (Alcolado, 2010; 2011); además de ocurrir en otros años eventos de blanqueamiento en áreas cercanas al golfo de Cazones. En los casos de las crestas de Cy.Si, Vi y el arrecife frontal de Cy.BI, solo existen muestreos en el 2001 y 2015 para hacer el análisis temporal de la cobertura coralina. En estos tres arrecifes, además del blanqueamiento ocurrido en el 2015 explicado anteriormente, parecen haber influido en la disminución de la cobertura, en parte, el paso de tres huracanes por esta área, otros fuertes eventos de blanqueamiento ocurridos en ese período (como en el 2005, 2009 y

2010) y a la sobrepesca. A pesar de que las enfermedades microbianas pueden afectar y retardar el crecimiento de los corales, ya que pueden matar rápidamente el tejido coralino (hasta 2 cm/día) (McField y Kramer, 2007), no consideramos que hayan influido de manera importante en el descenso de la cobertura de esos cuatro arrecifes, ya que durante el período 2001-2015 prácticamente estuvieron ausentes.

No consideramos que la contaminación marina sea importante en la disminución de la cobertura viva de coral en el 2015 en la mayoría de las crestas y arrecifes frontales, ni en las fluctuaciones de la cobertura coralina que han ocurrido en determinados arrecifes en el período 2001-2015, tratados anteriormente. Este criterio se basa en que el golfo de Cazones se encuentra alejado de grandes asentamientos humanos, y durante los muestreos no se detectaron fuentes de contaminantes puntuales.

La disminución de la cobertura viva de coral en las crestas y arrecifes frontales no ha sido el único cambio en estos arrecifes. El patrón de predominio de las especies en cuanto a la cobertura viva relativa y a la abundancia numérica de las especies de corales también se ha modificado. En las crestas arrecifales, se evidencia una pérdida histórica de tejido de *A. palmata*, ya que es la especie que debía predominar en las crestas por ser la principal especie formadora de esta zona arrecifal (Acropora Biological Review Team, 2005), y sin embargo, predominan *P. astreoides* y *M. complanata*, excepto en S-EC. En los arrecifes frontales ocurrió una modificación similar, ya que el predominio en cobertura del complejo de especies *O. annularis*, principal constructor de los arrecifes frontales del Caribe e indicador de favorabilidad ambiental (Kramer, 2003; McField y Kramer, 2007) fue sustituido por el de *S. siderea*. La pérdida de tejido puede provocar una reducción de las poblaciones y, en casos extremos, cambios radicales en la estructura de la comunidad o pérdida de la estructura y de las funciones del hábitat (McField y Kramer, 2007).

De manera general, en las crestas arrecifales, la abundancia numérica de *M. complanata* y *P. astreoides* entre el 2001 y el 2015 han sustituido a *A. palmata*, a tal extremo, que en la cresta Vi no se observaron colonias vivas de esta especie. La única cresta, que presenta aún predominio de *A. palmata* es S-EC, aunque, también se observó una disminución en la abundancia de esta especie en el 2015, y entre el 2001 y el 2015, existe una tendencia al incremento de la abundancia de *M. complanata* y *P. astreoides*. En los arrecifes frontales, entre el 2001 y el 2015, y entre el 2012 y el 2015 (en dependencia de los sitios) el predominio numérico de *S. siderea* y *P. astreoides* (en distintas combinaciones) han desplazado al complejo de especie *O. annularis*. Como mismo ocurrió para la cresta S-EC, el arrecife frontal S-EC fue el único arrecife que conserva el patrón típico de predominio de las especies, con *O. annularis* (complejo de especies) predominando sobre *S. siderea* y *P. astreoides*. No obstante, es importante seguir el incremento notable de la abundancia de *S. siderea* en el 2015, en comparación con el 2001 y el 2012.

Los cambios en el patrón de predominio de las especies de corales entre el 2001 y el 2015 no son los únicos que han ocurrido. *A. cervicornis* 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 y Jackson, 2006). Según Zlatarski y Martínez-Estalella (1982), esta especie 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. Esto se corresponde con la ausencia prácticamente de *A. cervicornis* en los arrecifes del golfo de Cazones entre 2001 y 2015. Esta disminución en la abundancia de *A. cervicornis* en los arrecifes frontales coincide con la pérdida de colonias de esta especie en el Gran Caribe (Aronson y Precht, 2001; Weil y Rogers, 2011; Jackson *et al.*, 2014).

Las modificaciones en el patrón de predominio de las especies de corales tienen repercusiones para el ecosistema arrecifal. El reemplazo de las especies típicas formadoras de los arrecifes por las especies oportunistas *M. complanata*, *P. astreoides* y *S. sidera* implica la disminución de la complejidad estructural de los arrecifes, y por tanto, se alteran sus funciones ecológicas como: protección de la zona costera al disipar la energía del oleaje, refugio para diversos organismos, atractivo visual para el buceo contemplativo, entre otras.

M. complanata es un invasor exitoso del espacio disponible, ya que es una especie de crecimiento rápido, muy resistente al oleaje y por su forma es poco afectada por la sedimentación (Lewis, 1996). Los corales del género *Millepora* tienen la capacidad de recuperarse bastante rápido luego de un evento extremo, y suelen recubrir y hasta sustituir a las colonias muertas de *A. palmata* (Alcolado, 2004).

P. astreoides es una especie oportunista, de crecimiento rápido, resistente a la sedimentación, al oleaje y a la iluminación elevada (Martínez-Estalella y Herrera, 1989; Lirman y Fong, 1996; Torres y Morelock, 2002; Edmunds, 2010), tiene un gran potencial reproductivo, es comparativamente poco afectada por los huracanes (Lirman y Fong, 1996; 1997) y se considera como una de las especies más tolerantes al blanqueamiento (Hennige *et al.*, 2011).

S. sidera tienen la capacidad de resistir el fuerte oleaje, la sedimentación, la iluminación elevada y es resistente a la nutrificación (Martínez-Estalella y Herrera, 1989; Lirman y Fong, 1996; Torres y Morelock, 2002; Edmunds, 2010). También, tiene elevada tasa de reclutamiento en la mayoría de nuestros arrecifes coralinos (Martínez-Estalella y Herrera, 1989; Sullivan *et al.*, 1994; Alcolado *et al.*, 2003; Kramer, 2003; González-Ferrer, 2004).

Los cambios en el patrón de predominio de las especies en las crestas y arrecifes frontales no han ocurrido de manera lineal en el período 2001-2015. Por ejemplo, en la cresta y arrecife frontal S-EC, el predominio de *A. palmata* y del complejo de especie *O. annularis*, respectivamente, descendieron entre 2001 y 2007, en parte, por el impacto de dos huracanes de gran intensidad (Michelle y Dennis, ambos de categoría 4) (Alcolado *et al.*, 2009a). Posteriormente, la abundancia relativa de esas especies mostraron recuperación.

El reemplazo de las especies típicas de corales ya ha sido reportado para el golfo de Cazones (Alcolado *et al.*, 2009b; Caballero *et al.*, 2016; Rey-Villiers *et al.*, 2016) y para otras áreas de Cuba (Caballero *et al.*, 2007; Hernández-Fernández *et al.*, 2008; Hidalgo *et al.*, 2011; Caballero *et al.*, 2012; Castellanos *et al.*, 2014). Este fenómeno parece ser una tendencia ya generalizada como respuesta a las múltiples condiciones estresantes en que se encuentran los arrecifes coralinos. Al parecer, en el golfo de Cazones estos cambios se deben a varios factores o a la combinación de ellos como: el paso de tres

huracanes de gran intensidad, los fuertes, sucesivos y extensos eventos de blanqueamiento y a la sobrepesca.

A partir de los reportes de la *Red de Monitoreo de Alerta Temprana de Arrecifes Coralinos* se ha podido seguir el proceso del blanqueamiento en Cuba. En áreas cercanas al golfo de Cazones como la Bahía de Cochinos y Cayo Largo, han existido entre 2003 y 2015 años de fuerte blanqueamiento como consecuencia del calor acumulado en el mar (Tabla 66). A pesar de no existir con frecuencia reportes de la red en el golfo de Cazones, es de esperar que en esta área hayan ocurrido blanqueamiento coralino en el período 2003-2015, debido a la cercanía a la Bahía de Cochinos y Cayo Largo. Solo existe un reporte en el 2015, donde predominaron los valores muy altos y casi totales (Tabla 66). Al parecer, el 2015 ha sido el peor de los años de blanqueamiento de corales desde 1982 (Alcolado y Rey-Villiers, 2016). Otros años de gran intensidad y extensión geográfica del blanqueamiento han sido 1995, 1998, 2005, 2009 y 2010 (Alcolado, 2010; 2011). Las elevadas temperaturas del mar en el 2005, provocaron eventos masivos de blanqueamientos en todo el Caribe (Wilkinson, 2008; Miller *et al.*, 2009; Bruckner y Hill, 2009). Por su parte, Wilkinson y Souter (2008) señalan que el blanqueamiento del 2005 en Cuba, varió desde 50% (blanqueamiento fuerte) a 95% (blanqueamiento casi total). Estos repetitivos intensos eventos de blanqueamiento pueden influir en el patrón de predominio de las especies. Según McField y Kramer (2007), el blanqueamiento severo o prolongado puede limitar el crecimiento del arrecife y transformar una comunidad de corales que construyen arrecifes en una formada por otros corales que no forman arrecifes.

Tabla 66. Intensidad del blanqueamiento en el golfo de Cazones y en áreas cercanas entre 2003 y 2015.

Años	Localidad	Intensidad del blanqueamiento	Fuente
2003	Bahía de Cochinos	Nulo (0%)	Alcolado (2007a)
2005	Bahía de Cochinos	Alto (31-50%)	Alcolado (2007b)
2005	Cayo Largo	Muy alto (51-75%)	Alcolado (2007b)
2006	Cayo Largo	Moderado (11-30%) Alto (31-50%)	Alcolado (2007c)
2007	Sur de la península de Zapata	Moderado (11-30%)	Alcolado (2008)
2007	Bahía de Cochinos	Casi total (76-100%)	Alcolado (2008)
2008	Cayo Largo	Moderado (11-30%)	Alcolado (2009)
2008	Bahía de Cochinos	Pobre (1-10%)	Alcolado (2009)
2009	Cayo Largo	Alto (31-50%)	Alcolado (2010)
2009	Bahía de Cochinos	Muy alto (51-75%)	Alcolado (2010)
2010	Bahía de Cochinos	Muy alto (51-75%)	Alcolado (2011)
2010	Cayo Largo	Moderado (11-30%)	Alcolado (2011)
2011	Bahía de Cochinos	Moderado (11-30%) Pobre (1-10%)	Alcolado (2012)
2011	Cayo Largo	Pobre (1-10%)	Alcolado (2012)

2012	Bahía de Cochinos	Pobre (1-10%)	Alcolado (2013)
2012	Cayo Largo	Pobre (1-10%) Nula (0%)	Alcolado (2013)
2013	Bahía de Cochinos	Pobre (1-10%)	Alcolado (2014)
2013	Cayo Largo	Pobre (1-10%)	Alcolado (2014)
2014	Bahía de Cochinos	Pobre (1-10%)	Alcolado (2015)
2014	Cayo Largo	Pobre (1-10%)	Alcolado (2015)
2015	Golfo de Cazones: Cayo Sigua	Moderado (11-30%)	Alcolado y Rey-Villiers (2016)
2015	Golfo de Cazones: Cayo Los Pinos, Cayo Calvario, E de Ensenada de Cazones, Cayo Diego Pérez, W de Ensenada de Cazones, Cayo Blanco	Muy Alto (51-75%)	Alcolado y Rey-Villiers (2016)
2015	Golfo de Cazones: cresta arrecifal "Nirvana", Cayo Vizcaínos	Casi total (76-100%)	Alcolado y Rey-Villiers (2016)

Las enfermedades microbianas en el período 2001-2015, tanto en las crestas como en los arrecifes frontales del golfo de Cazones han sido bajas. No obstante, antes del 2001, en varios arrecifes de Cuba (Cayos Doce Leguas, Cayo Ballenatos, Playa Baracoa, Santa Cruz del Norte, Cayo Levisa y Paraíso, Bahía Honda, en las crestas al norte de Camagüey y Cayo Coco) se ha observado mortalidad masiva de los corales *A. palmata* al parecer por la enfermedad llamada "banda blanca" que afectó prácticamente a todo el Caribe (Alcolado *et al.*, 1998). Por su parte, Alcolado *et al.* (1998) señalan que la escasez del coral *A. cervicornis* al oeste de Cayo Largo del Sur y los promontorios de esta especie muertos en Punta Francés parece deberse, en parte, por la "banda blanca", como ha sucedido en el Caribe. Según Aronson y Precht (2001; 2006) en los arrecifes del Caribe ha ocurrido una mortalidad masiva de acropóridos (a partir de 1981) debido a un brote masivo y letal de la enfermedad "banda blanca". En correspondencia con lo anterior, antes del 2001, ya los arrecifes de Cazones sufrieron una afectación en el patrón de predominio de las especies de corales.

Los factores explicados anteriormente, propician que las especies de corales oportunistas como *M. complanata*, *P. astreoides* y *S. siderea* puedan sustituir a las especies típicas formadoras de crestas y arrecifes frontales (como ha estado sucediendo), ya que se adaptan mejor y son menos vulnerables a los agentes estresantes que actúan en los arrecifes.

Al escenario antes descrito (disminución de la cobertura coralina, cambio en el patrón de predominio de especies, entre otros) se adiciona que el número promedio de especies de corales por transecto en todas las crestas y arrecifes frontales mostró una condición crítica (Alcolado y Durán, 2011). En tres crestas arrecifales (SE-Cy.DP2, SE-Cy.DP1 y Vi) el número promedio de especies de corales por transecto disminuyó en el 2015 al compararlo con los valores reportados en el 2001 por Alcolado *et al.* (2001). Esta variable disminuyó en el 2015 en comparación con la información obtenida en el 2001 por Alcolado *et al.* (2001) en los arrecifes frontales muestreados en ambos años (S-EC, E-

Cy.DP, SE-Cy.DP2, SE-Cy.DP1 y Cy.BI). La disminución en el número promedio de especies de corales entre 2001-2015 puede deberse al paso de tres huracanes por el área, a los repetidos y fuertes eventos de blanqueamiento (Tabla 66) y a la sobrepesca, o la acción conjunta de estos factores. La influencia de estos tres factores se explicó antes en detalle, así como, porqué no consideramos a las enfermedades microbianas y a la contaminación marina. Es importante aclarar que en la investigación de Alcolado *et al.* (2001) no se excluyeron los corales con 100% de mortalidad como si se realizó en este trabajo. No obstante, consideramos que las comparaciones entre ambos trabajos son válidas porque no debe influir mucho en el número promedio de especies de corales por transecto, ya que en un sitio determinado habría que detectar todas las colonias de una especie con 100% de mortalidad o la única colonia de otra especie con la misma condición, lo que nos parece poco probable.

Por otra parte, en el cálculo del promedio del diámetro máximo, altura, dimensión máxima y densidad lineal de los corales no consideramos que se puedan realizar comparaciones temporales con Alcolado *et al.* (2001). En el promedio de esas variables con solo incluir una colonia (de cualquier especie) con 100% de mortalidad, el cálculo sería diferente. A partir del promedio del diámetro máximo de los corales, la cresta S-EC presenta muy buena condición, SE-Cy.DP2 muestra una condición buena, SE-Cy.DP1 y Cy.Si están regulares y Vi tiene una condición crítica. En el caso de los arrecifes frontales, todos mostraron una condición crítica (Alcolado y Durán, 2011). Sin embargo, en esta escala, Alcolado y Durán (2011) no tienen en cuenta la zona ecológica del arrecifes (o sea, si es cresta o arrecife frontal), donde predominan especies con diferente tamaño. Por su parte, McField y Kramer (2007) plantean que un arrecife estará en "alerta roja" en el SAM cuando el tamaño promedio de los corales sea menor que 45 cm (diámetro máximo) en los arrecifes frontales y menor que 80 cm en las crestas arrecifales. Nuestros resultados muestran valores inferiores a esas referencias en las crestas y arrecifes frontales, con la excepción de la cresta S-EC, la que tiene un promedio de diámetro máximo de los corales bastante cercano (89, 7 cm). Esto refleja las condiciones deterioradas que muestran los arrecifes de Cazonas en el 2015 en cuanto al tamaño de los corales. Al comparar los resultados del diámetro máximo de los corales en las crestas S-EC, SE-Cy.DP2 y SE-Cy.DP1, y en el arrecife frontal S-EC con los de Caballero *et al.* (2016) (no incluyó las colonias 100% muertas fijadas al sustrato), se puede observar una disminución de esta variables en el 2015 con respecto al 2012 (para las crestas) y 2010 (para el arrecife frontal). Esta variable no mostró una variación entre el 2010 y 2015 en el arrecife frontal SE-Cy.DP1 al comparar nuestros resultados con los de Caballero *et al.* (2016). Por su parte, Rey-Villiers *et al.* (2016) señalan que el promedio del diámetro máximo (incluyendo las colonias 100% muertas fijadas al sustrato) de los corales en las crestas SE-Cy.DP1 y SE-Cy.DP2 en el período 2001-2012 mostró como tendencia una disminución. De otra manera ocurrió en la cresta S-EC, ya que en el 2012 se detectó el mayor promedio del diámetro máximo de los corales en comparación con el 2001, 2007 y 2010 (Rey-Villiers *et al.*, 2016). En los arrecifes frontales S-EC, E-Cy.DP, SE-Cy.DP2 y SE-Cy.DP1 el promedio del diámetro máximo de los corales fue menor en el 2012 que en el 2001 (Rey-Villiers *et al.*, 2016). La dimensión máxima de los corales permite clasificar a todas las crestas y arrecifes frontales evaluados con la misma condición que lo hizo el diámetro máximo a partir de la escala de Alcolado y Durán (2011). Para esta variable, los autores

anteriores tampoco tienen en cuenta la zona ecológica del arrecife, lo que consideramos que debe influir en dicha clasificación.

La disminución del tamaño de los corales (diámetro, altura y dimensión máximos) en un gradiente espacial de norte a sur en las crestas del golfo de Cazones es el reflejo de la dinámica de las comunidades de corales ante múltiples causas estresantes. El tamaño del coral varía según la especie, el tipo de arrecife, la profundidad y las perturbaciones (McField y Kramer, 2007). En nuestra investigación, la disminución del tamaño de los corales en ese gradiente espacial parece estar relacionado con el predominio de las especies y las perturbaciones históricas que han afectado a cada uno de los sitios, así como, la resistencia y recuperación de esos ecosistemas arrecifales ante las perturbaciones. En el diseño de la investigación se comparan los mismos tipos de arrecifes y a una similar profundidad (Tabla 1). La abundancia relativa de *A. palmata* en el 2015 tiene como tendencia una disminución de norte a sur, por lo que los sitios con mayor cantidad de colonias de *A. palmata* tienen mayor tamaño promedio de los corales. De manera inversa, ocurre con la suma de la abundancia de *M. complanata* y *P. astreoides*, especies de menor tamaño que *A. palmata*, lo que influye en el promedio del tamaño de los corales en cada uno de los sitios. Esta explicación es una de las causas de las diferencias estadísticas en el tamaño de los corales que se encontró entre las crestas S-EC (localizada más al norte) y Vi (ubicada más al sur).

Las perturbaciones provocan mortalidad coralina, y con el tiempo el esqueleto se erosiona y disminuye el tamaño de los corales. En el período 2001-2008, por el golfo de Cazones pasaron tres huracanes de gran intensidad y una tormenta tropical, y entre el 2003 y el 2015 han existido varios eventos fuertes y extensos de blanqueamiento de coral (Tabla 66). Consideramos que estas perturbaciones junto con el cambio en el predominio de las especies son la explicación más plausible de las diferencias detectadas entre la cresta localizada más al norte (S-EC) y la ubicada más al sur (Vi), y del gradiente norte-sur observado en el promedio del tamaño de los corales. En relación a esto, Alcolado *et al.* (2009b) reportan que el diámetro máximo promedio de los corales en S-EC tuvo una reducción significativa entre 2001 y el 2007, debido al fuerte impacto del huracán Michelle en el 2001 que provocó una gran dispersión de ramas partidas del coral *A. palmata*. Sin embargo, en la cresta S-EC 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 muestreados (2001, 2007, 2010) (Rey-Villiers *et al.*, 2016). El blanqueamiento es otra de las perturbaciones que ha influido, un ejemplo de ello, es la elevada mortalidad reciente de corales observada en el 2015 durante el evento de blanqueamiento en las crestas S-EC y Vi. Estas perturbaciones son probable que hayan tenido históricamente menor consecuencia en la cresta S-EC que en Vi, y la recuperación de la misma haya sido mejor. En correspondencia con eso, Alcolado *et al.* (2013) señalan que la cresta S-EC es una de las más resilientes entre los arrecifes del sur y este de Batabanó. Los factores que potencian que en la cresta S-EC los efectos de las perturbaciones sean menores y que se pueda recuperar mejor son: 1) el resguardo a la acción del oleaje generado por huracanes, los sures, los frentes fríos y los vientos Alisios, 2) la fertilidad del agua debido a la mayor disponibilidad de nutrientes provenientes de la ciénaga de Zapata y de aguas profundas por la existencia de un giro ciclónico oceánico (Fig. 90) que favorece la heterotrofia de los corales, 3) la recuperación del tejido por recapamiento de colonias sobrevivientes y 4) la mayor turbidez del agua puede influir históricamente que los corales

sean menos vulnerables al blanqueamiento. La menor transparencia del agua puede reducir la vulnerabilidad de los corales al blanqueamiento (Schuttenberg y Marshall, 2008). Todos estos factores posibilitan que el tamaño de los corales sea mayor en S-EC que en Vi. Según McField y Kramer (2007) una gran cantidad de colonias grandes es una señal de que no ha habido perturbaciones o de que existen condiciones favorables para el crecimiento de los corales. En el caso de los arrecifes frontales, a pesar de que hay una variación espacial significativa en el tamaño de los corales, no se observa un patrón geográfico, ni cómo el cambio en el predominio de las especies y las perturbaciones históricas han afectado a cada uno de los sitios.

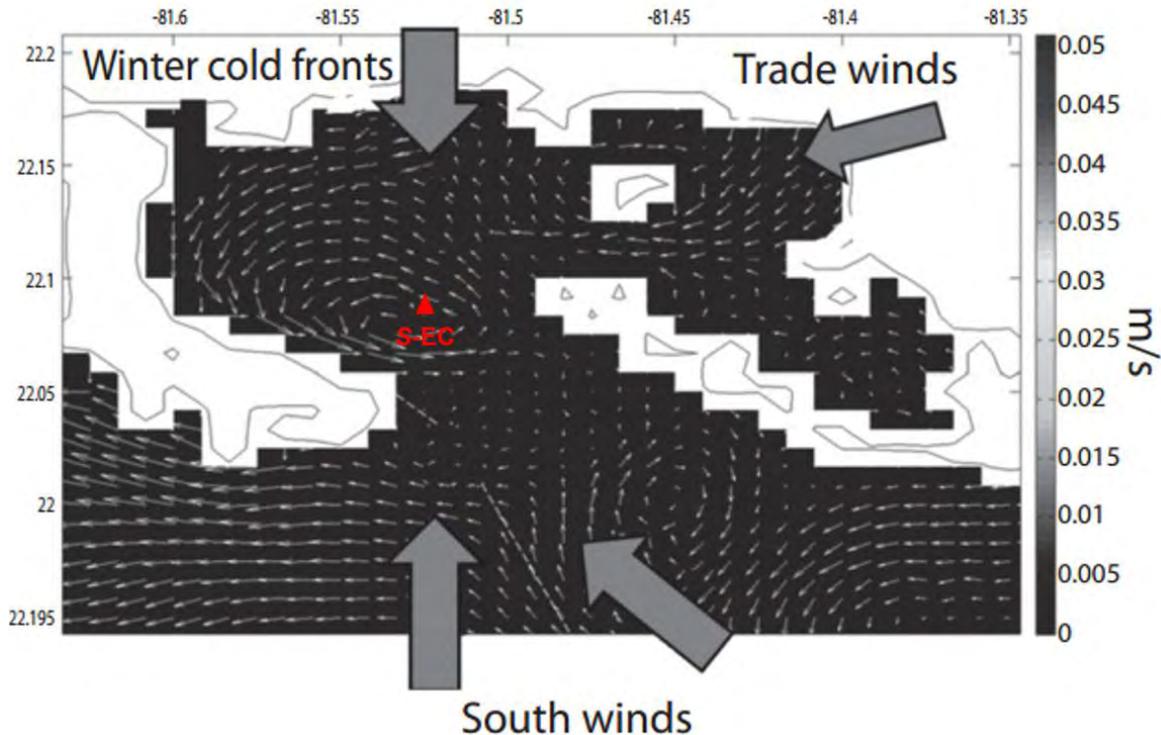


Figura 90. Tendencia general de los vientos y circulación en superficie del golfo de Cazones. Esquema modificado a partir de Arriaza *et al.* (2012).

La densidad lineal de los corales refleja que las crestas S-EC, SE-Cy.DP2 y SE-Cy.DP1 tienen una condición pobre, mientras que Cy.Si y Vi muestran una condición crítica de acuerdo a la escala de clasificación de Alcolado y Durán (2011). La densidad lineal de los corales en esas tres crestas mostró una disminución en el 2015 al compararla con la investigación realizada por Caballero *et al.* (2016) (no se incluyen las colonias 100% muertas y fijadas al sustrato) con datos del 2012. Por su parte, Rey-Villiers *et al.* (2016) plantean que en las crestas S-EC, SE-Cy.DP2 y SE-Cy.DP1 la densidad de los corales mostró como tendencia una disminución desde el 2001 hasta el 2012. Nuestros resultados y las comparaciones realizadas con otros trabajos reflejan que la abundancia de colonias de corales ha disminuido en el período 2001-2015. Las diferencias estadísticas encontradas en la densidad de corales entre las crestas localizadas más al norte en el golfo de Cazones (S-EC, SE-Cy.DP2 y SE-Cy.DP1) en comparación con las localizadas más al sur (Cy.Si y Vi) parece deberse al paso de tres huracanes por el área, a los repetidos intensos eventos de blanqueamiento, y a los cuatro factores antes

mencionados con respecto a que las consecuencias de las perturbaciones en las crestas localizadas más al norte pueden ser menores y se pueden recuperar más rápido que las crestas ubicadas más al sur. Además, otro de los factores que pudo influir es que la densidad de *D. antillarum* en S-EC durante el período 2001-2015 ha sido significativamente mayor que en las crestas localizadas más al sur (Cy.Si y Vi), y también, la abundancia de *D. antillarum* en SE-Cy.DP2 y SE-Cy.DP1 durante ese período fue significativamente superior que en Vi. El erizo negro *D. antillarum* es un herbívoro clave en el control de las macroalgas en los arrecifes coralinos, por lo que puede incrementar la disponibilidad de un sustrato para la colonización de los reclutas de corales, y por lo tanto aumentar la densidad de corales.

En los arrecifes frontales la densidad de los corales no mostró una variación espacial significativa, pero si han ocurrido disminuciones en el transcurso del tiempo. Esta variable disminuyó en el 2015 en los arrecifes S-EC y SE-Cy.DP1 en comparación con el trabajo de Caballero *et al.* (2016) con datos del 2010. Por su parte, Rey-Villiers *et al.* (2016) reportaron una disminución de la densidad de los corales en los arrecifes frontales evaluados en el golfo de Cazonos en el período 2001-2012 (entre los que se encuentran, S-EC, E-Cy.DP, SE-Cy.DP2 y SE-Cy.DP1). Según la escala de clasificación de Alcolado y Durán (2011), a partir de la densidad de corales en el 2015, los arrecifes frontales E-EC, S-EC, E-Cy.DP y Cy.BI presentan una condición regular, mientras que Cy.LP, O-EC, SE-Cy.DP2 y SE-Cy.DP1 muestren una condición pobre.

El reclutamiento de corales es uno de los procesos con mayor influencia en las comunidades arrecifales, y la abundancia de reclutas es un indicador importante de la capacidad de crecimiento y de recuperación que tendrá el arrecife después de una perturbación (McField y Kramer, 2007). El reclutamiento de corales mostró que la condición de las crestas S-EC y Cy.Si es crítica, en Vi es pobre, en SE-Cy.DP2 es regular y en SE-Cy.DP1 es buena, según la escala de clasificación de Alcolado y Durán (2011). Al aplicar esta misma escala, el reclutamiento de corales evidencia que el arrecife frontal SE-Cy.DP1 tiene una condición crítica, en S-EC y E-Cy.DP la condición es pobre, en O-EC y SE-Cy.DP2 la condición es regular, en Cy.LP es buena, y en E-EC y Cy.BI es muy buena. Las crestas S-EC y Cy.Si y el arrecife frontal SE-Cy.DP1, que presentaron una condición crítica, tuvieron las mayores coberturas de algas costrosas, por lo que es de esperar que se recuperen, dada la importancia que tienen este tipo de algas en propiciar el reclutamiento coralino (McField y Kramer, 2007). Por su parte, McField y Kramer (2007) plantean que un promedio de densidad de reclutas de coral a nivel regional en el SAM menor que 3 reclutas/m², constituye una alerta roja. El promedio de la densidad de reclutas de coral en las crestas fue de 4,6 reclutas/m², y en los arrecifes frontales de 8,9 reclutas/m² en el golfo de Cazonos en el 2015, valores superiores a la referencia anterior.

Sin embargo, la composición y abundancia de los reclutas de corales tanto en las crestas como arrecifes frontales estuvo conformado principalmente por especies oportunistas (*Agaricia* sp., *P. astreoides*, *S. siderea* y *S. radians*) y no por las especies típicas formadoras de arrecifes (acropóridos y *Orbicella* spp.). Las especies *A. agaricites* y *P. astreoides* son incubadoras y generalmente experimentan mayor reclutamiento dada sus características de estrategias r (Bak *et al.* 1977; Bak y Steward, 1980). *S. siderea* es una especie desovadora, pero sus reclutas se caracterizan por presentar gran resistencia en sus primeras etapas (Bak *et al.* 1977; Bak y Steward, 1980). Según Szmant (1986; 1991),

la estrategia reproductiva de *S. radians* es la incubación, lo que es característico de colonias pequeñas con múltiples ciclos reproductivos y altas tasas de reproducción, y generalmente habitan en ambientes inestables. Esta especie además de reproducirse durante todo el año, presenta una dispersión de sus larvas a corta distancia (Vermeij, 2005), lo que garantiza que se asienten cerca o dentro de la población de adultos (Neves y da Silva, 2003). Además, las colonias son reproductivamente activas a partir de los 2,23 cm² (se consideran adultas). *S. radians* es considerada una especie resistente a la sedimentación (Cortés y Risk, 1985), y tiene una gran capacidad de recuperación (Lirman, 2000). Es considerada una de las especies más tolerantes en el Caribe, encontrada a menudo en localidades de mucho disturbio (Lewis, 1989). Domina en hábitats naturales perturbados (áreas con alta sedimentación, temperatura y fluctuaciones de salinidad) (Lirman *et al.*, 2002), condición que puede ser frecuente en los arrecifes del norte del golfo de Cazones, sobre todo después de fuertes lluvias debido al escurrimiento de la ciénaga de Zapata.

Los erizos negros de espinas largas *D. antillarum* son herbívoros claves en el arrecife, ya que ayudan a mantener un equilibrio entre el crecimiento del coral y el de las macroalgas que compiten contra los corales en la ocupación del fondo rocoso (Lessios *et al.*, 1984; McField y Kramer, 2007). La abundancia del erizo negro *D. antillarum* mostró una ligera recuperación en las crestas arrecifales del golfo de Cazones al comparar los años 2001 y 2015, excepto en Vi. El promedio de la densidad de *D. antillarum* en el conjunto de crestas evaluadas en el 2015 en Cazones (1,4 individuos/m²) es superior al valor reportado en el 2001 (media: 0,45 ±0,13 individuos/m²) en la investigación de Alcolado *et al.* (2010). Esta recuperación, también se evidencia en la muy buena condición de la cresta S-EC y buena en SE-Cy.DP2, SE-Cy.DP1 y Cy.Si a partir de la escala de clasificación de Alcolado y Durán (2011). A partir de dicha escala, la cresta Vi presenta una condición crítica. Por su parte, McField y Kramer (2007) señalan en "alerta roja" a un arrecife en el SAM con una abundancia de *D. antillarum* menor que 1 individuo/m². En las crestas, nuestros resultados están por encima de esta referencia en S-EC (2,65 individuos/m²) y SE-Cy.DP2 (1,84 individuos/m²), en SE-Cy.DP1 (1,05 individuos/m²) y Cy.Si (1,37 individuos/m²) la abundancia es cercana al umbral antes referido y en Vi no se observaron erizos. A pesar de que en casi todas las crestas existe una recuperación en la abundancia del erizo negro, la densidad de *D. antillarum* que se considera efectiva para la remoción de algas, debe ser mayor que 2 individuos/m² (CARICOMP, 2000; Steiner y Williams, 2006), cifra alcanzada solamente en la cresta S-EC. Por su parte, McField y Kramer (2007) plantean que para mantener el control de las algas en un arrecife somero se necesitan alrededor de 4 a 8 erizos/m², rango basado en que solo los erizos negros estuvieran pastando. Ninguna de las crestas evaluadas en el golfo de Cazones alcanzó esos valores.

La cresta S-EC presentó de manera significativa la mayor abundancia de erizos negros entre el 2001 y el 2015 en comparación con el resto de las crestas. Los factores probables que han propiciado eso parecen deberse, a la protección que tienen ante la acción del oleaje generado por huracanes, vientos Alisios, frentes fríos y los sures, por lo que los individuos se verían menos afectadas y se recuperarían más rápido, y a un autoreclutamiento de sus larvas debido al patrón de circulación giratorio de las corrientes superficiales antes explicado (Fig. 36). También, la abundancia significativamente mayor

de *D. antillarum* en SE-Cy.DP2 y SE-Cy.DP1 en comparación con Vi durante el período 2001-2015 parece deberse a los factores antes mencionados.

En el caso de los arrecifes frontales, todos mostraron una condición crítica en cuanto a la densidad de *D. antillarum*, al aplicar la escala de Alcolado y Durán (2011). Contrario a lo ocurrido en las crestas, los erizos *D. antillarum* no mostraron una recuperación entre el 2001 y el 2015, ya que solo se observaron pocos individuos en E-Cy.DP (Tabla 26). Por su parte, Rey-Villiers *et al.* (2016) plantean que la densidad de *D. antillarum* fue muy baja en los arrecifes frontales del golfo de Cazones entre el 2001 y el 2012, tendencia que se ha mantenido hasta el 2015.

Para complicar aún más la situación, el relieve del fondo en las crestas y en la mayoría de los arrecifes frontales de Cazones (excepto en S-EC, SE-Cy.DP1 y O-EC) durante el período 2001-2015 disminuyó. La disminución de la cobertura viva de coral, el cambio en el predominio de las especies de corales, colonizando los sustratos rocosos especies de corales oportunistas y de menor tamaño que las especies típicas formadoras de arrecifes (*A. palmata* en crestas y *Orbicella* spp. en arrecifes frontales) y la disminución en el diámetro máximo de los corales tanto en las crestas como los arrecifes frontales ha influido en la pérdida de la complejidad arquitectónica de los arrecifes de Cazones. Consideramos que las causas más probables de este panorama son el paso de tres huracanes de gran intensidad por el área (Fig. 86) y los repetidos intensos eventos de blanqueamiento entre el 2001 y el 2015. Las disminuciones más importantes en el relieve del fondo en las crestas, se detectaron en las localizadas más al sur en este golfo (Cy.Si y Vi), donde los efectos de los huracanes debe ser más negativo que en el resto de las crestas, a juzgar por la menor protección que tiene ante el fuerte oleaje. En correspondencia con esto, Álvarez-Phillips *et al.* (2009) plantean que la complejidad arquitectónica de los arrecifes en el Gran Caribe se está destruyendo, ya que los esqueletos remanentes de los corales que van muriendo sufren erosión acelerada, lo que da lugar al aplanamiento de los arrecifes. Según la publicación antes citada, la proporción de arrecifes complejos se ha reducido, aproximadamente, de 45% en 1969 a 2% en 2008, y la tendencia de pérdida de complejidad arquitectónica pronostica la desaparición de los arrecifes con estructura compleja para el año 2015. Además, esto debe reducir la posibilidad de recuperación de los arrecifes a través del recapamiento y del reclutamiento de corales sobre las estructuras remanentes de antiguos corales que cada vez son menos. Esta situación puede ser el caso del sitio Vi, ya que no se debe considerar una cresta arrecifal como se explicó anteriormente.

Debido a este proceso, los arrecifes de Cazones brindan menores posibilidades de refugio y hábitats para otras especies, como ha venido ocurriendo en todo el Gran Caribe (Álvarez-Phillips *et al.*, 2009), y además, disminuye la protección costera, la pesca y el turismo ecológico. En correspondencia con esto, McField y Kramer (2007) plantean que los arrecifes con estructura arquitectónica compleja ofrecen mayor variedad de hábitat, y un deterioro en la complejidad de los hábitats afecta directamente a muchas de las plantas y animales que los habitan, afectando también la productividad.

De manera general, las especies y entidades de macroalgas encontradas en las crestas del golfo de Cazones son típicas y frecuentes en este hábitat. Caballero *et al.* (2010) reportan para esta área a *Dictyota* sp., *Halimeda* sp., *Laurencia* sp. y *Lobophora variegata*, especies que fueron encontradas en este estudio. 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, predominando hacia el sur del golfo. En estas crestas (S-EC; SE-Cy.DP2 y SE-Cy.DP1) fueron bajos también los índices y la altura de ambos GMF. Resultados similares a estos fueron encontrados por Alcolado *et al.* (2001) y Alcolado *et al.* (2013) entre los años 2001 y 2012. Este predominio en la distribución de los grupos de algas carnosas y calcáreas hacia el sur y las costrosas hacia el norte, puede estar dado por la influencia de múltiples causas. En este estudio, se registró la mayor densidad de erizos negros *D. antillarum* en los sitios más al norte y baja hacia el sur, clasificándose de muy buena (norte) y crítica (sur) según la clasificación de Alcolado y Durán (2011). En relación a esto, McField y Kramer (2007) plantean que los arrecifes con mayor abundancia de *D. antillarum* tienden a tener menos macroalgas y muchas veces son los más saludables (o tienen el potencial para serlo). Además de la acción de los herbívoros, otra posible explicación a la prácticamente ausencia de las algas carnosas y calcáreas en las crestas más al norte pudiera deberse al aporte intenso de agua dulce con material terrígeno proveniente de la Península de Zapata fundamentalmente durante la época de lluvia (Lluis-Riera, 1983). Este aporte intenso de agua dulce con material terrígeno produce disminuciones de la salinidad (Lluis-Riera, 1983) y aumentos de la turbidez en las aguas aledañas, afectando el paso de la luz en la columna de agua. Existen especies calcáreas como *Halimeda opuntia* que habita comúnmente en sustratos rocosos, pero que su distribución espacial está delimitada por salinidades altas y estables (Collado-Vides *et al.*, 2011). Estos aportes terrígenos ciertamente proveen de nutrientes necesarios para la comunidad algal, pero cuando son excesivos pueden influir o afectar los procesos naturales de asentamiento, crecimiento y producción de las macroalgas. Por otra parte, las crestas ubicadas hacia el sur no reciben la acción directa de estos aportes, por lo que tal vez, a esto se deba la diferenciación histórica en las coberturas de las algas carnosas y calcáreas con respecto a las costrosas en las crestas hacia el sur y norte del golfo de Cazones.

En el caso de los arrecifes frontales, predominaron las macroalgas calcáreas y costrosas, principalmente las especies costrosas del género *Peyssonnelia* y las del orden Corallinales (ACC), y de las calcáreas fue *Halimeda* sp. Resultados similares fueron encontrados por Caballero *et al.* (2010) a 10 m de profundidad en el golfo de Cazones. En general, el porcentaje de cobertura de macroalgas calcáreas y costrosas tendió a ser mayor que el de las macroalgas carnosas en todos los arrecifes frontales evaluados. Esta misma tendencia se observó para la altura e índice de las algas calcáreas. Resultados diferentes son reportados por Alcolado *et al.* (2010) y Rey-Villiers *et al.* (2016), quienes encontraron los mayores valores de cobertura de macroalgas carnosas en todos los arrecifes frontales evaluados en los años 2001 (excepto en Cayo Blanco), 2010 y 2012 (excepto al este del cayo Diego Pérez). 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 (Alcolado *et al.* 2010).

El porcentaje de cobertura de macroalgas costrosas en los arrecifes frontales evaluados en el golfo de Cazones, mostraron una ligera disminución respecto a los reportados en el 2012 por Rey-Villiers *et al.* (2016), mientras que los valores de cobertura de algas calcáreas tuvieron un ligero aumento respecto a los del año 2012. Por otra parte, el porcentaje de cobertura de macroalgas carnosas reflejó una clara disminución respecto

a los resultados del 2001, 2010 y del 2012 (Alcolado *et al.*, 2010; Rey-Villiers *et al.*, 2016). Los sitios S-EC y SE-Cy.DP1 mostraron un ligero incremento en la cobertura de las macroalgas carnosas respecto a los valores encontrados en el año 2007 (Rey-Villiers *et al.*, 2016).

Múltiples pueden ser las causas que influyen en la distribución y abundancia de los grupos morfofuncionales evaluados. Uno pudiera ser el predominio de especies más resistentes a la elevada sedimentación proveniente desde tierra como son las algas costrosas y calcáreas. También, en ninguno de los sitios evaluados se observó el erizo negro *D. antillarum*, excepto en E-Cy.DP, lo que no coincide con los resultados encontrados para las algas carnosas, por lo que deben ser otros los factores que influyen en la respuesta de esta variable. Además, las afectaciones a la ictiofauna observadas en el área, también provocan consecuencias negativas en los arrecifes de coral, ya que los peces herbívoros son especies claves en el control del crecimiento de las macroalgas.

El establecimiento de áreas protegidas mejora el estado de salud de las asociaciones de peces, pues elimina o disminuye significativamente la actividad extractiva (Halpern & Warner, 2002; Kelaher *et al.*, 2014). Al parecer, la veda establecida en 1997 y la posterior aprobación de dos áreas protegidas en 2008 y 2010 han sido insuficientes para observar una recuperación de las asociaciones de peces en el golfo de Cazones. Tres evidencias apuntan a la sobreexplotación como la principal causa de degradación de la ictiofauna: 1- baja densidad y biomasa de especies de importancia comercial como loros de gran talla, pargos, roncós y meros (todos los sitios fueron clasificados como pobres o críticos); 2- talla pequeña de los individuos que fueron muestreados (casi todas las crestas clasificadas como pobres y casi todos los frontales clasificados como críticos) y sin aumento desde 2001; 3- los tres sitios más alejados de la costa, es decir, las crestas en Cy.Si y Vi y el frontal en Cy.BI, obtuvieron los mayores valores acumulados de la escala de bioindicadores de Alcolado & Durán (2011). Sin embargo, hay otro factor clave que actualmente parece limitar su recuperación.

El efecto combinado de la disminución de la cobertura de coral vivo y la pérdida de la complejidad estructural (por ejemplo, la altura y ancho de las colonias de corales y el relieve) influyen negativamente en la densidad y biomasa de las asociaciones de peces tanto fuera (Pratchett *et al.*, 2008) como dentro (Jones *et al.*, 2004; Hernández-Landa *et al.*, 2014) de las áreas marinas protegidas. Las condiciones actuales del bentos en los arrecifes muestreados del golfo de Cazones también parecen estar afectando las asociaciones de peces. Ambos tipos de arrecifes mostraron claras señales de degradación según la escala de bioindicadores de Alcolado & Durán (2011). Sin embargo, las crestas tuvieron mejores condiciones que los arrecifes frontales, basados tanto en los indicadores bentónicos (González & Daranas, 2016; Rey-Villiers *et al.*, 2016;) como en los ícticos.

Una mayor complejidad estructural implica la existencia de grietas en el arrecife, las cuales se traducen en refugio para los peces y erizos, como *D. antillarum*. Este es uno de los factores principales que determinan el éxito de ambos grupos (Dame, 2008; Nemeth & Appeldoorn, 2009; Vergés, Vanderklift, Doropoulos & Hyndes, 2011). El relieve y la altura y cobertura de coral vivo ha disminuido significativamente desde 2001 tanto en las crestas como en los frontales (Rey-Villiers *et al.*, 2016). Dichos bajos valores implicaron que la clasificación de todos los arrecifes muestreados estuviera entre crítica

y regular. En parte, esto justificaría la baja densidad y biomasa de los peces en ambos tipos de arrecifes. Sin embargo, las crestas fueron clasificadas como muy buenas según la alta densidad de *D. antillarum* y la baja cobertura y altura de macroalgas carnosas. A su vez, la densidad y biomasa de herbívoros (en particular de barberos) fue relativamente buena. Al parecer, la presencia de barberos y *D. antillarum* en las crestas controlan la abundancia de macroalgas carnosas, las cuales fueron muy bajas en el Golfo de Cazones (González & Martínez, 2016).

Por el contrario, en los arrecifes frontales casi no se observaron erizos, y la densidad y biomasa de herbívoros fue muy baja (clasificados mayormente como pobres) y también la cobertura y altura de macroalgas carnosas fue muy baja (González & Martínez, 2016). Esto sugiere que la presencia de los erizos, los loros de pequeña talla y los barberos no es la principal causa del poco desarrollo de las algas en el área. Entonces se pudiera esperar que estuviera dado fundamentalmente por los nutrientes. Sin embargo, los resultados hidroquímicos muestran que tanto las crestas como los frontales presentan condiciones meso- e hipertróficas, lo que históricamente ha favorecido el crecimiento de las algas.

La presencia del pez león ha estado relacionada positivamente con el grado de degradación de los arrecifes. Una mayor abundancia de esta especie también se ha encontrado en áreas protegidas donde se cumplen las vedas (Cobián *et al.*, 2016). Al parecer, varios factores tanto bióticos como abióticos han limitado la dispersión del pez león al sur de Matanzas, o los muestreos no han sido suficientes. Sólo se tienen registros de siete individuos (talla media=25 cm) en dos arrecifes frontales de la Bahía de Cochinos (Punta Perdiz y Los Cocos; Chevalier *et al.*, 2013). Durante los muestreos en el golfo de Cazones en 2015, aproximadamente 40 km al suroeste de los anteriores, sólo se observaron dos individuos (talla media=20 cm) también en dos arrecifes frontales. Por ahora, el pez león no se considera una amenaza para la ictiofauna nativa. La baja densidad y biomasa de las asociaciones de peces en el área no está relacionada con la presencia de esta especie exótica invasora.

Al aplicar para cada sitio el sistema de clasificación y puntajes de los indicadores bentónicos y de las asociaciones de peces, propuesto por Alcolado & Durán (2011), se determinó que comparativamente la mejor cresta fue SE-Cy.DP2 y que el mejor arrecife frontal fue Cy.BI, sin embargo, las puntuaciones alcanzadas se alejaron de los valores ideales. En las crestas, todos los sitios obtuvieron puntuaciones similares y comprendidas entre los percentiles 50 y 75 de la puntuación ideal (115 puntos). En cuanto a los arrecifes frontales, todas las puntuaciones alcanzadas estuvieron comprendidas entre los percentiles 50 y 75, excepto el peor (SE-Cy.DP2) que correspondió al percentil 25-50 de la puntuación ideal (115 puntos).

Comunidades bentónicas y de peces de los arrecifes coralinos del archipiélago Jardines de la Reina

La cobertura viva de coral en sólo dos de las crestas estudiadas (O2-Cy.Gr y C-Cy.Ca) superó el promedio de 17,6% reportado para el total de crestas de Cuba por Alcolado *et al.* (2009a); mientras que para los arrecifes frontales, tres (E-Cy.An, E2-Cy.Gr y E-Cy.Ca) mostraron valores mayores que el promedio de 13,4% descrito por dichos autores. Si analizamos el promedio general para toda el área estudiada de Jardines de la Reina,

tanto en las crestas (11%) como en los arrecifes frontales (16,4%), las coberturas vivas de coral fueron “regulares”. Rey-Villiers *et al.* (2016) refieren que la cobertura media de estas crestas en el 2001 era del 14% y en el 2012 del 11%, por lo que estos últimos valores se han mantenido hasta la fecha. Respecto a los arrecifes frontales, tanto en el 2001 como en el 2012 las coberturas medias eran del 17%, por lo que también se han mantenido estables. Aun así, la tendencia tanto para Cuba como para el Gran Caribe apunta hacia una disminución (Gardner *et al.*, 2003; García-Salgado *et al.*, 2008; Alcolado *et al.*, 2009a).

En todos los arrecifes coralinos estudiados existió el predominio, tanto en cobertura viva como en número, de corales resistentes y oportunistas, en detrimento de las especies típicas. En las crestas, *M. complanata* y *P. astreoides* desplazaron a *A. palmata*, lo que implica la disminución de la complejidad estructural de estos ecosistemas, y por tanto, de las funciones ecológicas que estos realizan: barrera protectora para la zona costera, refugio para otras especies, atractivo visual para el buceo contemplativo, entre otras. En los arrecifes frontales, *S. siderea* dominó a *O. faveolata*, y la tercera posición respecto a la cobertura viva la ocupó *P. astreoides* y en cuanto a la abundancia en número *A. agaricites*. Además, las restantes especies del complejo *Orbicella* tampoco estuvieron bien representadas, las coberturas y abundancias de *O. annularis* fueron menores que el 10% y *O. franksi* sólo se registró en E-Cy.Ca con valores inferiores al 3%.

La sustitución de las especies típicas antes descrita, ya había sido reportada para el archipiélago Jardines de la Reina (Rey-Villiers *et al.*, 2016) y para otras áreas de Cuba (Caballero *et al.*, 2007; Hernández-Fernández *et al.*, 2008; Alcolado *et al.*, 2009b; Busutil *et al.*, 2011; Hidalgo *et al.*, 2011; Caballero *et al.*, 2012; Castellanos *et al.*, 2014). Este fenómeno parece ser una tendencia ya generalizada como respuesta a las condiciones estresantes en que se encuentran nuestros arrecifes coralinos.

Los corales del género *Millepora* tienen la capacidad de recuperarse bastante rápido luego de un evento extremo, y suelen recubrir y hasta sustituir a las colonias muertas de *A. palmata* (Alcolado, 2004). Chiappone (2001) plantea que las algas coralinas y los acropóridos dominan como elementos estructurales según sea la intensidad del oleaje. En las zonas de alta energía se favorece el crecimiento de las algas coralinas y de las comunidades de *Millepora*, pero estas construyen de manera más lenta (3 a 6 m/1000 años) la estructura coralina que *A. palmata*. Además, es muy resistente al oleaje y, por su forma, es poco afectada por la sedimentación, lo que le permite tener más éxito para colonizar el espacio disponible (Lewis, 1996).

P. astreoides y *S. siderea* tienen la capacidad de resistir al fuerte oleaje, a la sedimentación y a la iluminación elevada (Martínez-Estalella & Herrera, 1989; Lirman & Fong, 1996; Torres & Morelock, 2002; Edmunds, 2010). *P. astreoides* también posee gran potencial reproductivo, comparativamente es poco dañada por los huracanes (Glynn *et al.*, 1964; Lirman & Fong, 1996, 1997) y se considera como una de las especies más tolerantes al blanqueamiento (Hennige *et al.*, 2011). Por otra parte, *A. agaricites* y también *S. siderea*, tienen elevada tasa de reclutamiento en la mayoría de nuestros arrecifes coralinos (Martínez-Estalella & Herrera, 1989; Sullivan *et al.*, 1994; Alcolado *et al.*, 2003; Kramer, 2003; González-Ferrer, 2004). Además, estas tres especies oportunistas tienden a ser más aplanadas que *Orbicella* y *Acropora*, provocando la disminución del relieve del fondo y con ello, menores posibilidades de refugio para otras

especies vitales para el arrecife, lo que también ha venido ocurriendo en todo el Gran Caribe (Álvarez-Phillips *et al.*, 2009). A todo el panorama antes descrito se le suma que el número de especies S en todas las crestas y en la mayoría de arrecifes frontales fue “crítico”, lo que también resulta muy desfavorable para estos arrecifes.

Las tallas de los corales (considerando diámetro, altura y dimensión máximos) aunque en la mayoría de las crestas se consideraron “buenas”, en E2-Cy.Gr y en Cy.An fueron “críticas”. Rey-Villiers *et al.* (2016) al comparar 2001 con 2012, reportan la disminución del diámetro máximo promedio de las colonias en todas las crestas estudiadas del Archipiélago hasta en un 50% y en E2-Cy.Gr y Cy.An hasta del 75%. Al analizar la evolución de estos dos sitios encontramos que respecto al diámetro máximo de sus corales la situación se ha ido agravando con el tiempo (E2-Cy.Gr 2012: 36 cm, 2015: 20,1 cm; Cy.An 2012: 37,7 cm, 2015: 25,1 cm).

En todos los arrecifes frontales las tallas de los corales también fueron “críticas”, excepto en E-Cy.An donde llegó a ser “pobre”. Según Rey-Villiers *et al.* (2016) entre el 2001 y el 2012 también ocurrió la disminución de los diámetros máximos de las colonias, aunque no tan bruscamente como en las crestas. Sin embargo, los mayores valores reportados en el 2001 ya se consideraban “regulares”, posteriormente pasaron a “pobres” o críticos” en el 2012, y continuaron empeorando hasta el presente en la mayoría de los sitios (O2-Cy.Gr 2012: 24,9 cm, 2015: 19,3 cm; E2-Cy.Gr 2012: 25,4 cm, 2015: 22 cm; E-Cy.An 2012: 31 cm, 2015: 26,8 cm).

La densidad lineal de corales promedio para las crestas del área (4,3%) calificó como “pobre”, aunque existieron valores “críticos” (E2-Cy.Gr, NE-Cy.Ca y Cy.An); mientras que en los arrecifes frontales (11,5%) se consideró “regular”. Rey-Villiers *et al.* (2016) plantean que no existen grandes variaciones entre 2001 y 2012 ni en las crestas ni en los arrecifes frontales del Archipiélago, pero advierten que en ambos años se incluyeron a las colonias totalmente muertas en pie, lo que impide las comparaciones con los resultados del presente estudio.

En sentido general las mortalidades de corales no incidieron negativamente en los arrecife coralinos del Archipiélago: en la mayoría de las crestas fueron “buenas” o “muy buenas” (sólo en NE-Cy.Ca la mortalidad reciente fue “crítica”) y en todos los arrecifes frontales fueron “muy buenas”. Además, los valores encontrados fueron menores a los reportados por Rey-Villiers *et al.* (2016) para el Archipiélago, y corroboraron la tendencia hacia la disminución observada durante el periodo 2001-2012. Tampoco se detectaron enfermedades microbianas de corales en ninguno de los arrecifes estudiados, lo que también ha ido disminuyendo con el tiempo en el Archipiélago. En el 2001 los porcentajes de corales enfermos fueron bajos en todos los arrecifes del área (Alcolado *et al.*, 2001), y aunque en el 2005 en los frontales se detectó elevada incidencia del síndrome de manchas oscuras en *S. siderea* (Hernández *et al.*, 2011), desde el 2012 no se observa ningún coral enfermo (Rey-Villiers *et al.*, 2016). Algunos autores consideran que la incidencia de enfermedades está disminuyendo debido a que las comunidades de corales están siendo más resistentes a los patógenos y a la colonización de epizoos (Yakob & Mumby, 2011).

Sin embargo, se registraron elevados porcentajes de blanqueamiento tanto en las crestas como en los arrecifes frontales, siendo casi total en la cresta SE-Cy.Br. Esto pudiera

deberse a que el estudio se realizó a finales de septiembre, cuando frecuentemente la temperatura del mar es elevada, lo que fue constatado *in situ*, con promedios de 30,8°C en las crestas y de 30,6°C en los arrecifes frontales (Alburquerque, 2016). Además, al analizar los registros de la NOAA del número de semanas calientes para el Archipiélago desde el 2 de julio y hasta el 29 de octubre de 2015 (<http://www.ospo.noaa.gov/Products/ocean/cb/dhw/2015.html>), se observó que a partir de agosto ocurrió un incremento paulatino de la temperatura del mar. A inicios de agosto de 2015 la temperatura de las aguas del Archipiélago se elevaron un grado por encima del promedio para esta área, situación que se mantuvo entre dos y tres semanas, para luego en septiembre y hasta octubre mantenerse entre cuatro y siete semanas. Aunque la presión térmica es muy elevada y de manera sostenida, el hecho de que predominaron corales pálidos y parcialmente blanqueados sobre los totalmente blanqueados, pudiera significar mayores probabilidades de recuperación y con ello, menores posibilidades de que ocurran mortalidades totales de las colonias por esta causa.

En 2001 se registró muy poco blanqueamiento en el Archipiélago (menor que 1%; Alcolado *et al.*, 2001), a pesar de que los muestreos se realizaron en agosto, cuando la temperatura superficial del mar tiende a ser elevada. Hernández *et al.* (2011) encontraron que en la primera quincena de septiembre de 2005, el 8% de las colonias de las crestas estaban blanqueadas y el 7% en los arrecifes frontales; siendo las especies más afectadas en cada caso: *A. agaricites*, *M. complanata* y *Millepora* sp.; y *A. agaricites* y *O. annularis*. Sin embargo, en octubre de ese mismo año y coincidiendo con las más altas temperaturas, se registraron porcentajes desde moderados (11-30%) hasta muy altos (51-75%; Alcolado, 2007b). Al parecer las elevadas temperaturas del mar del 2005 provocaron eventos masivos de blanqueamientos en todo el Caribe (Wilkinson, 2008; Miller *et al.*, 2009; Bruckner & Hill, 2009), y en Cuba en particular, varió entre el 50% (blanqueamiento fuerte) y el 95% (blanqueamiento casi total; Wilkinson & Souter, 2008).

Es evidente que la detección del blanqueamiento está muy influenciada por la época en que se realicen los estudios y si entre los años difieren los meses donde se producen las altas temperaturas del mar se dificultan las comparaciones. Además, la respuesta de los corales ante estas presiones también depende del número de semanas transcurridas bajo las altas temperaturas, de la nubosidad, de la disponibilidad de alimento, entre otros factores.

La densidad de reclutas media para las crestas (3 colonias/m²) fue “pobre” y en C-Cy.Ca llegó a ser “crítica”; mientras que en los arrecifes frontales (15,4 colonias/m²) calificó como “buena”. En el 2001 en el 50% de las crestas del Archipiélago la densidad de reclutas de coral era nula (Alcolado *et al.*, 2001), y aunque en el 2012 se registró un incremento importante en la mayoría de estas (sobre todo en SE-Cy.Br, E2-Cy.Gr y Cy.An; Rey-Villiers *et al.*, 2016), en el presente estudio ocurrió nuevamente la disminución de los valores. En los arrecifes frontales las condiciones fueron más favorables: en el 2012 se observó un aumento comparado con el 2001 (Rey-Villiers *et al.*, 2016), y estos valores fueron similares a los encontrados en el presente, lo que pudiera indicar cierta estabilidad.

A pesar de que en las crestas existió predominio de las macroalgas costrosas y que esto favorece el reclutamiento coralino, la densidad de reclutas promedio fue “pobre”, lo que pudiera deberse al bajo potencial reproductivo condicionado por las “pobres” densidades

de corales adultos y por la disminución del diámetro máximo de las colonias ocurrida durante el periodo 2001-2015. Sin embargo, en los arrecifes frontales las densidades de reclutas fueron “buenas”, aun cuando las densidades de adultos eran “regulares” y las tallas “críticas”. Definitivamente el reclutamiento coralino es un proceso muy complejo, considerado aún como incomprendido (McManus, 2001) y dependiente de numerosos factores.

Los corales adultos pueden sobrevivir en áreas donde la reproducción está fallando y las larvas son incapaces de fijarse (Richmond, 1997); mientras que en aquellas donde la reproducción es exitosa, este es sólo el primer paso en la repoblación de los corales. El reclutamiento depende de la habilidad de las larvas para identificar un sitio adecuado para que ocurra la implantación y la metamorfosis, lo que frecuentemente está determinado por señales químicas específicas (Pawlik & Hadfield, 1990). El criterio para la clasificación de un sitio incluye tipo de sustrato, movimiento del agua, salinidad, radiación solar adecuada para las zooxantelas, transparencia del agua, deposición limitada de sedimentos, niveles apropiados de pastoreo, en ocasiones ausencia de macroalgas o presencia de especies particulares o de una película biológica de diatomeas y bacterias (Jokiel, 1985; Tomascik & Sander, 1987; Richmond, 1993; Richmond, 1997). Una estructura de coral muerto o de algas calcáreas incrustantes brinda el mejor sustrato para el reclutamiento, pues contribuyen con el asentamiento y el crecimiento de los reclutas de corales y también ayudan a fortalecer el reclutamiento (Buddemeier & Fautin, 1993; Grimsditch & Salm, 2006).

Se ha demostrado que el tamaño de la colonia es determinante en la fecundidad. Entre las colonias de corales de igual tamaño con pólipos pequeños, la edad puede afectar incluso el aporte reproductivo, siendo los corales más viejos los más fecundos (Kojis & Quinn, 1985). Para las formas de pólipos grandes se observó que el tamaño de éstos era más importante que el de la colonia tanto para la madurez como para la fecundidad (Harriott, 1983). Los corales ramificados, incluyendo al género *Acropora*, parecen necesitar al menos dos o tres años para alcanzar la madurez reproductiva y producir los primeros gametos y/o larvas. Los corales masivos, como los del género *Porites*, pueden requerir un periodo más largo para su crecimiento y desarrollo, de entre 4 y 7 años (Rinkevich & Loya, 1979; Szmant-Froelich, 1985; Szmant, 1986; Babcock, 1988). Para las especies que tienen una relación directa entre el tamaño de la colonia y la reproducción, la reducción del crecimiento por estrés puede incluso llevar a la depresión del potencial reproductivo (Richmond, 1997).

En cuanto a la densidad del erizo negro *D. antillarum*, el promedio de las crestas (0,8 individuos/m²) fue “regular” y en los arrecifes frontales con valor nulo fue “crítica”. Según los estudios realizados en el área, en general entre los años 2001 y 2005 las crestas presentan valores bajos (Alcolado *et al.*, 2001; Martín *et al.*, 2010), en 2012 en algunos sitios se observó un aumento: SE-Cy.Br, E2-Cy.Gr, C-Cy.Ca y Cy.An (Rey-Villiers *et al.*, 2016), sin embargo en 2015 se detectó la ocurrencia de una disminución importante. Posiblemente los resultados encontrados en 2012 coincidieron con un evento de reproducción, pero que a juzgar por lo observado posteriormente en 2015 no perduró en el tiempo. Con relación a los arrecifes frontales la situación empeora, puesto que entre 2001 y 2015 los valores reportados han sido muy bajos en algunos sitios y nulos en la mayoría de estos (Alcolado *et al.*, 2001; Martín *et al.*, 2010; Rey-Villiers *et al.*, 2016). En

concordancia con otros estudios realizados en Cuba (Alcolado *et al.*, 2000; Alcolado *et al.*, 2009b; Busutil *et al.*, 2011; Hidalgo *et al.*, 2011; Caballero *et al.*, 2012; Lara *et al.*, 2013; Castellanos *et al.*, 2014), las poblaciones del erizo negro *D. antillarum* continúan estando en una condición desfavorable, evidenciándose una vez más que no han sido capaces de recuperarse luego del evento de mortalidad masiva sufrido en todo el Caribe en 1983-1984 a causa de una enfermedad desconocida (Lessios *et al.*, 1984).

La ausencia de cianobacterias en las crestas arrecifales del área resultó positivo, pero sí se registraron coberturas en los arrecifes frontales, lo que constituye una señal de alarma puesto que este grupo se ha asociado con la eutrofización. Las cianobacterias también pueden provocar mortalidad en los corales, además de que afectan la estética del ecosistema arrecifal y de que se plantea su relación directa con la aparición de enfermedades (Antonius, 1981).

Las especies de macroalgas que se encontraron predominando tanto en las crestas como en los arrecifes frontales se consideran típicas de estos biotopos (Clero *et al.*, 2006; Martín *et al.*, 2011).

En cuanto a la cobertura de macroalgas, el predominio de las costrosas por sobre las calcáreas y las carnosas resultó favorable para las crestas del Archipiélago, considerando que las costrosas brindan el mejor sustrato para el reclutamiento de los corales debido a que contribuyen con el asentamiento y el crecimiento de los reclutas (Buddemeier & Fautin, 1993; Grimsditch & Salm, 2006). De acuerdo a los promedios de costrosas (20,6%) y de carnosas (4,3%) alcanzados en el área, esta presenta condiciones “buenas” y “muy buenas”, respectivamente. Además, existió correspondencia con el predominio en cobertura de especies del grupo de las costrosas (Orden Corallinales, *Peyssonelia* sp.) y de las calcáreas (*Halimeda* sp.). Adicionalmente y según el índice promedio de macroalgas calcáreas (26,9) para las crestas del área, esta se considera “muy buena”. También resultó positivo que dicho índice superó al de las carnosas (9,0), lo que demuestra que estas no sólo no predominaron en cobertura sino que alcanzaron tallas inferiores a las de las macroalgas calcáreas, favoreciéndose el desarrollo del ecosistema arrecifal.

En los arrecifes frontales los resultados fueron un poco diferentes, puesto que prevalecieron las macroalgas carnosas sobre las costrosas y calcáreas. Aun así, el promedio para el área de carnosas (26,1%) y para cada uno de los sitios por separado calificó como “bueno”, aunque atentando contra las costrosas, cuyo promedio (13,2%) indicó condiciones “regulares”. Con relación al análisis de las coberturas por especies, también existieron coincidencias, predominando las carnosas (*Dictyota* sp.) y luego las costrosas (Orden Corallinales). Tampoco los índices de macroalgas fueron tan favorables al compararlos con los de las crestas, pues de acuerdo al promedio del de las carnosas (74,8) el área se encuentra en condiciones “regulares” y en O2-Cy.Gr y E-Cy.Ca en particular llegan a ser “pobres”. Además, el índice promedio de macroalgas calcáreas (23,3) fue inferior, lo que significa que las carnosas dominaron tanto en cobertura como en talla.

Las coincidencias encontradas respecto al predominio de las coberturas por grupos morfofuncionales y por especies, tanto en las crestas como en los arrecifes frontales, se

confirmaron mediante los escalados multidimensionales, los que evidenciaron agrupamientos similares de los sitios.

Al analizar las variaciones temporales, encontramos que en las crestas del Archipiélago entre el 2001 y el 2005 las coberturas de las macroalgas carnosas y de las calcáreas eran menores que las de las costrosas. Lo anterior cambió en 2012, cuando las carnosas comenzaron a dominar sobre las costrosas, aún en aquellos sitios que también experimentaron el aumento de la densidad del erizo negro *D. antillarum*. Las macroalgas calcáreas han tendido a la estabilidad durante el periodo 2001-2012. Los resultados del presente muestran que esta situación se ha revertido, y que por tanto, las crestas están favorecidas por el predominio de las macroalgas costrosas. Si bien aún las costrosas no llegan a los valores registrados en abril de 2005 (43,8%), sí han ido aumentando (2012: 17,5%; 2015: 20,6%). A esto se le suma que las carnosas han disminuido notablemente (2012: 24%; 2015: 4,3%)(Alcolado *et al.*, 2001; Pina *et al.*, 2008; Rey-Villiers *et al.*, 2016).

En cuanto a los arrecifes frontales, durante el periodo 2001-2012 y hasta el presente, se ha mantenido el predominio de las macroalgas carnosas sobre las costrosas y calcáreas, sin embargo, los valores han cambiado. Las carnosas fueron aumentando hasta alcanzar los valores más altos del periodo en enero de 2005 (64,4%), también en aquellos sitios donde aumentaron las densidades del erizo negro *D. antillarum*, y posteriormente fueron disminuyendo (2012: 49%; 2015: 26,1%). Las costrosas y las calcáreas han tenido un comportamiento más inestable (Alcolado *et al.*, 2001; Pina *et al.*, 2008; Rey-Villiers *et al.*, 2016).

Los efectos combinados de la disminución de la cobertura de coral vivo, cambios en la composición de especies de corales y la pérdida de la complejidad estructural influyen negativamente en la abundancia de las asociaciones de peces (Booth & Beretta, 2002; Garpe, Yahya, Lindahl & Öhman, 2006; Cheal, Wilson, Emslie & Dolman, 2008; Munday *et al.*, 2007; Munday, Jones, Pratchett & Williams, 2008; Pratchett *et al.*, 2008), incluso en las áreas marinas protegidas (Hughes *et al.*, 2003; Jones *et al.*, 2004). En los arrecifes muestreados la condición del bentos puede haber influido en la abundancia de las asociaciones de peces.

La mayoría de las crestas tuvieron una baja abundancia de las asociaciones de peces, lo que puede estar relacionado con la condición del bentos. En varios sitios predominaron los peces herbívoros como loros y barberos, mientras que los peces carnívoros (roncos, pargos y meros) presentaron una baja abundancia. La cobertura de coral vivo fue baja (<20%) en la mayoría de las crestas y clasificada entre crítica y regular según la escala de Alcolado y Durán (2011). Además, en los sitios Cy.An, C-Cy.Ca, NE-Cy.Ca, O2-Cy.Gr y SE-Cy.Br la abundancia relativa de *Acropora palmata* fue baja (3,5-32%) y en E2-Cy.Gr no fueron observadas colonias de esta especie, con un predominio de *Porites astreoides*.

La cresta de menor densidad y de biomasa fue E2-Cy.Gr. En este sitio no fueron censadas colonias de *Acropora palmata*, en su lugar dominó *Porites astreoides* con un 48,6%. La cobertura de coral vivo fue baja (4 %) y clasificada como crítica según la escala de Alcolado y Durán (2011). Además, fue el sitio con menor diámetro máximo (20,1 cm) y dimensión máxima de corales (20,1 cm), las que fueron clasificadas como críticas según la escala de Alcolado y Durán (2011), lo que sugiere una menor complejidad estructural.

Estos elementos reflejan una degradación del bentos en este sitio, lo que coincide con la baja abundancia de las asociaciones de peces.

La cresta de Cy.An fue el sitio de mayor densidad y biomasa de peces. En este predominaron los peces herbívoros como loros y barberos, mientras que los peces carnívoros (roncos, pargos y meros) fueron poco abundantes. En general este sitio no presentó buenas condiciones del bentos, con una cobertura de coral baja (2,5%) y clasificada como crítica por la escala de Alcolado y Durán (2011). Además, el diámetro máximo (25,1 cm) y la dimensión máxima (25,1 cm) de corales fueron clasificados como críticos según Alcolado y Durán (2011). Al parecer estas variables del bentos no están relacionadas con la abundancia de la ictiofauna en este caso, aunque no se tiene la medida del relieve, el cual puede influir en la densidad y biomasa de peces (Aburto-Oropeza & Balart, 2000; Cobián *et al.*, 2011). Este sitio en el 2001 presentó un relieve elevado, superior a 1 m (Alcolado *et al.*, 2001).

La densidad y biomasa de peces herbívoros en las crestas fueron altas en los sitios Cy.An, O2-Cy.Gr y SE-Cy.Br. Además, la densidad del erizo negro *Diadema antillarum*, que es otro herbívoro importante en los arrecifes (Steiner & Williams, 2006; Idjadi, Haring & Precht, 2010), fue elevada ($\geq 1,1$ ind/m²) en los sitios C-Cy.Ca, E2-Cy.Gr y O2-Cy.Gr, lo que favoreció la baja cobertura de las macroalgas carnosas en la mayoría de los sitios (<15%). El sitio con mayor abundancia de macroalgas carnosas fue NE-Cy.Ca, lo cual puede deberse a que la densidad y biomasa de peces herbívoros (Tabla 2) y la densidad del erizo negro (0,2 ind/m²; informe del bentos) fueron bajas. Sin embargo, en este sitio la cobertura de macroalgas carnosas (14 %) y el índice de macroalgas carnosas (29,3) aún se mantienen en niveles favorables según la escala de Alcolado y Durán (2011).

La biomasa de peces fue alta en la mayoría de los arrecifes frontales, debido principalmente a la presencia de peces carnívoros como meros, pargos, roncos, pez perro y la picúa, lo que refleja el nivel de protección de estos arrecifes. Sin embargo, la densidad de peces y los puntajes de los indicadores de peces (en un intervalo de 22-27, de un máximo de 45 puntos) fueron bajos en todos los sitios, lo que indicó afectaciones en la abundancia de las asociaciones de peces que pueden estar relacionadas con la condición del bentos. La cobertura de coral vivo fue baja (<20%) en algunos de los arrecifes (E-Cy.Ca, E-Cy.Br, O2-Cy.Gr). En el conjunto de todos los sitios predominaron *Siderastrea siderea*, *Porites astreoides* y *Agaricia agaricites* en comparación con el complejo de especies *O. annularis* y *M. cavernosa*. El diámetro máximo y la dimensión máxima de corales fueron bajos en todos los sitios (≤ 26 cm) y clasificados entre críticos y pobres según la escala de Alcolado y Durán (2011). Esto sugiere que son arrecifes que presentan poca complejidad estructural.

El arrecife frontal de menores biomasa e índice de peces fue el sitio E-Cy.Br, lo cual puede estar relacionado con la condición del bentos. Este arrecife estaba formado en un 68% por las especies de coral *Siderastrea siderea*, *Porites astreoides* y *Agaricia agaricites*, mientras que las especies del complejo *O. annularis* y *M. cavernosa* sólo representaron un 14%. Además, este sitio presentó valores bajos del diámetro máximo (22,3 cm) y la dimensión máxima de corales (22,3 cm), las que fueron clasificadas como críticas según la escala de Alcolado y Durán (2011). Esto sugiere que presenta poca complejidad estructural.

El arrecife frontal de mejor condición de la ictiofauna según el sistema de clasificación y puntajes propuesto por Alcolado y Durán (2011), fue E-Cy.An, debido principalmente a la mayor abundancia de peces herbívoros como los loros y barberos. Sin embargo, los peces carnívoros (roncos, pargos y meros) fueron muy escasos. En este sitio la cobertura de coral vivo (25%) fue elevada y clasificada como buena. Además, el diámetro (26,8 cm), la altura (14,6 cm) y la dimensión máximos (26,8 cm) de corales fueron las mayores en comparación con los otros sitios.

En los arrecifes frontales la densidad y la biomasa de peces herbívoros fueron bajas en la mayoría de los sitios y el erizo negro estuvo ausente en todos. Esto favoreció los elevados valores del índice de macroalgas carnosas en los arrecifes frontales (>41). La cobertura de macroalgas carnosas se mantuvo en niveles favorables en la mayoría de los sitios, con excepción de O2-Cy.Gr (31%), pero los porcentajes fueron mayores que los de las crestas. La escasez de erizos y peces herbívoros como loros y barberos puede afectar la calidad de los arrecifes al posibilitar un crecimiento excesivo de las algas en detrimento de los corales (Jompa & McCook, 2002; Mumby, 2006; Alcolado, 2007d, McField & Kramer, 2007, Cheal *et al.*, 2010; Jackson *et al.*, 2014).

Jardines de la Reina no es una reserva estricta y aún existe alta presión pesquera (Pina, 2008; Pina *et al.*, 2009). La actividad pesquera comercial de peces quedó suspendida en el área comprendida desde cayo Grande hasta cayo Cachiboca (no incluía a cayo Bretón) al establecerse en 1996 una ZBREUP (Resolución 562/1996). Posteriormente fue establecido el Parque Nacional en el 2010 (Acuerdo 6803/2010), el cual tiene mayor extensión e incluye a cayo Bretón, pero no se ha implementado en el plan de manejo del parque la prohibición de la pesca. Sin embargo, en todo Jardines de la Reina, incluida la Reserva Marina, tienen lugar actividades extractivas de peces (Pina, 2008). La más importante por su volumen es la pesca de autoconsumo de los barcos langosteros. La segunda en importancia es la pesca de embarcaciones privadas, actividad legal fuera de la ZBREUP e ilegal o furtiva dentro. Por último, la pesca de autoconsumo de la empresa turística Azulmar, única con permiso para la pesca de peces dentro de la ZBREUP a partir de 1997. Según Pina (2008) y Pina-Amargós *et al.* (2014) los niveles de pesca en Jardines de la Reina no comprometen la efectividad del área protegida comprendida en la ZBREUP, aunque la disminución de las capturas pudiera potenciar los efectos positivos de la misma. No obstante, la pesca que se realiza en esta zona puede haber influido en menor o mayor medida en la abundancia de los peces carnívoros como pargos, meros, pez perro, roncos, picúas y herbívoros como loros y barberos en cada sitio de muestreo.

En Jardines de la Reina las poblaciones de peces de gran tamaño y relativamente poco abundantes como pargos, meros, pez perro y picúas pueden variar significativamente su densidad en la escala de los meses (Pina, 2008, Pina *et al.*, 2014). Estos hechos demuestran la necesidad de replicar adecuadamente las observaciones en el tiempo para arribar a conclusiones robustas (Pina, 2008). Esto también puede haber influido en la abundancia de los peces en los sitios muestreados y destaca la necesidad de realizar otro muestreo en otro periodo del año.

Entre los años 2001 y 2015 la densidad de peces no presentó cambios significativos en el conjunto de crestas y arrecifes frontales. Sin embargo, la biomasa de peces aumentó en los arrecifes frontales, posiblemente debido a la protección del área. En general no hubo una variación significativa de la abundancia de la ictiofauna en la mayoría de las

crestas y arrecifes frontales entre el 2001 y el 2015. Esto sugiere que en la mayoría de los sitios las asociaciones de peces no han tenido grandes variaciones en su abundancia entre estos años, a pesar de la protección del área, lo que puede estar relacionado con la condición del bentos de cada sitio. También pueden haber influido otros factores como la pesca y las posibles variaciones temporales en la abundancia de la ictiofauna. No obstante, hay que destacar que en algunos sitios fueron abundantes los peces herbívoros y en otros los peces carnívoros.

La densidad de peces promedio en las crestas de Jardines de la Reina fue mayor que en las crestas del archipiélago Sabana-Camagüey, parecida a la del golfo de Cazones en el 2001 y menor que en golfo de Cazones en el 2015 (Fig. 91). La biomasa de peces promedio en las crestas de Jardines de la Reina fue mayor que en las crestas del archipiélago Sabana-Camagüey y menor que en el golfo de Cazones en el 2015 (Fig. 92).

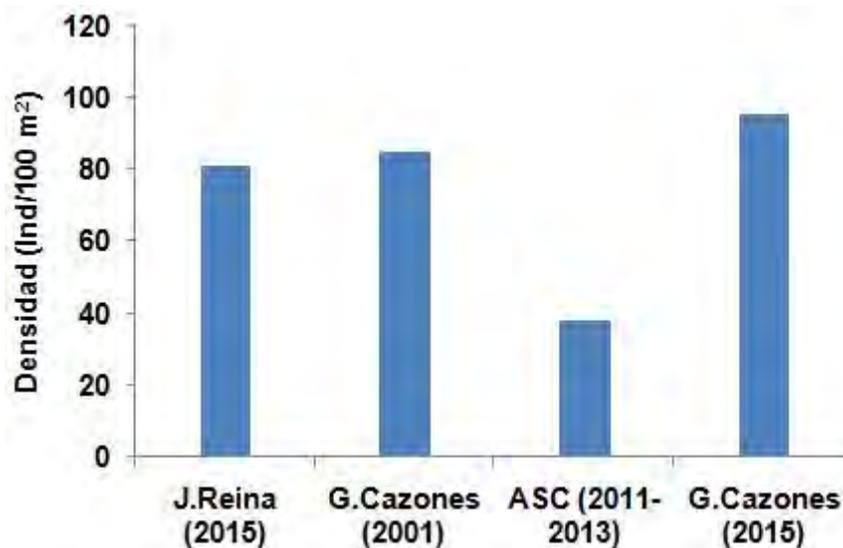


Figura 91. Densidad de peces promedio en crestas de varias zonas de Cuba. G.Cazones (2001): golfo de Cazones (García-Rodríguez, García-Fernández, Rodríguez-Machado & Chevalier, 2016), ASC (2011-2013): archipiélago Sabana-Camagüey (Castellanos *et al.*, 2014), G.Cazones (2015): golfo de Cazones (presente estudio).

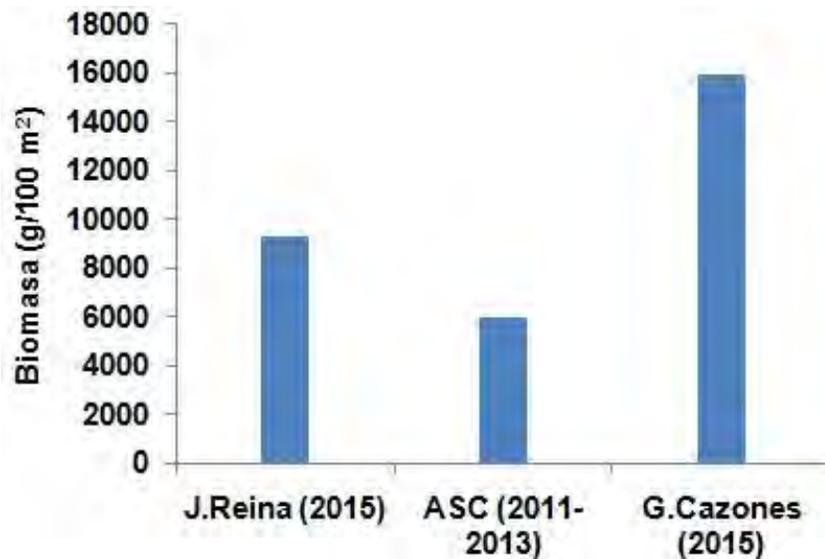


Figura 924. Biomasa de peces promedio en crestas de varias zonas de Cuba. ASC (2011-2013): archipiélago Sabana-Camagüey (Castellanos *et al.*, 2014), G.Cazones (2015): golfo de Cazones (informe de peces del golfo de Cazones en este estudio).

La densidad de peces promedio en los arrecifes frontales de Jardines de la Reina fue parecida a la observada en los arrecifes de Santa Lucía (Camagüey) y el Golfo de Cazones en el 2015 y mayor en las otras zonas (Fig. 93). La biomasa de peces promedio fue mayor que en varias zonas de Cuba (Fig. 94), lo que puede estar determinado por la protección de la pesca que existe en Jardines de la Reina.

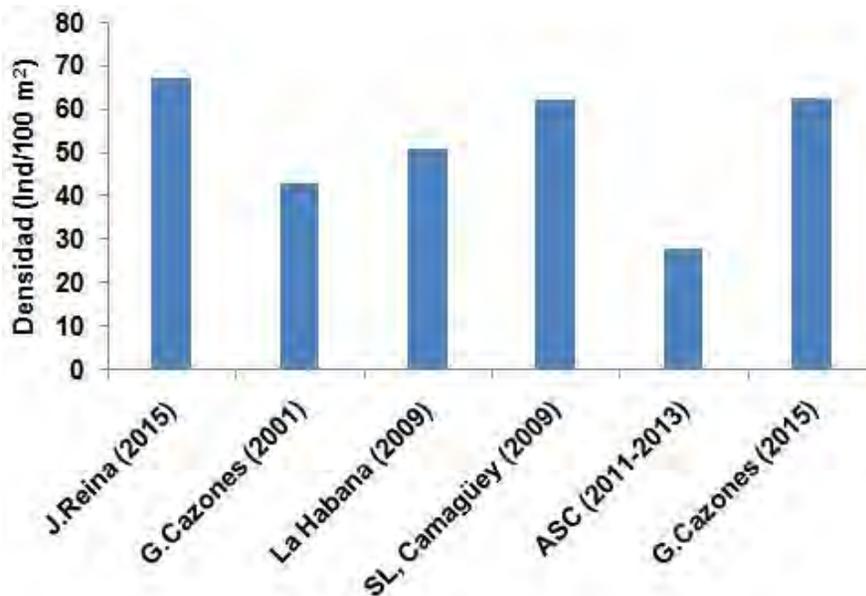


Figura 93. Densidad de peces promedio en arrecifes frontales de varias zonas de Cuba. G.Cazones (2001): golfo de Cazones (García-Rodríguez *et al.*, 2016), La Habana (2009): litoral de la Habana (García-Rodríguez, Lara & González, 2012), ASC (2011-2013): archipiélago Sabana-Camagüey (Castellanos *et al.*, 2014), SL, Camagüey: Santa Lucía,

Camagüey (Alcolado *et al.*, 2009), G.Cazones (2015): golfo de Cazones (presente estudio).

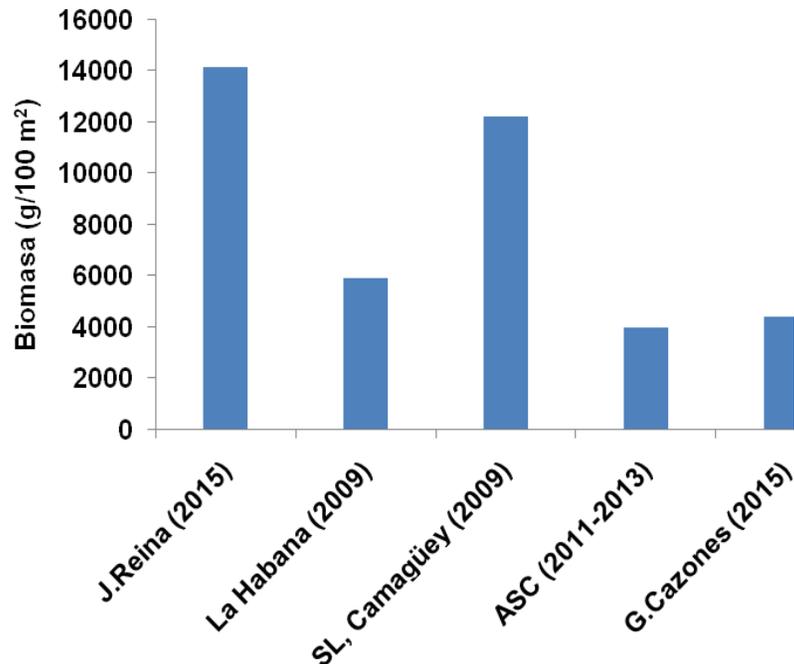


Figura 94. Biomasa de peces promedio en arrecifes frontales de varias zonas de Cuba. La Habana (2009): litoral de la Habana (García-Rodríguez *et al.*, 2012), ASC (2011-2013): archipiélago Sabana-Camagüey (Castellanos *et al.*, 2014), SL, Camagüey: Santa Lucía, Camagüey (Alcolado *et al.*, 2009), G.Cazones (2015): golfo de Cazones (informe de peces del golfo de Cazones en este estudio).

La abundancia del pez león en la zona de muestro fue baja debido a que solo fueron observados dos individuos de pez león en el arrecife profundo de O2-Cy.Gr. La densidad y la biomasa del pez león promedios en este sitio fueron menores que las reportadas por Chevalier *et al.* (2013) en sitios de buceo de Jardines de la Reina (Figs. 95 y 96).

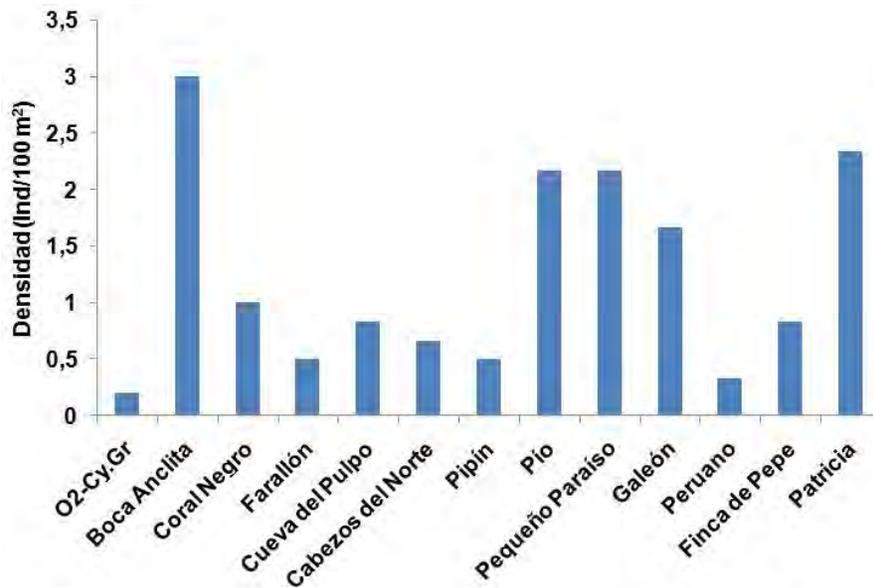


Figura 95. Densidad promedio del pez león en arrecifes del archipiélago Jardines de la Reina. Fuente de los datos: Chevalier *et al.* (2013). O2-Cy.Gr: Oeste 2 de cayo Grande.

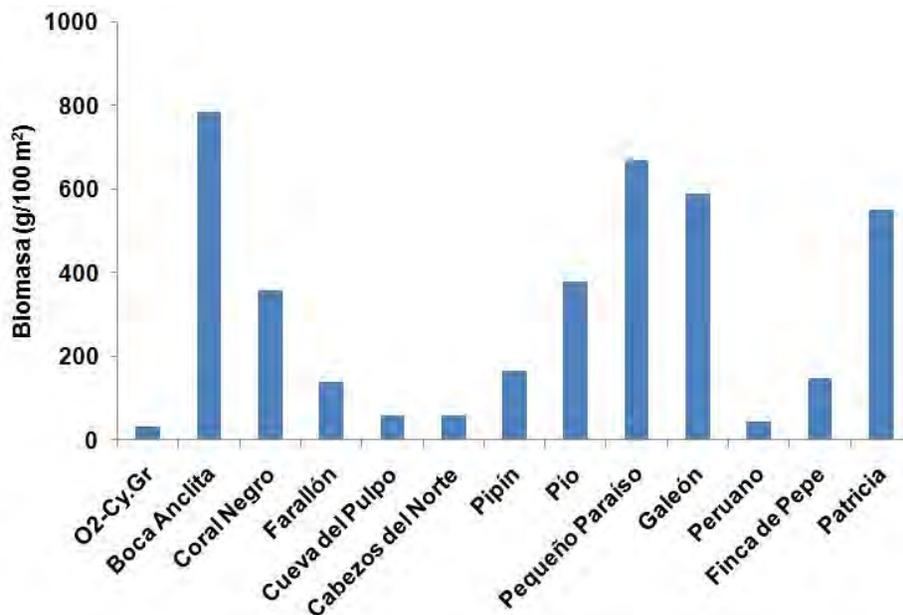


Figura 96. Biomasa promedio del pez león en arrecifes del archipiélago Jardines de la Reina. Fuente de los datos: Chevalier *et al.* (2013). O2-Cy.Gr: Oeste 2 de cayo Grande.

En general, las condiciones más favorables encontradas en 2015 en las crestas (predominio de macroalgas costrosas sobre carnosas) al compararlas con los arrecifes frontales (predominio de macroalgas carnosas sobre costrosas) pudieran deberse a: la existencia de erizos negros *D. antillarum* (aunque con densidades “regulares”); y al predominio de peces herbívoros (aunque con densidades y biomazas bajas). Aun así, hay que considerar que:

- las asociaciones de peces presentan una mala condición en ambos biotopos y que estas no han tenido grandes variaciones entre los años 2001 y 2015, a pesar de la protección que se ha realizado en el área;

- históricamente los incrementos en las densidades del erizo negro *D. antillarum* no se han correspondido con las disminuciones en las coberturas de macroalgas carnosas; y

- hay muchos otros factores que condicionan el desarrollo de estas macroalgas: ciclos de vida, estacionalidad, nutrientes, luz solar, temperatura, entre otros.

Aunque el aplicar para cada sitio el sistema de clasificación y puntajes de los indicadores bentónicos y de las asociaciones de peces, propuesto por Alcolado & Durán (2011), permitió dilucidar que comparativamente la mejor cresta correspondió a O2-Cy.Gr y que el mejor arrecife frontal fue el de E-Cy.An, las puntuaciones alcanzadas se alejaron de los valores ideales. En las crestas, los dos sitios con las peores condiciones (E2-Cy.Gr y NE-Cy.Ca) obtuvieron puntuaciones (56 puntos) comprendidas entre los percentiles 25 y 50 de la puntuación ideal (115 puntos); mientras que las crestas restantes, incluida la de mejor puntuación (O2-Cy.Gr con 82 puntos), estuvieron entre los percentiles 50 y 75. En cuanto a los arrecifes frontales las condiciones fueron más homogéneas, pues todas las puntuaciones alcanzadas, tanto la del mejor sitio (E-Cy.An con 76 puntos) como la del peor (E-Cy.Br con 65 puntos), estuvieron comprendidas entre los percentiles 50 y 75 de la puntuación ideal (115 puntos).

CONCLUSIONES

Calidad del agua de los arrecifes coralinos del golfo de Cazones y del archipiélago Jardines de la Reina

1. En general, los arrecifes del golfo de Cazones y de Jardines de la Reina se encuentran bajo condiciones de estrés ambiental al presentar elevadas temperaturas de las aguas y una tendencia a la eutrofización por enriquecimiento de materia orgánica y amonio.
2. Las aguas en los arrecifes del golfo de Cazones y Jardines de la Reina, en general, clasifican de mesotróficas a eutróficas de acuerdo a los indicadores microbiológicos y fitoplanctónicos, lo que refleja condiciones de nutricación relacionadas con la descomposición de la materia orgánica generada por el propio ecosistema debido al deterioro de sus condiciones ambientales.
3. Los arrecifes más vulnerables al deterioro ambiental, tomando en consideración los indicadores químicos, microbiológicos y fitoplanctónicos de calidad de las aguas en el golfo de Cazones son SE-Cy.DP2, SE-Cy.DP1 y S-EC (Nirvana) y en el archipiélago Jardines de la Reina el E2-Cy.Gr, O2-Cy.Gr, C-Cy.Ca, E-Cy.Ca, NE-Cy.Ca y Cy.An, al presentar elevadas concentraciones de materia orgánica (DQO), un enriquecimiento en amonio, fosfatos y fósforo total con condiciones extremas de desequilibrio en la disponibilidad de nitrógeno y/o fósforo; así como un mayor número de organismos fitoplanctónicos potencialmente nocivos, elevadas concentraciones

de bacterias heterótrofas, de sulfato-reductoras, de *Vibrio* y de cianobacterias planctónicas.

Comunidades bentónicas y de peces de los arrecifes coralinos del golfo de Cazones y del archipiélago Jardines de la Reina

1. Los arrecifes coralinos del golfo de Cazones y del archipiélago Jardines de la Reina se han deteriorado durante el periodo 2001-2015, disminuyendo la cobertura viva de coral y el diámetro máximo de las colonias, además de que predominan especies no típicas, más resistentes pero menos funcionales para el ecosistema.
2. Durante el periodo 2001-2015 se incrementó el blanqueamiento de los corales provocado por las altas temperaturas, lo que constituye una consecuencia evidente del cambio climático; sin embargo durante este periodo las mortalidades de corales y las enfermedades microbianas no incidieron significativamente en los arrecifes coralinos del Golfo ni del Archipiélago, corroborándose la tendencia que existe hacia la disminución de estos eventos.
3. La abundancia del erizo negro *D. antillarum* aumentó durante el período 2001-2015 sólo en las crestas arrecifales ubicadas más hacia el norte del golfo de Cazones (S-EC, SE-Cy.DP2 y SE-Cy.DP1), lo que sugiere que en sentido general, sus poblaciones no han sido capaces de recuperarse del evento de mortalidad masiva acontecido en todo el Caribe en 1983-1984.
4. No se encontró correspondencia entre el predominio de las macroalgas costrosas y el reclutamiento coralino.
5. En los sitios arrecifales del golfo de Cazones y del archipiélago Jardines de la Reina, las asociaciones de peces se encuentran en mala condición, y en la mayoría de sus arrecifes no han ocurrido grandes variaciones de la abundancia entre el 2001 y el 2015, lo que puede estar relacionado con las condiciones desfavorables del bentos y con el insuficiente cumplimiento de las leyes prohibitivas de la pesca de ambas regiones.
6. El pez león no es abundante en los arrecifes coralinos estudiados del Golfo y del Archipiélago, por lo que aún no existe evidencia de que ejerza una presión negativa sobre las asociaciones de peces de ambas regiones.

7. A partir de los indicadores de condición del bentos y de las asociaciones de peces todos los arrecifes coralinos del Golfo y del Archipiélago se alejaron de las condiciones óptimas. Los de Cazonos mostraron condiciones similares, siendo SE-Cy.DP2 la mejor cresta y Cy.BI el mejor frontal; mientras que en Jardines de la Reina presentaron un mejor de conservación, la cresta de O2-Cy.Gr y el frontal del sitio E-Cy.An.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Aburto-Oropeza, O. & Balart, F. E. (2001). Community structure of reef fish in several habitats of a rocky reef in the Gulf of California. *Mar. Ecol.*, 22(4), 283-305.
- 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>
- Albins, M. A. (2013). Effects of invasive Pacific red lionfish *Pterois volitans* versus a native predator on Bahamian coral-reef fish communities. *Biol Invasions*, 15, 29–43.
- Albins, M. A. (2015). Invasive Pacific lionfish *Pterois volitans* reduce abundance and species richness of native Bahamian coral-reef fishes. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 522, 231–243.
- Alburquerque, O. (2016). Caracterización físico-química de los arrecifes coralinos del archipiélago Jardines de la Reina. Informe Final de Proyecto. Instituto de Oceanología. 12 pp.
- 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. (2007d). Diversidad ecológica. Diversidad, utilidad y estado de conservación de los biotopos marinos. En R. Claro (ed.), *La Biodiversidad marina de Cuba* (CD-ROM, pp. 13-59). La Habana: Instituto de Oceanología y Ministerio de Ciencia, Tecnología y Medio Ambiente.
- 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. & 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. & Martínez-Daranas, B. (1998). Análisis Ambiental del Medio Marino Costero. Informe Final. Archivo Científico del IDO.
- Alcolado, P. M. & Rey-Villiers, N. (2016). Reporte de blanqueamiento de corales del año 2015 en Cuba. Red de Monitoreo Voluntario de Alerta Temprana de Arrecifes Coralinos. Proyecto PNUD/GEF Sabana-Camagüey. www.proyesc.cu.
- 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. 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., Claro-Madruga, R., Martínez-Daranas, B., Menéndez-Macía, G., García-Parrado, P., Cantelar, K., Hernández, M. & del Valle, R. (2001). Evaluación ecológica de los arrecifes coralinos del oeste de Cayo Largo del Sur, Cuba: 1998–1999. *Bol. Invest. Mar. Cost.*, 30, 109–132.
- 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. M., Ginsburg, R., Lang, J. C., Kramer, P. A., Marks, K., Rodríguez, E. A., . . . Hernández, J. I. (2001). 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. 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, B., Caballero, H., Hidalgo, G., Busutil, L., Durán, A. & Lake, J. J. (2009). Informe final de Biología Marina para la 1ra. Etapa del Proyecto: Gestión ambiental de la zona costera como contribución a la sostenibilidad del desarrollo turístico en Santa Lucía, Camagüey. Archivo Científico del Instituto de Oceanología, CITMA, La Habana. 22 pp.
- Alcolado, P. M., Morgan, I. E., Kramer, P. A., Ginsburg, R. N., Blanchon, P., de la Guardia, E., Kosminin, V., González-Ferrer, S. & Hernández, M. (2010). Condition of remote reefs of southwest Cuba. *Ciencias Marinas*, 36(2), 179–197.
- Alcolado, P., Claro, R., Martínez-Daranas, B., Menéndez-Macías, G., García-Parrado, P., García, T., Cantelar, K., ... & García-Díaz, T. (2000). Evaluación general del estado ecológico de los arrecifes de Cuba y monitoreo de la estación regional cubana de CARICOMP. Informe Final de Proyecto. Instituto de Oceanología. 66 pp.
- Alcolado, P., Guardia, E., González, S., Hernández, M., Ginsburg, R., Kramer, P., . . . Kosminin, V. (2001). 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., 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., 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.
- Alcolado, P.; R. Claro-Madruga; B. Martínez-Daranas; G. Menéndez-Macías; P. García-Parrado; E. Perigó; K. Cantelar; M. E. Miravet; G. M. Lugiyo; R. del Valle; N. Melo; J. F. Montalvo; D. Enríquez (1999): Evaluación diagnóstica preliminar de los arrecifes coralinos del oeste de Cayo Largo del Sur: 1998-1999. Informe final. Archivo Científico. Instituto de Oceanología. 51 pp.
- 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>.
- Anderson, D. M. Glibert, P. M y J. M. Burkholder (2002). Harmful algal blooms and eutrophication: Nutrients sources, composition and consequences. *Estuaries*. 25:707-726.
- Anderson, M. J. & Millar, R. B. (2004). Spatial variation and effects of habitat on temperate reef fish assemblages in northeastern New Zealand. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 305, 191–221.
- Anderson, M. J., Gorley, R. N. & Clarke, K. R. (2008). PERMANOVA + for PRIMER: Guide to Software and Statistical Methods. PRIMER-E: Plymouth, UK.
- Antonius, A. (1981). Coral Reef Pathology: A review. Proceedings of the Fourth International Coral Reef Symposium, Manila, vol. 2, 3-6.
- APHA. (Ed.) (2012). Standard Methods for the Analysis of Water and Wastewater. In American Public Health Association, A. W. W. A., and Water Environment Federation, p 112.

- Appeldoorn, R. S. & Lindeman, K. C. (2003). A Caribbean-wide survey of marine reserves: spatial coverage and attributes of effectiveness. *Gulf. Caribb. Res.*, 14(2), 139-154.
- Aronson, R. B. & Precht, W. F. (2001). White-band disease and the changing face of Caribbean coral reefs. *Hydrobiologia*, 460, 25-38.
- Arriaza L., Milian, D. E., Romero, P., Simanca, J., Ramírez, O., Rodas, L., Lorenzo, S. L. & Martínez, M. (2007). Metodología para la estimación del comportamiento de las corrientes marinas en Cuba. Casos de estudio: aguas oceánicas adyacentes a Cuba y bahía de Santiago de Cuba. III Conferencia Científica de la Universidad de las Ciencias Informáticas, CD-R de UCIENCIA 2007, Archivo científico de la UCI, ISBN 978-959-286-005.
- Arriaza, L., Hernández, M., Lorenzo, S., Olivera, J., Rodas, L., Montesino, D., ... Navarro-Padrón, J. (2012). Modelación numérica de corrientes marinas alrededor del occidente de Cuba. *Serie Oceanológica*, 10, 11-22.
- Ateweberhan, M., Feary, D. A., Keshavmurthy, S., Chen, A., Schleyer, M. H. & Sheppard, C. R. C. (2013). Climate change impacts on coral reefs: Synergies with local effects, possibilities for acclimation, and management implications. *Marine Pollution Bulletin*, 74, 526–539.
- Azzurro, E., Matiddi, M., Fanelli, E., Guidetti, P., Scarpato, A. M. G. & Axiak, V. (2010). Sewage pollution impact on Mediterranean rocky-reef fish assemblages. *Mar. Environ. Res.*, doi:10.1016/j.marenvres.2010.01.006.
- Babcock, R. C. (1988). Fine-scale spatial and temporal patterns in coral settlement. *Proc. 6th Internat. Coral Reef Symp.*, Townsville, 2, 635-639.
- Bak, R.P.M. & Steward-van, E. (1980). Regeneration of supericial damage in the scleraactinian corals *Agaricia garicites* and *Porites astreoides*. *Bull. Mar. Sci.*, 30, 883-887.
- Bak, R.P.M., Brouns, J.J.W.M. and Heys, F.M.L. (1977). Regeneration and aspects of spatial competition in the scleractinian corals *Agaricia agaricites* and *Montastraea annularis*. *Proc. 3th Int. Sym. Coral Reefs*, 1, 143-148.
- Barron C., N. Marbà, C.M. Duarte, M.F. Pedersen, C. Lindblat, K. Kersting, F. Moy y T. Bokn. (2003). High organic carbon export precludes eutrophication responses in experimental rocky shore communities. *Ecosystems*. 6: 144-153.
- 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.
- Bell, P.R. (1992). Small scale and large scale eutrophication of coral reef regions-examples in the Great Barrier Reef (GBR) and Caribbean. En: R.H. Richmond (Ed). *Proceeding of seventh International Coral Reef Symposium, Guam*. Vol 1, University of Guam. Press, Mongilao. 344p.
- Beltrán-Torres, A. U. y J. P. Carricart-Ganivet (1999): Lista revisada y clave para los corales pétreos zooxantelados (Hidrozoa: Milleporina; Anthozoa: Scleractinia) del Atlántico mexicano. *Rev. Biol. Trop.*, 47(4): 813-829
- Blázquez, L., y Romeu, E. (1982). Contribución al estudio de la circulación general en el golfo de Batabanó. *Rep. Invest. Inst. Oceanol.*, 1, 1-33.
- Bonilla, S. (Ed). (2009). *Cianobacterias planctónicas del Uruguay. Manual para la identificación y medidas de gestión*. Uruguay: Programa Hidrológico Internacional. ISBN 978-92-9089-138-3 Documento Técnico PHI N° 16.104 pp.

- Bonilla, S. y D. Conde. (2000). El Fitoplancton como descriptor sensible de cambios ambientales en las lagunas costeras de la reserva Bañador del este. *Probides/UNESCO.No.31:63-70*
- Booth, D. J. & Beretta, G. A. (2002). Changes in a fish assemblage after a coral bleaching event. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 45, 205-212.
- Borrero, N., L. López-Baluja y G. Popowski. (1984). Distribución del fitoplancton en la región SE de la plataforma de Cuba. *Rep. Invest. Inst. Oceanol. Acad. Cienc. Cuba* 27: 1-29.
- Bourne, D.G. & Munn, C.B. (2005). Diversity of bacteria associated with the coral *Pocilloporadamicornis* from the Great Barrier Reef. *Environ Microbiol* 7: 1162–1174.
- Brocke, H, J., Wenzhoefer, F., De Beer, D. Mueller, B., Van Duyl, F. C. & Nugues, M. M. (2015). High dissolved organic carbon release by benthic cyanobacterial mats in a Caribbean reef ecosystem. *Scientific Reports*, Nature Publishing Group, 5 pp8852. <10.1038/srep08852>. <hal-01136526>
- Broitman, B.R., S.A. Navarrete, F. Smith, y S.D. Gaines. (2001). Geographic variation of southeastern Pacific intertidal communities. *Marine Ecology Progress Series* 224 :21–34.
- Bruckner, A. W. & Hill, R. L. (2009). Ten years of change to coral communities off Mona and Desecho Islands, Puerto Rico, from disease and bleaching. *Dis. Aquat. Org.*, 87, 19-31.
- Budd, A. F., Fukami, H., Smith, N. D. & Knowlton, N. (2012). Taxonomic classification of the reef coral family Mussidae (Cnidaria: Anthozoa: Scleractinia). *Zool. J. Linn. Soc.*, 166, 465-529.
- Buddemeier, R. W. & Fautin, D. G. (1993). Coral bleaching as an adaptive mechanism-A testable hypothesis. *BioScience*, 43, 320-326.
- Burke, L. & Maidens, J. (2004). *Reefs at Risk in the Caribbean*. World Resources Institute (WRI), Washington DC. <http://www.wri.org/publication/reefs-risk-caribbean>.
- Bustamante, R.H., y G. M. Branch. (1996). The dependence of intertidal consumers on kelp-derived organic matter on the west coast of South Africa. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 196 :1–28.
- Bustamante, R.H., G.M. Branch, y S. Eekhout. (1995). Maintenance of an exceptional grazer biomass in South: subsidy by subtidal kelps. *Ecology* 76:2314–2329.
- Busutil, L., Caballero, H., Hidalgo, G., Alcolado-Prieto, P., Alcolado, P. M. & Martínez-Daranas, B. (2011). Condición del bentos de los arrecifes coralinos de Santa Lucía (nordeste de Cuba) antes y después del paso del huracán Ike. *Serie Oceanológica*, 8: 30-42.
- Caballero, H. & Perera, S. (2014). Resultados del Programa de arrecifes coralinos. Bentos. (Capítulo de Libro, En: Estado actual de la biodiversidad marina y costera en la región de los archipiélagos del sur de Cuba. Hernández-Avila (Cp), Centro Nacional de Areas Protegidas. La Habana. Cuba. Impresos Dominicana. 19-32.
- Caballero, H., Alcolado, P., Rey-Villiers, N., Perera, S. y González, J. (2016). Coral communities condition in varying wave exposure: the gulf of Czones, Cuba. *Rev. Biol. Trop.* Vol. 64 (1): 95-109.
- 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. 63 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., González-Ferrer, S., Cobián, D., Álvarez, S. y Alcolado-Prieto, A. (2007). Evaluación AGRRA del bentos en diez sitios de buceo de "María la Gorda", Bahía de Corrientes, Cuba. *Rev. Invest. Mar.*, 28(2), 131-138.
- Carballo, J. L., Bautista, E., Nava, H., Cruz-Barraza, J. A., y Chávez, J. A. (2013). Boring sponges, an increasing threat for coral reefs affected by bleaching events. *Ecology and Evolution* (4), 872–886.
- Carballo, J. L., Bautista-Guerrero, E., Nava, H., y Cruz, J. A. (2010): Cambio climático y ecosistemas costeros. Bases fundamentales para la conservación de los arrecifes de coral del pacífico este. En: Hernández-Zanuy, A. & Alcolado, P. M. (Eds). La biodiversidad en ecosistemas marinos y costeros del litoral de Iberoamérica y el cambio climático: I. Memorias del Primer Taller de la RED CYTED BIODIVMAR. La Habana, Julio 2010.
- CARICOMP (2000). Status and temporal trends at CARICOMP coral reef sites. Trabajo presentado en el 9th Int. Coral Reef Symp., Junio, Panamá.
- Carmouzee, P. 1994. O metabolismo do ecosistemas aquáticos. Fundamentos teóricos. Métodos de estudios e análisis químicos. Editora FAPESP: 251 p.
- Castellanos, S., García-Rodríguez, A., Rey-Villiers, N., Busutil, L., Alcolado-Prieto, P. Semidey, A., ... & Alcolado, P. M. (2014). Condición de los arrecifes coralinos del archipiélago Sabana-Camagüey. Períodos 2001-2003 y 2011-2013. Informe Final de Proyecto. Instituto de Oceanología. 82 pp.
- CBD: Secretaría del Convenio sobre la Diversidad Biológica (2014). Perspectiva Mundial sobre la Diversidad Biológica 4. Montreal, 155 pp. www.cbd.int/GBO4.
- Centro Nacional de Áreas Protegidas (2013). Plan del Sistema Nacional de Áreas Protegidas 2014-2020, Ministerio de Ciencias Tecnología y Medio Ambiente. La Habana, Cuba. 366 pp.
- Cheal, J. A., Aaron-MacNeil, M., Cripps, E., Emslie, J. M., Jonker, M., Schaffelke, B., & Sweatman, H. (2010). Coral–macroalgal phase shifts or reef resilience. links with diversity and functional roles of herbivorous fishes on the Great Barrier Reef. *Coral Reefs*, 29, 1005– 1015.
- Chevalier, P. P., Corrada, R. I., Fernández, A., Cabrera, E., Caballero, H., Montes, M.E.,....., García-Rodríguez, A. (2013). Estudio preliminar de la presencia del pez león (Teleostei: Scorpaenidae: *Pterois* sp.) en aguas cubanas. Informe final de proyecto. Acuario Nacional de Cuba.
- Chiappone, M. (2001). Coral Reef Conservation in Marine Protected Areas: A Case Study of Parque Nacional del Este, Dominican Republic. 104 pp.
- Chimetto, L.A., Brocchi, M., Thompson, C.C., Martins,R.C.R., Ramos, H.R. & Thompson, F.L. (2008).Vibrios dominate as culturable nitrogen fixing bacteria of theBrazilian coral *Mussismiliahispid*a. *SystAppMicrobiol* 31: 312–319.
- Chollett, I., y Mumby, P. J. (2013). Reefs of last resort: Location and assessing thermal refugia in the wider Caribbean. *Biological Conservation*, 167, 179-186.
- CITMA (2014). V Informe Nacional de Cuba a la CBD. 271 pp. www.cdb.int. Cu-nr-05-es.pdf.

- Clarke, K. R. y Green, R. H. (1988). Statistical design and analysis for a 'biological effects' study. *Marine Ecology Progress Series*, 46: 213-226.
- Claro, R. (2007). IV. Productos y servicios de la diversidad biológica. Pesca y maricultura. En: R. Claro (ed.), *La Biodiversidad marina de Cuba (170-190)*. (CD-ROM). La Habana, Cuba: Instituto de Oceanología, Ministerio de Ciencia, Tecnología y Medio Ambiente, ISBN: 978-959-298-001-3.
- Claro, R., Baisre, J. A., Lindeman, K. C. & García-Arteaga, J. P. (2001). Cuban fisheries: historical trends and current status. En: R. Claro, K. C. Lindeman & L. R. Parenti (Eds.), *Ecology of the Marine Fishes of Cuba* (pp. 194-216). Washington and London: Smithsonian Institution Press.
- Claro, R., Cantelar, K., Pina-Amargós, F. & García-Arteaga, J. P. (2007). Cambios en las comunidades de peces de los arrecifes coralinos del archipiélago Sabana-Camagüey, Cuba. *Rev. Biol. Trop.*, 55(2), 537-547.
- Claro, R., García-Arteaga, J., Pina-Amargós, F., Cantelar, K., Lara, A., & García-Rodríguez, A. (2014). Laberinto de Doce Leguas, Archipiélago Jardines de la Reina. En: R. Claro (Ed.), *Una línea base para el monitoreo de los peces arrecifales en Cuba (109-143)*. La Habana, Cuba: Instituto de Oceanología, CITMA, ISBN 978-959-298-032-7. En línea: <http://www.redciencia.cu/>.
- Claro, R., García-Arteaga, J., Valdés-Muñoz, E & Sierra, L. (1990). Características de las asociaciones de peces en los arrecifes del Golfo de Batabanó. En: R. Claro (ed.), *Asociaciones de peces en el Golfo de Batabanó* (pp. 1-49). La Habana: Editorial Academia.
- Clero, L., Pina-Amargós, F., Hernández-Fernández, L., Martín-Blanco, F., Zúñiga, D., Cowling, S., Brady, A. K. & Caldwell, S. (2006). Biota acuática del norte de la provincia Ciego de Ávila. En: *Ecosistemas costeros: biodiversidad y gestión de recursos naturales* (pp. 182-207). Compilación por el XV Aniversario del CIEC. Sección II. Ecosistema Jardines de la Reina. CIEC. Editorial CUJAE. ISBN: 959-261-254-4.
- Cobián, D., Chevalier, P., Schmitter-Soto, J., Corrada, R., Salvat, H., Cabrera, E.,..... Perera, S. (2016). Density, size, biomass, and diet of lionfish in Guanahacabibes National Park, western Cuba. *Aquat. Biol.*, 24, 219-226.
- Cobián, R. D., Claro, M. R, Chevalier, P., Perera, V. S. & Caballero, H. (2011). Estructura de las asociaciones de peces en los arrecifes coralinos del Parque Nacional Guanahacabibes, Cuba. *Rev. Mar. Cost.*, 3, 153-169.
- Collado-Vides, L., Mazzei, V., Thyberg, T. y Lirman, D. (2011). Spatio-temporal patterns and nutrient status of macroalgae in a strongly managed region of Biscayne Bay, Florida, USA. *Botanica Marina*, 54: 377-390.
- Connolly, S.R., B.A. Menge, y J. Roughgarden. (2001). A latitudinal gradient in recruitment of intertidal invertebrates in the northeast Pacific Ocean. *Ecology* 82:1799-1813.
- Conservation International (2008). *Economic Values of Coral Reefs, Mangroves and Seagrasses. A Global Compilation*. Center for Applied Biodiversity Science. Conservation International, Arlington, VA. USA. *Coral Reefs*. 25: 441- 450.
- Corredor, J. E., R. W., Twilley, R. R. & Morell, J. M. (1999). Nitrogen cycling and anthropogenic impact in the tropical interamerican seas. *Biogeochemistry*. 46,163-178
- Cortés, J. & M. J. Risk. (1985). A reef under siltation stress: Cahuita, Costa Rica. *Bull. Mar. Sci.* 36: 339-356.

- Dame, E. A. (2008). Assessing the effect of artificial habitat structure on translocation of the long-spined sea urchin, *Diadema antillarum*, in Curaçao (Netherlands Antilles). *Bulletin of Marine Science*, 82(2), 247–254.
- De la Lanza, G. y A. Rodríguez (1992). Nutrient exchange between subtropical lagoons and the marine environment. *Estuaries*. 16(2):273-279.
- De la Lanza, G.; S. Hernández y J. L. Carvajal (2000). Organismos indicadores de la calidad del agua y de la contaminación (bioindicadores). Ed: Plaza y Valdés, S. A. de C. V., p. 458.
- Delesalle, B. y A. Soumia (1992). Residence time and phytoplankton biomass in coral reef waters. *Proceedings of the Seventh international coral reef Symposium Guaum.* (1): 402-405.
- Delgado, G. & Nodar, R. (1989). Variaciones estacionales del fitoplancton en la región suroriental de la plataforma S de Cuba (Zona A). *Rev. Inv. Pesq.* 14 (1- 4): 48-72.
- Dobal, V., Loza, S. y Lugioyo, G.M. (2011). Potencialidades de las cianobacterias planctónicas como bioindicadores de estrés ambiental en ecosistemas costeros Serie Oceanológica. No. 9, ISSN 2072-800x.
- Domis, L. N. S., Mooij, W. M. & Huisman, J. (2007). Climate-induced shifts in an experimental phytoplankton community: a mechanistic approach. *Hydrobiologia*, 584, 403-413.
- Done, T. J. (1992). Phase shifts in coral reef communities and their ecological significance. *Hydrobiologia*, 247, 121-132.
- Donner, S. D., Knutson, T. R., y Oppenheimer, M. (2007). Model-based assessment of the role of human-induced climate change in the 2005 Caribbean coral bleaching event. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 104(13), 5483-5488.
- Duarte, C., S. Alonso., G. Benito., J. Dachs., C. Montes., M. Pardo., A. F. Rios., R. Simó. y F. Valladares. (2006). Cambio global: Impacto de la actividad humana sobre el sistema tierra. Consejo Superior de Investigaciones Científicas. Colección Divulgación. Madrid. 166 p.
- Eakin, C. M., Kleipas, J., y Hoegh-Guldberg, O. (2008). Global Climate Change and Coral Reefs: Rising Temperatures, Acidification and the Need for Resilient Reefs. Pp. 29-34. En: Clive. Wilkinson (Ed.) *Status of the Coral Reefs of the World: 2008.* Global Coral Reef Monitoring Network and Reef and Rainforest Research Centre, Townsville, Australia.
- Eakin, C. M., Morgan, J. A., Heron, S. F., Smith, T. B., Liu, G., Alvarez-Filip, L., et. al. (2010). Caribbean corals in crisis: Record thermal stress, bleaching, and mortality in 2005. *PLoS ONE* 5(11): e13969. doi:10.1371/journal.pone.0013969.
- 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., y 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.
- Emilson, I., y Tápanes, J. J. (1971). Contribución a la hidrología de la plataforma sur de Cuba. *Ser. Oceanol.*, 9, 1-22.
- Emmanuel, K. (2006). Increasing destructiveness of tropical cyclones over the past 30 years. *Nature*, 436, 686-688.
- Enríquez, D., Costales, H., Carmenate, M. & Loza, S. (2010). Evaluación de la calidad ambiental en los sitios de buceo turístico del Archiélago Sabana – Camaguey, a partir

- de indicadores microbiológicos, fitoplanctónicos y químicos. Informe Final. Arch. Cient. Inst. Oceanol.
- Epstein, P., B. Sherman, E. Spanger-Siegfried, A. Langston, S. Prasad y B. McKay. (1998). Marine Ecosystems: emerging diseases as indicators of change. Health Ecological and Economic Dimension (HEED) Program of Global Change Program. NOAA y NASA, 85 p.
- Erez, J.; B. Lazar; A. Genin; Z. Dubinsky; D. Lorian; T. Korpai; D. Iluz; A. Langziel; P. Falkowski y C. Wirick (1992). Plankton is a mejor source of nutrients in coral reef ecosystems. Proceedings of the Seventh international coral reef SimposiumGuaum. (1): 415 - 417.
- Falkowski, P. G., E. Katz, A. H. Knoll, A. Quigg, J. A. Raven, O. Schofield y F. J. R. Taylor. (2004). The Evolution of Modern Eukaryotic Phytoplankton. *Science* 305: 354-360.
- FAO (1975) Manual of Methods in Aquatic Environmental Research part-1. Methods for detection and monitoring of water pollution. FAO Fish. Tech. Paper. 137. 237 p.
- Fernández, M., Hidalgo, R., López D., García I & Penié, I. (1990). Caracterización hidroquímica de la Fosa de Jagua y de la Zona Económica Exclusiva al Sur de Cuba. Informe Final de Tema, 96p.
- Fontúrbel, F. (2004). Modelo operacional ambiental y aspectos sociales relevantes del proceso de eutrofización localizada en cuatro sitios experimentales del lago Titikaka. Publicaciones Integrales, La Paz. 241pp.
- Fontúrbel, F. (2005). Indicadores fisicoquímicos y biológicos del proceso de eutrofización del lago Titikaka (Bolivia). *Ecología Aplicada*, 4(1,2).
- García-Arteaga, J. P., Claro, R. & Valle, S. (1997). Length-weight relationships of Cuban marine fishes. *NAGA, ICLARM Q*, 20(1), 38–43.
- García-Rodríguez, A. (2015). Principales relaciones ecológicas del pez león (*Pterois volitans/miles*) en arrecifes de La Habana, Cuba. Tesis de Maestría, Universidad de La Habana, 78 pp.
- García-Rodríguez, A., García-Fernández, F., Rodríguez-Machado, S. y Chevalier, P. (2016). Asociaciones de peces en los arrecifes del golfo de Cazonos y el archipiélago Jardines de la Reina, Cuba. En: Rey-Villiers, N. (ed.) Línea base ambiental para el estudio del cambio climático en el golfo de Cazonos y el archipiélago Jardines de la Reina, Cuba. Instituto de Oceanología, CITMA, La Habana, Cuba. ISBN: 978-959-298-038-9.
- García-Rodríguez, A., Lara, A. & González, N. (2012). Evaluación de las asociaciones de peces arrecifales en el oeste del litoral de La Habana, zona noroccidental de Cuba. *Serie Oceanológica*, 11, 77-90.
- García-Salgado, M., Nava-Martínez, G., Bood, N., Mcfield, M., Molina-Ramirez, A., Yañez-Rivera, B., . . . Arrivillaga, A. (2008). Status of Coral Reefs in the Mesoamerican Region. En: Status of the Coral Reefs or 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., y Watkinson, A. R. (2005). Hurricanes and Caribbean Reefs: Impacts, recovery patterns and role in long term decline. *Ecol.*, 86(1), 174-184.

- Garpe, K., Yahya, S., Lindahl, U. & Öhman, M. (2006). Long-term effects of the 1998 coral bleaching event on reef fish assemblages. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 315, 237-247.
- Gast, G. J. (1998). Microbial Densities and Dynamics in Fringing Coral Reef Waters. PhD Thesis, Univ. of Amsterdam, The Netherlands, 123p.
- Gast, G. J., P. Y.; Jonkers, van Duyl, F. y Bak, R. (1999): Bacteria, flagellates and nutrients in island fringing coral reef waters: influence of the ocean, the reef and eutrophication. *Bull. Mar. Sc.* (5): 523 -538.
- 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.
- Ginsburg, R. N. & Glynn, P. W. (1994). *Proceedings of the Colloquium on Global Aspects of Coral Reefs: Health, Hazards and History, 1993*. Rosentiel School of Marine and Atmospheric Science, University of Miami, Florida. 420 p.
- Gledhill, D., Wanninkhof, R., Millero, F. J. y Eakin, M. (2008). Ocean acidification of the Greater Caribbean Region 1996–2006. *J. Geophys. Res. Oceans*, 113 (C10031), 1-11.
- González, R., Zúñiga, R. O., Camejo, C. L., Batista, T. L. M. & Cárdenas, M.R. (2006). Atributos físicos del ecosistema Jardines de la Reina. En: *Ecosistemas costeros: biodiversidad y gestión de recursos naturales* (pp. 296-350). Compilación por el XV Aniversario del CIEC. Sección II. Ecosistema Jardines de la Reina. CIEC. Editorial CUJAE. ISBN: 959-261-254-4.
- González-Ferrer, S. (Ed.) (2004). *Corales pétreos, jardines sumergidos de Cuba*. Editorial Academia, Impresora da Vinci, La Habana. 322 pp.
- Graham, L. E., Graham, J. M. y Wilcox, L. W. (2009). *Algae*. San Francisco, Benjamin Cummings
- Graham, N. A. J., McClanahan, T. R., MacNeil, M. A., Wilson, S. K., Polunin, N. V. C., S. Jennings, ..., Sheppard, C. R. C. (2008). Climate Warming, Marine Protected Areas and the Ocean-Scale Integrity of Coral Reef Ecosystems. *Plos ONE*, 3(8), e3039.
- Grimsditch, G. D. & Salm, R. V. (2006). *Coral Reef Resilience and Resistance to Bleaching*. UICN, Gland, Switzerland. 52 pp.
- Groombridge, B., y Jenkins, M. D. (2002). *World Atlas of Biodiversity: Earth's Living Resources in the 21st Century*. University of California Press, Berkeley. (Chapter 2).
- Guildford, S. J. & Hecky, R. E. (2000). Total nitrogen, total phosphorus, and nutrient limitation in lakes and oceans: Is there a common relationship. *Limnology and Oceanography*. 45,1213-1223
- Guiry, M. D. y G. M. Guiry. (2009). *AlgaeBase*. World-wide electronic publication, National University of Ireland, Galway. <<http://www.algaebase.org/>>.
- Hackerott, S., Valdivia, A., Green, S., Cote, I. M., Akins, L., Layman,.....Bruno, J. F. (2013). Native Predators Do Not Influence Invasion Success of Pacific Lionfish on Caribbean Reefs. *PLoS ONE*, 8(7). doi: 10.1371/journal.pone.0068259.
- Hallegraeff, G. M. (2010). Ocean climate change, phytoplankton community responses, and Harmful algal blooms: a formidable predictive challenge. *J. Phycol.* 46, 220–235.
- Halpern, B. S. & Warner, R. R. (2002). Marine reserves have rapid and lasting effects. *Ecology Letters*, 5, 361–366.
- Harriot, V. J. (1983). Reproductive ecology of four scleractinian species at Lizard Island, Great Barrier Reef. *Coral Reefs*, 2, 9-18.

- Hawkins, J. P. & Roberts, C. M. (2004). Effects of artisanal fishing on Caribbean coral reefs. *Conservation Biology*, 18, 215-226.
- Hennige, S. J., McGinley, M. P., Grottoli, A. G. & Warner, M. E. (2011). Photoinhibition of *Symbiodinium* spp. within the reef corals *Montastraea faveolata* and *Porites astreoides*: implications for coral bleaching. *Marine Biology*, 158(11), 2515-2526.
- Hernández-Fernández, L., De la Guardia, E. & Brady, A. K. (2008). Comunidades de corales pétreos en la costa Norte de Ciego de Ávila, Cuba. *Rev. Invest. Mar.*, 29(2), 125-130.
- Hernández-Fernández, L., 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.
- Hernández-Landa, R. C., Acosta-González, G., Núñez-Lara, E. & Arias-González, J. E. (2014). Spatial distribution of surgeonfish and parrotfish in the north sector of the Mesoamerican Barrier Reef System. *Marine Ecology*, 1–15.
- Hidalgo, G., Busutil, L., Alcolado-Prieto, P., Villiers, N. R. & Alcolado, P. M. (2011). Características del bentos en nueve sitios de buceo del polo turístico de Santa Lucía (Camagüey, Cuba). *Serie Oceanológica*, 9: 54-65.
- Hoegh-Guldberg, O., Mumby, P. J., Hooten, A. J., Steneck, R. S., Greenfield, P., Gomez, E., Harvell, C. D., Sale, P. F., Edwards, A. J., Caldeira, K., Knowlton, N., Eakin, C. M., Iglesias-Prieto, R., Muthiga, N., Bradbury, R. H., Dubi, A. & Hatziolos, M. E. (2007). Coral Reefs Under Rapid Climate Change and Ocean Acidification. *Review Science*, 318, 1737-1742.
- 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.
- Hughes, T. P. (1994). Catastrophes, phase shifts, and large-scale degradation of a Caribbean coral reef. *Science*, 265, 1547-1551.
- Hughes, T. & Tanner, J. (2000). Recruitment failure, life histories, and long-term decline of Caribbean corals. *Ecology*, 81(8), 2250-2263.
- Hughes, T. P., Graham, N. A. J., Jackson, J. B. C., Mumby, P. J., y Steneck, R. S. (2010). Rising to the challenge of sustaining coral reef resilience. *Trends in Ecology & Evolution*, 25, 633-642.
- Hughes, T. P., Baird, A. H., Bellwood, D. R., Card, M., Connolly, S. R., Folke, C.,..... Roughgarden, J. (2003). Climate change, human impacts, and the resilience of coral reefs. *Science*, 301, 929-933.
- Humann, P. & Deloach, N. (2002). *Reef fish identification (Florida-Caribbean-Bahamas)*. 3rd ed. New World Publications.
- Idjadi, J. A., Haring, R. N. & Precht, W. F. (2010). Recovery of the sea urchin *Diadema antillarum* promotes scleractinian coral growth and survivorship on shallow Jamaican reefs. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 403, 91-100.
- IOC-UNESCO. (1983). *Chemical methods for use in marine environmental monitoring. Manual and guides, No12*. 52p.
- IPCC (2007). *Cambio Climático 2007. Impactos, Adaptación y Vulnerabilidad*. Aportes del Grupo de Trabajo II al Cuarto Informe de Evaluación del Panel Intergubernamental sobre Cambio Climático. Cambridge University Press, Cambridge, Reino Unido. [En línea]. Disponible en: <http://www.ipcc.ch/pdf/assessment-report/ar4/wg2/ar4-wg2-annex-sp.pdf> [Consulta: 26/5/2012].

- ISO 11905-1. (1997). Water quality. Determination of nitrogen. Part 1. Method using oxidative digestion with peroxodisulfate.
- ISO 5667-9. (1992). Water quality. Part-9 Guidance on sampling from marine waters.
- ISO 9963-1. (1994). Calidad del agua. Determinación de la alcalinidad. Parte 1: Determinación de la alcalinidad total y compuesta.
- 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. 304 pp.
- Japan EQS .2002. Environmental quality standards for water pollution.
- 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.
- Jeppesen, E., Sondergaard, M. y Jensen, J. P. (2003). Climatic warming and regime shifts in lake food webs: some comments. *Limnology and Oceanography* 48: 1346-1349
- Jiménez, J. L., González, J., Piñeiro, T., Álvarez, S., González, Y., Santana, R.,... Blanco, M. (2014). Plan de Manejo del Área Protegida de Recursos Manejados "Península de Zapata" 2014-2018. Órgano de Atención Integral al Desarrollo de la Ciénaga de Zapata, Ministerio de Ciencias Tecnología y Medio Ambiente, Ciénaga de Zapata, Cuba. 294 pp.
- Jokiel, P. L. (1985). Lunar periodicity of planula release in the reef coral *Pocillopora damicornis* in relation to various environmental factors. *Proc. 5th Internat. Coral Reef Congr., Tahiti 4*, 307-312.
- Jompa, J. & McCook, L. J. (2002). The effects of nutrients and herbivory on competition between a hard coral (*Porites cylindrica*) and brown alga (*Lobophora variegata*). *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 271(1), 25-39.
- Jones, G. P., McCormick, M. I. Srinivasan, M. & Eagle, J. V. (2004). Coral decline threatens fish biodiversity in marine reserves. *PNAS*, 101, 8251–8253.
- Józwiak, T., Mazur-Marzec, H. y Plinski, M. (2008). Cyanobacterial blooms in the Gulf of Gdan'sk (southern Baltic): The main effect of eutrophication. *Oceanological and Hydrobiological Studies*, 37, 115-121.
- Kelaher, B. P., Coleman, M. A., Broad, A., Rees, M. J., Jordan, A. & Jordan, A. R. (2014). Changes in Fish Assemblages following the Establishment of a Network of No-Take Marine Reserves and Partially-Protected Areas. *PLoS ONE* 9(1), e85825. doi:10.1371/journal.pone.0085825.
- Kleypas, J. & Hoegh-Guldberg, O. (2008). Coral reefs and climate change: susceptibility and consequences. En: C. Wilkinson & D. Souter (eds.). Status of Caribbean Coral Reefs after Bleaching and Hurricanes in 2005 (pp. 19-29). Global Coral Reef Monitoring Network and Rainforest Research Center, Townsville.
- Knowlton, N. (2004). Multiple "stable" states and the conservation of marine ecosystems. *Progress in Oceanography*, 60, 387-396.
- Kojis, B. L. & Quinn, N. J. (1985). Puberty in *Goniastrea favulus*. Age or size limited? *Proc. 5th Internat. Coral Reef Congr., Tahiti 4*, 289-293.
- Kramer, P. & Lang, J. (2003). The Atlantic and Gulf rapid reef assessment (AGRRA) protocols: former version 2.2. Appendix one. En: J. C. Lang (Ed.), *Status of Coral Reefs*

- in the western Atlantic: Results of initial Surveys, Atlantic and Gulf Rapid Reef Assessment (AGRRA) Program* (pp. 611–624). Washington, CC, USA: National Museum of Natural History Smithsonian Institution.
- 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.
- Lapointe, B.E.; Litter, M. M. & Litter, D.S. (1993). Modification of benthic community structure by natural eutrophication: the Belize barrier Reef. *Proc. 7th. Int. Coral Reef Symp*, Guam. 1, 323-324.
- Lara L.R., (2008). Los cambios ambientales globales y la vulnerabilidad de los sectores de México.p. 13-25. En: I A AzuzAdeath (ed.). *Infraestructura y Desarrollo Sustentable*. Gobierno del Estado de B.C. CETYS Universidad.
- Lara, A., Claro, R., García-Arteaga, J., y García-Rodríguez, A. (2014). Golfo de Batabanó. En: R. Claro (ed.). *Una línea base para el monitoreo de los peces arrecifales en Cuba* (1-55). La Habana, Cuba: Instituto de Oceanología, CITMA, ISBN 978-959-298-032-7. En línea: <http://www.redciencia.cu/>.
- Lara, A., Loza, S., Lugioyo, G. M., Espinosa, J., Busutil, L., Castellanos, S., Zúñiga, D., Carmenate, M., Rey-Villiers, N., Alcolado-Prieto, P., González-Sánchez, P. ... & Esquivel, M. (2013). Evaluación de la biodiversidad marina y costera en algunas regiones al sur de Cuba para la aplicación de un enfoque regional en el manejo de áreas protegidas. *Informe Final de Proyecto*. Instituto de Oceanología. 33 pp.
- Lessios, H. A., Robinson, D. R. & Cubit, J. D. (1984). Spread of *Diadema* mass mortality throug-hout the Caribbean. *Science*, 226, 335-337.
- Lewis, J. B. (1989). Spherical growth in the Caribbean coral *Siderastrea radians* (Pallas) and its survival in disturbed habitats. *Coral Reefs*. 7: 161-7
- Lewis, J. B. (1996). Spatial distribution of the calcareous hydrozoans *Millepora complanata* and *Millepora squarrosa* on coral reefs. *Bulletin of Marine Science*, 59(1), 188-195.
- Licea, S., J. L. Moreno, H. Santoyo & G. Figueroa. (1995). Dinoflagelados del Golfo de California. *Universidad Autónoma de Baja California Sur*, p.165.
- Linton, D. R., Smith, R., Alcolado, P. M., Hanson, C., Edwards, P., Estrada, R., Fisher, T., Fernández, R. G., Geraldés, F., Mccoy, C., Vaughan, D., Voegeli, V., Warner, G. & Wiener, J. (2002). Status of Coral Reefs in the Northern Caribbean and Atlantic Node of the GCRMN. En C. R. Wilkinson (Ed.), *Status of Coral reefs of the World: 2002*. GCRMN Report, Australian (pp. 277-302). Townsville, Australia: Institute of Marine Science.
- Lirman, D. (2000). Competition between macro-algae and corals: effects of herbivore exclusion and increased algal biomass on coral survivorship and growth. *Coral Reefs*. 19: 392-399.
- 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). Susceptibility of coral communities to storm intensity, duration and frequency. *Proc. 8th Int. Coral Reef Symp.*, 1,561-566.
- Lirman, D., y 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.
- Lirman, D., Manzello, D. y S. Macia (2002): Back from the dead: the resilience of *Siderastrea radians* to severe stress. *Coral Reefs*. 21: 291–292.

- Littler, D. S. & Littler, M. M. (2000). Caribbean Reef Plants. An Identification Guide to the Reef Plants of the Caribbean, Bahamas, Florida and Gulf of Mexico, Offshore Graphics, Washington, D. C., 542 pp.
- Littler, D. S., Littler, M. M. & Hanisak, M. D. (2008). Submersed plants of the Indian River Lagoon. A floristic inventory and field guide. Editorial OffShore Graphics, Inc., Washington, USA, 285 pp.
- Lluis-Riera, M. (1972). Estudios hidrológicos del Golfo de Batabanó y de las aguas oceánicas adyacentes. Ser. Oceanol., 14, 1-49.
- Lluis-Riera, M. (1977). Estudios hidrológicos del Golfo de Batabanó y de las aguas oceánicas adyacentes. Acad. Cien. Cuba, Inf. Cien-Téc., 16,1-29
- Lluis-Riera, M. (1980). Caracterización físico-química de la plataforma cubana. Instituto de Oceanología. Academia de Ciencias de Cuba. Parte I. 176 pp.
- Lluis-Riera, M. (1983). Régimen hidrológico de la plataforma insular de Cuba. Cien. de la Tierra y el Espacio, 7, 81-110.
- Lluis-Riera, M. (1983). Caracterización físico-química de la plataforma de Cuba y aguas oceánicas adyacentes (en ruso). Informatsioni Bull., 15. 29-45, Centro de Coordinación CAME, "Océano Mundial", IOAC URSS, Moscú.
- Lluis-Riera, M. (1985). Oceanografía del Golfo de Batabanó. Instituto de Oceanología, Academia de Ciencias de Cuba, La Habana.
- Lluis-Riera, M., Gómez-Quintero, M.J., Salazar, H. (1987). Datos oceanográficos de la plataforma suroccidental de Cuba y de las aguas oceánicas adyacentes. Editorial Academia, La Habana, 178 pp.
- López-Baluja, L. (1978). Variaciones estacionales del fitoplancton en el Golfo de Batabanó, Cuba. Archivo Científico del Inst. Oceanol.
- López-Baluja, L. y L. Vinogradova (1972). El fitoplancton en aguas adyacentes al archipiélago cubano. Ser. Oceanol., ACC, 13: 1 - 24.
- López-Baluja, L. y L. Vinogradova. (1974). Fitoplancton de la plataforma SW de Cuba. Academia de Ciencia de Cuba, Ser. Oceanol. 24: 1-17.
- López-Baluja, L. y N. Borrero (1977). Lista de especies de algas unicelulares para las aguas de la plataforma cubana. Acad. Cien. Cuba. Inf. Cient. -Tec. (11): 20.
- López-Baluja, L., V.V. Zernova y G. I. Semina (1992). El fitoplancton de aguas cubanas y del Golfo de México (en ruso). Nauka, p. 214.
- López-Baluja, L.; G. Popowski y Arujo, M. (1980). Comparación entre el fitoplancton colectado con red y con botella hidrográfica en la región NW de la plataforma de cuba. Rev. Invest. Mar. 1(1): 105-153.
- Lorenzo, S. & Alcolado, P. M. (2013). Localización y estado de deterioro de las crestas arrecifales en zonas priorizadas de Cuba. Informe Final de Proyecto. Instituto de Oceanología. Cuba.
- Loza, S. (2004). Índices de calidad y estado trófico de las aguas. Índice fitoplanctónico para evaluar las características tróficas de las aguas costeras de Cuba (76-84). En: Procedimientos para el monitoreo de la calidad ambiental en la zona marino costera a partir de microorganismos. Miravet, M. E., Lugioyo, M., Loza, S., Enriquez, D., Delgado, Y., Carmenate, M. y Pérez, D.M. Dpto de Microbiología. Inst. de Oceanol. CITMA, Cuba. Ed. Centenario, Santo Domingo, Rep. Dominicana. ISBN 978-959-287-020-8
- Loza, S. (2010). Estructura y funcionamiento del fitoplancton menor de 133 μm en las aguas oceánicas de Cuba. Tesis presentada en opción al grado científico de Doctor en Ciencias Biológicas, p. 100.

- Loza, S., K. Barrios, M.E. Miravet, M. Lugioyo, E. Perigó y M. Sánchez. (2003). Respuesta del Fitoplancton ante el estrés ambiental en los ecosistemas arrecifales. Protección del Hombre y la Naturaleza. Cátedra de Educación Ambiental. Vol. VIII. Soporte Magnético: 21-24.
- Loza, S., Lugioyo, M., Martínez, M., Miravet, M. E., Montalvo, J., & Sánchez, M. (2007). Evaluación de la calidad de las aguas del Golfo de Batabanó a partir de indicadores biológicos y químicos. *Rev. Invest. Mar*, 28 (2), 111-120.
- Loza, S., Miravet, M.E. & Lugioyo, G.M. (2001). Evaluación de la calidad ambiental de los arrecifes al SW de Cuba a partir de las comunidades microbianas y fitoplanctónicas presentes en el ecosistema". *Rev. Contribución a la Educación y la Protección Ambiental*, Volumen 2, VII Taller. Soporte magnético. Derecho de Autor, Registro No. 07462-7462.
- Lugioyo, G. M. (2003). Distribución, relaciones tróficas y diversidad del bacterioplancton de las aguas oceánicas de Cuba. Tesis presentada en opción al grado científico de Doctor en Ciencias Biológicas, La Habana, Cuba, 100pp. ISBN 978-959-298-012-9.
- Manly, B. F. J. (2006) *Randomization, bootstrap and Monte Carlo methods in biology*, 3rd edition. Chapman and Hall, London.
- Marks, W. K. & Klomp, D. K. (2003). Fish biomass conversion equations. Appendix two. *En: J.C. Lang (ed.), Status of Coral Reefs in the western Atlantic: Results of initial Surveys, Atlantic and Gulf Rapid Reef Assessment (AGRRA) Program* (pp. 626–630). Washington, CC, USA: National Museum of Natural History, Smithsonian
- Marshall, P., y 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., González-Sansón, G., Pina-Amargós, F. & Clero, L. (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, M., Montalvo, J.F., Miravet, M.E., Lugioyo, M. Loza, S. & Pérez, R. (2004). Evaluación de las zonas de impacto antrópico del Golfo de Batabanó. Informe Final, Archivo Científico del IDO.
- 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.
- McClanahan, T. R y G. M. Branch (eds) (2008). *Food Webs and the Dynamics of Marine Reefs*. Oxford University Press. New York, 249 p.
- McField, M., y 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, Belize City: 208 pp.
- McManus, J. W. (ed.) (2001). *Priorities for Caribbean coral reef research: results from an internacional workshop of the Center for Caribbean Coral Reef Research (NCORE), October 3-5, 2001, Miami, Florida*. National Center for Caribbean Coral Reef Research, Rosenstiel School of Marine and Atmospheric Science, University of Miami, Miami, Florida. <http://www.ncoremiami.org/>.

- McNeil, B. I., Matear, R. J. & Barnes, D. J. (2004). Coral reef calcification and climate change: The effect of ocean warming. *Geophys. Res. Lett.*, 31, L22309, doi:10.1029/2004GL021541,
- Menge, B. A. (2000). Top-down and bottom-up community regulation in marine rocky intertidal habitats. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 250 :257–289.
- Menge, B. A. (2003a). Bottom-up:top-down determination of rocky intertidal shorescape dynamics. Pages 62–81. In G. A. Polis, M.E. Power, and G. Huxel, (editors): *Food webs at the landscape level*. University of Chicago Press, Chicago, Ill.
- Menge, B. A. (2003b). The overriding importance of environmental context in determining the outcome of species deletion experiments. Pages 16–43. In P. Kareiva and S.A. Levin, (editors): *The importance of species: perspectives on expendability and triage*. Princeton University Press, Princeton, N.J.
- Menge, B.A., y J.P. Sutherland. (1997). Community regulation: variation in disturbance, competition, and predation in relation to environmental stress and recruitment. *American Naturalist* 130 :730–757.
- Menge, B. A., Blanchette, C., Raimondi, P. T., Freidenberg, T., Gaines, S. D., Lubchenco, J., Lohse, D., Hudson, G., Foley, M., y J. Pamplin. (2004). Species interaction strength: Testing model predictions along an upwelling gradient. *Ecological Monographs* 74 :663–684.
- Menge, B. A., E. Sanford, B. A. Daley, T. L. Freidenburg, G. Hudson, y J. Lubchenco. (2002b). An inter-hemispheric comparison of bot-tom-up effects on community structure: insights revealed using the comparative-experimental approach. *Ecological Research* 17:1–16.
- 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.
- Miravet, M.E (2003). Abundancia, actividad y diversidad de las bacterias heterótrofas en el Golfo de Batabanó y su uso como indicadores ambientales. Tesis presentada en opción al grado científico de Doctor en Ciencias Biológicas, La Habana, Cuba. ISBN 978-959-298-013-6
- Miravet, M. E., Loza, S., Lugioyo, G. M., Enríquez, D. y Montalvo, J. (2000). Evaluación de la calidad ambiental de un ecosistema arrecifal aledaño a Cayo Largo del Sur. Informe Final, Archivo Científico del IDO.
- Miravet, M.E., Lugioyo, M., Loza, S. Enríquez, D., Delgado, Y., Carmenate, M. y Pérez, D. (2009). Procedimientos para el Monitoreo de la calidad ambiental en la zona marino costera a partir de microorganismos. Instituto de Oceanología, CITMA, Cuba. Ed. Centenario, Santo Domingo, República Dominicana. p. 95.
- Miravet, M.E., Martínez-Daranas, B. & Penie, I. (1994). Indicadores microbiológicos del estado de salud de los arrecifes que bordean el Archipiélago Sabana-Camagüey. Informe Cient. Técn. Proyecto GEF- PNUD: 9 p.
- Moldaenke GmbH. (2012). bbe++ v. 2.1. Schwentingen, Germany
- Montalvo, J. F., García-Ramil, I. y colaboradores. (2015). Se practica la pesca sostenible en el ESC para que se mantengan y/o restauren las poblaciones de peces y las funciones de los ecosistemas marinos, Informe Final de RESULTADO, Archivo Científico del IDO.

- Montalvo, J.F. y Perigó, E. (2004). Evaluación de la calidad químico ambiental de los cuerpos de aguas interiores y arrecifes coralinos del archipiélago Sabana-Camagüey. Informe Final, Archivo Científico del IDO.
- Mora, C., Wei, C.-L., Rollo, A., Amaro, T., Baco, A. R., Billett, D., Bopp, L., Chen, Q., Collier, M., Danovaro, R. et al. (2013). Biotic and human vulnerability to projected changes in ocean biogeochemistry over the 21st century. *PLoS Biol.* 11, e1001682.
- Moreno J., L. Licea y H. Santoyo (1996). Diatomeas del Golfo de California. Univ. Autón. de Baja California Sur, México, 273 pp.
- Morgan, S.G. (2001). The larval ecology of marine communities. Pages 159–181 in M.D. Bertness, S.D. Gaines, and M.E. Hay, editors, *Marine community ecology*. Sinauer Associates, Sunderland, Mass.
- Mucci, A. (1983). The solubility of calcite and aragonite in seawater of various salinities, temperature and one atmosphere total pressure. *American Journal of Science*. 283,780-799
- Muller, E. M., Rogers, C. S., Spitzack, A. S., y van Woesik, 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, J. P. (2006). The impact of exploiting grazers (Scaridae) on the dynamics of Caribbean coral reefs. *Ecological Applications*, 16(2), 747-769.
- Mumby, P. J. & Steneck, R. S. (2008). Coral reef management and conservation in light of rapidly evolving ecological paradigms. *Trends in Ecology and Evolution*, 23(10), 555-563.
- Mumby, P. J., Broad, K., Brumbaugh, D. R., Dahlgren, C. P., Harborne, A. R., Hastings, A.,... Sanchirico, J.N. (2008). Coral reef habitats as surrogates of species, ecological functions, and ecosystem services. *Cons. Biol.*, 22, 941-951.
- Munday, P. L., Jones, G. P., Pratchett, M. S. & Williams, A. J. (2008). Climate change and the future for coral reef fishes. *Fish and Fisheries*, 9, 261–285.
- Munday, P. L., Jones, G. P., Sheaves, M., Williams, A. J. & Goby, G. (2007). Vulnerability of fishes on the Great Barrier Reef to climate change. In: J. Johnson & P. Marshall (eds), *Climate Change and the Great Barrier Reef* (pp. 357–391). Townsville, Australia: Great Barrier Reef Marine Park Authority.
- Navarrete, S.A., B.R. Broitman, E.A. Wieters, y J.C. Castilla. (2005). Scales of benthic-pelagic coupling and the intensity of species interactions: from recruitment limitation to top down control. *Proceedings of the National Academy of Science USA* 102:18046–18051.
- Nemeth, M. & Appeldoorn, R. (2009). The distribution of herbivorous coral reef fishes within fore-reef habitats: the role of depth, light and rugosity. *Caribbean Journal of Science*, 45, 247–253.
- Neves, E. G. y F. L. da Silveira (2003): Release of planula larvae, settlement and development of *Siderastrea stellata* Verrill, 1868 (Anthozoa, Scleractinia). *Hydrobiologia* 501: 139–147.
- Nielsen, K.J. (2001). Bottom-up and top-down forces in tidepools: test of a food chain model in an intertidal community. *Ecological Monographs* 71:187–217.
- Nielsen, K.J. (2003). Nutrient loading and consumers: agents of change in open-coast macrophyte assemblages. *Proceedings of the National Academy of Science USA* 100 :7660–7665.

- Nielsen, K.J. y S.A. Navarrete. (2004). Mesoscale regulation comes from the bottom-up: intertidal interactions between consumers and upwelling. *Ecology Letters* 7:31–41.
- Nixon, S. W. 1995. Coastal Marine Eutrophication: A Definition, social causes, and future concerns. *OPHELIA* 41,199-219
- Obura, D., y Grimsditch, G. (2009). Coral Reefs, Climate Change and Resilience. An agenda for action from the IUCN World Conservation Congress. October, 6-9, 2008. 44 pp.
- Olson, N.D., Ainsworth, T.D., Gates, R.D. & Takabayashi, M. (2009). Diazotrophic bacteria associated with Hawaiian Montipora corals: diversity and abundance in correlation with symbiotic dinoflagellates. *J Exp Mar Biol Ecol* 371:140–146.
- Overzil, W. (1970). Quantitativeverfassungsgesultate-duzlerender. Bakterien. *Zbl. Bakt.* (11) 124: 91-96 p.
- Paerl, H. W., y Huisman, J. (2009). Climate change: a catalyst for global expansion of harmful cyanobacterial blooms. *Environmental Microbiology Reports*, 1,27-37.
- 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.
- Pandolfi, J. M., Jackson, J. B. C., Baron, N., Bradbury, R. H., Guzman, H. M., Hughes, T. P., ... Sala, E. (2005). Are US coral reefs on the slippery slope to slime? *Science*, 307, 1725-1726.
- Pastorok, R. A. & G. R. Bilyard (1985). Effects of sewage pollution on coral reef communities. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 21: 175-189.
- Pawlik, J. R. & Hadfield, M. G. (1990). A symposium on chemical factors that influence the metamorphosis of marine invertebrate larvae: introduction and perspective. *Bull. Mar. Sci.*, 46, 450-454.
- Perigó, E. y colaboradores. (2000). Evaluación de la calidad ambiental del Golfo de Batabanó. Informe Final Archivo Científico del IDO
- Perry, L. A., Low, P. J., Ellis, J. R., & Reynolds, J. D. (2005). Climate change and distribution shifts in marine fishes. *Science*, 308, 1912-1915.
- Petrova, V., M. Villasuso & Alfonso, A. (2007). Manejo de los recursos hídricos en los humedales. Caso de estudio Ciénaga de Zapata (Parte IV). Editora Centenario, S. A, República Dominicana, p. 42.
- Pina-Amargós, F. (2008). Efectividad de la Reserva Marina de Jardines de la Reina en la conservación de la ictiofauna. Tesis presentada en opción al grado científico de Doctor en Ciencias Biológicas. Centro de Investigaciones Marinas, Universidad de la Habana. 118 pp.
- 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.
- Pina-Amargós, F., Claro, R., García, J. P., López, N. & González-Sansón, G. (2007). Ictiofauna del archipiélago Jardines de la Reina, Cuba. *Rev. Invest. Mar.*, 28(3), 217-224.
- Pina-Amargós, F., Clero, A. L., Martín, B. F., Hernández, F. L., Acosta, W., Cabreja, A. L.,...García-Arteaga, J. P. (2006). Biota marina del ecosistema Jardines de la Reina. En: *Ecosistemas costeros: biodiversidad y gestión de recursos naturales* (pp. 396-447). Compilación por el XV Aniversario del CIEC. Sección II. Ecosistema Jardines de la Reina. CIEC. Editorial CUJAE. ISBN: 959-261-254-4.

- Pina-Amargós, F., González-Sansón, G., Cabrera, P. Y. & Cardoso, G. P. E. (2009). Effects of fishing activity reduction in Jardines de la Reina marine reserve, Cuba. *GCFI*: 61, 351-357.
- Pina-Amargós, F., González-Sansón, G., Martín-Blanco, F. & Valdivia, A. (2014). Evidence for protection of targeted reef fish on the largest marine reserve in the Caribbean. *PeerJ*, 2:e274, 1-24; DOI 10.7717/peerj.274
- Pina-Amargós, F., Salvat, T. H. & López-Fernández, N. (2012). Ictiofauna del archipiélago Jardines de la Reina, Cuba. *Rev. Invest. Mar.*, 32(2), 54-65.
- Popowski G. & N. Borrero (1989). Utilización de fijadores en la conservación de flagelados y su influencia en la determinación de la concentración de fitoplancton en el Golfo de Batabanó, Cuba. *Rep. Invest. Inst. Oceanol. Edit. ACC.11*: 1-16.
- Popowski, C. G. & A. Campos (1987). Estructura comunitaria del plancton oceánico alrededor de Cuba, en marzo de 1981. *Rep. Invest. Inst. Oceanol. Edit. ACC. 64*: 15.
- Popowski, C. G., López-Baluja, L & Borrero, N. (1982). Distribución del fitoplancton en la región noroccidental de la plataforma de Cuba. *Ciencias Biológicas*, 7, 33 – 51.
- Pratchett, M., Munday, P., Wilson, S., Graham, N., Cinner, J., Bellwood, D.,... Mcclanahan, T. (2008). Effects of climate-induced coral bleaching on coral-reef fishes-ecological and economic consequences. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review*, 46, 251–296.
- Queensland Government, (2009). Deriving local water quality guidelines. Environmental Protection (Water) Policy by Queensland Department of Environment and Heritage (EHP). <http://www.ehp.qld.gov.au/water/pdf/deriving-local-water-quality-guidelines.pdf>
- Rabalais, N. N. y S. W. Nixon (2002). Preface: Nutrient over enrichment of the coastal zone. *Estuaries* 25: 639pp.
- Rehfeld, U. (1999). Algas pardas y cobertura de bacterias y de algas rojas en los arrecifes frente a Cayo Largo del Sur y su alrededor (Archipiélago de los Canarreos) - Problemas y principios de investigaciones. Manuscrito.
- Redfield, A. C, Ketchum, B. H. & Richards, F. A. (1963). The influence of organisms on the composition of sea water. En: *The Sea*. Vol.2, Editor, M.N. Hill, Interscience, New York. 26-77pp.
- Reyes-Bonilla, H., Calderón-Aguilera, L. E., Mozqueda-Torres, M. C. & Carriquiry, J. D. 2014. Presupuesto de carbono en arrecifes coralinos de México. *Interciencia*. 9,645-650.
- Reynolds, C. S. (2006). *Ecology of phytoplankton*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Rey-Villiers, N. (ed.) (2016). Línea base ambiental para el estudio del cambio climático en el golfo de Cazones y el archipiélago Jardines de la Reina, Cuba. Instituto de Oceanología, CITMA, La Habana, Cuba. 182 p. ISBN 978-959-298-038-9.
- Rey-Villiers, N., Alcolado-Prieto, P., Busutil, L. & Alcolado, P. M. (2015). Protocolo Monitoreo del bentos en arrecifes coralinos. Proyecto “Evaluación de los impactos potenciales del cambio climático sobre la biodiversidad y desarrollo de estrategias de adaptación en dos regiones de ecosistemas frágiles de Cuba” (CCamBio). 33 pp.
- Rey-Villiers, N., Alcolado-Prieto, P., Busutil, L., Caballero, H., Perera-Pérez, O., Hernández-Fernández, L., González-Díaz, P. y Alcolado, P. (2016). Condición de los arrecifes coralinos del golfo de Cazones y el archipiélago Jardines de la Reina, Cuba: 2001-2012. En: Rey-Villiers, N. (ed.) Línea base ambiental para el estudio del cambio

- climático en el golfo de Cazones y el archipiélago Jardines de la Reina, Cuba. Instituto de Oceanología, CITMA, La Habana, Cuba. ISBN: 978-959-298-038-9.
- Richardson, A. J. & D. S. Schoeman. (2004). Climate Impact on Plankton Ecosystems in the Northeast Atlantic. *Science*. 305: 1609 -1612.
- Richmond, R. H. (1993). Coral reefs: present problems and future concerns resulting from anthropogenic disturbance. *Am. Zool.*, 33, 524-536.
- Richmond, R. H. (1997). Reproduction and recruitment in corals: critical links in the persistence of reef. En C. Birkeland (ed.), *Life and death of coral reefs*. Chapman & Hall. New York. pp 175-197.
- Rinkevich, B. & Loya, Y. (1979). The reproduction of Red Sea coral *Stylophora pistillata*. I. Gonads and planulae. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, 1, 133-144.
- Ritchie, K.B. (2006) Regulation of microbial populations by coral surface mucus and mucus-associated bacteria. *MarEcolProgSer* 322: 1–14.
- Robins, C. R. & Ray, G. C. (1986). *A Field Guide to Atlantic Coast Fishes, North America*. Boston: Houghton Mifflin Co.
- Roff, G. & Mumby, P.J. (2012). Global disparity in the resilience of coral reefs. *Trends in Ecology and Evolution*, 27(7), 404-413.
- Salazar-Vallejo, S. (2012). Huracanes y biodiversidad costera tropical. *Rev. Biol. Trop*, 50(2), 415-428.
- Salvat, B. (1987). Human impacts on coral reef. *Antenne Mus, Tahiti*. 200 p.
- Sant'Anna, C., M. T., Azevedo, L., Agujaro, M. C, Carvalho & R. C, Souza. (2005). Manual ilustrado para Identificación y conteo de Cianobacterias planctónicas de aguas continentales brasileiras. Sant'Anna, C., Azevedo, M. T., Agujaro, L., Carvalho, M.C y Souza, R.C. (Eds.). Editora Interciencia, SP, Brasil, p.135.
- Sar, E., M. Ferrario, y R. Beatriz (eds.) (2002). Floraciones algales nocivas en el Cono Sur Americano. p. 311.
- Saunders, M. A., y Lea, A. S. (2008). Large contribution of sea surface warming to recent increase in Atlantic hurricane activity. *Nature*, 451(7178), 557–560.
- Scheffer, M. S., Carpenter, J. A., Foley, C., Folke, D., y Walker, B. (2001). Catastrophic shifts in ecosystems. *Nature*, 413, 591-596.
- Schiel, D.R. (2004). The structure and replenishment of rocky shore intertidal communities and biogeographic comparisons. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 300: 309–342.
- Schneider, C. W. & Searles, R. B. (1991). *Seaweed of the Southeastern United States. Cape Hatteras to Cape Canaveral*. Duke University Press, Durham and London, 554 pp.
- Schutte, V. G. W., Selig, E. R., & Bruno, J. F. (2010). Regional spatio-temporal trends in Caribbean coral reef benthic communities. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 402, 115-122.
- Schuttenberg, H., y Marshall, P. (2008). Managing for mass coral bleaching: Strategies for supporting socioecological resilience. In C. Wilkinson and D. Souter (Eds.), *Status of Caribbean Coral Reefs after Bleaching and Hurricanes in 2005*(pp. 115-127). Townsville, Australia: Global Coral Reef Monitoring Network and Rainforest Research Centre.
- Shnit-Orland, M. & Kushmaro, A. (2009) Coral mucus- associated bacteria: a possible first line of defense. *FEMS MicrobiolEcol* 67: 371–380.
- Simon, N., A. L. Cras, E. Foulon y R. Lemee. (2009). Diversity and evolution of marine phytoplankton. *Comptes Rendus Biologies* 332: 159-170.

- Slijkerman, D.M.E., de León, R. & de Vries, P. (2014). A baseline water quality assessment of the coastal reefs of Bonaire, Southern Caribbean. *Mar. Pollut. Bull.* <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.06.054>
- Smith, R. L. y T. M. Smith (2001). *Ecología*. Addison Wesley, Madrid. p. 639.
- Sogin, M. L., H. G. Morrison, J. A. Huber, D. M. Welch, S. M. Huse, P. R. Neal, J. M. Arrieta y G. J. Herndl. (2006). Microbial diversity in the deep sea and the underexplored “rare biosphere”. *PNAS* 103: 32 p.
- Spalding, M. D. (2004). *A guide to the coral reefs of the Caribbean*. University of California Press, Berkeley. 256 pp.
- Spalding, M. D., Ravilious, C., y Green, E. P. (2001). *World Atlas of Coral Reefs*. WCMC-UNEP. University of California Press. Berkeley. USA.
- Steiner, S. C. C. y Williams, S. M. (2006). The density and size distribution of *Diadema antillarum* in Dominica (Lesser Antilles): 2001–2004. *Mar. Biol.*, 149, 1071–1078.
- Stevenson, C., Katz, L. S., Micheli, F., Block, B., Heiman, W. K., Perle, C.,... Witting, J. (2007). High apex predator biomass on remote Pacific islands. *Coral Reefs*, 26, 47–51.
- Suárez, A. M., Martínez-Daranas, B. & Alfonso, Y. (2015). *Macroalgas marinas de Cuba*. Editorial UH, 259 pp.
- Suárez, A., Hernández-Zanuy, A., Rodríguez, A., Blanco, P., Sánchez, B., Rodríguez, et al. (2013). Diversidad Biológica. 203-253 pp. En: Planos, E., Vega, R. & A. Guevara (Eds.) *Impacto del cambio climático y medidas de adaptación en Cuba*. Instituto de Meteorología. Agencia de Medio Ambiente. Ministerio de Ciencia Tecnología y Medio Ambiente de Cuba. La Habana, Cuba 430 pp. ISBN: 978-959-300-039-0.
- 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.
- Sweet, M.J and Bulling, M.T. (2017). On the Importance of the Microbiome and Pathobiome in Coral Health and Disease. *Front. Mar. Sci.*, 4:9, 1-11. doi: 10.3389/fmars.2017.00009.
- Szmant, A. M. (1986). Reproductive ecology of Caribbean reef corals. *Corals reefs*, 5, 43-54.
- Szmant, A. M. (1991). Sexual reproduction by the Caribbean reef corals *Montastrea annularis* and *M. cavernosa*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 74: 13-25
- Szmant, A.M. (1997). Nutrient effects on coral reef. A hypothesis on the importance of topographic and thophic complexity to reef nutrient dynamics. *Proceeding 8 th Int. Coral Reef Sym.* (2): 1527-1532.
- Szmant-Froelich, A. M. (1985). The effects of colony size on the productive ability of the Caribbean coral *Montastraea annularis* (Ellis and Solander). *Proc. 5th Internat. Coral Reef Congr. Tahiti*, 4, 295-300.
- Tapia, M. (2006). Variabilidad temporal del fitoplancton en áreas costeras del mar ecuatoriano y su interrelación con el evento “ La niña 1999-2000“. Tesis Doctoral. Universidad de Guayaquil, Facultad de Ciencias Naturales- Ecuador.
- Tapia, M. E & C. Naranjo (2011). La clorofila a como un indicador biológico en las estaciones fijas durante el evento La Niña 1999-2000. *Acta Oceanográfica del Pacífico*, 2010-2011. 16 (1): 25-31.
- Thacke R. W. & V. J. Paul. (1999). Are benthic cyanobacteria indicators of nutrient enrichment? *International Conference on Scientific Aspects of Coral Reef Assessment, Monitoring and Restoration*, Florida.

- Tomas, C. R. (1993). Marine phytoplankton: a guide to naked flagellates and coccolithophorids. Academic Press, London, p. 263.
- Tomas, C. R. (1997). Identifying Marine Phytoplankton. p. 858.
- Tomascik, T. & Sander, F. (1987). Effects of eutrophication on reef-building corals III. Reproduction of the reef-building coral *Porites porites*. *Mar. Biol.*, 94, 77-94.
- Tomascik, T. & F. Sander (1985). Effects of eutrophication on reef-building corals I. Growth rate of the reef-building coral *Montastrea annularis*. *Mar. Biol.* (87): 143-155.
- 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.
- Torreton, J. P. & P. Dufour (1996). Temporal and spatial stability of bacterioplankton biomass and productivity in an atoll lagoon. *Aquat. Microb. Ecol.* (11): 251-261.
- Turner, A. & Olsen, Y. S. (2000). Chemical versus Enzymatic Digestion of Contaminated Estuarine Sediment: Relative Importance of Iron and Manganese Oxides in Controlling Trace Metal Bioavailability. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 51,717–728
- Valdivia, A., Bruno, J. F., Cox, C. E., Hackerott, S. & Green, S. J. (2014). Re-examining the relationship between invasive lionfish and native grouper in the Caribbean, *PeerJ* 2, e348, 1-16. doi 10.7717/peerj.348.
- Vann Mell, L. I. J. (1982). Les eaux saumâtres de Belgique. Approches progrès perspectives. Brussels, Belgique: Institut Royal du Sciences Naturelles de Belgique.
- Vergés, A., Vanderklift M. A., Doropoulos, C. & Hyndes, G. A. (2011). Spatial patterns in herbivory on a coral reef are influenced by structural complexity but not by algal traits. *PLoS ONE*, 6, e17115.
- Vermeij, M. J. A. (2005): Substrate composition and adult distribution determine recruitment patterns in a Caribbean brooding coral. *Mar Ecol Prog Ser*. 295: 123–133
- 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.
- Wanninkhof, R. (1992). Relationship between wind speed and gas exchange over the ocean. *Journal of geophysical research*. 97,7373-7382
- Wanninkhof, R., Wong, C. S., Wallace, D. R. W., Tilbrook, B., Millero, F. J., Peng, T. H., Kozyr, A., Ono, T. & Rios A. F. (2004). The oceanic sink for anthropogenic CO₂. *Science* 305,367–371.
- Watson, A. J., D. C. E. Bakker, A. J. Ridgwell, P. W. Boyd & C. S. Law. (2000). Effect of iron supply on Southern Ocean CO₂ uptake and implications for glacial atmospheric CO₂. *Nature*. 407: 730 - 733.
- Weil, E., y 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.
- Weiss, R. F. & Price, B. A. (1980). "Nitrous oxide solubility in water and seawater" *Marine Chemistry*., 8,347-359
- Weisse, T. (1991). The microbial food web and its sensitivity to eutrofication and contaminant enrichment: across-system overview. *Int. Rev. ges. Hydrobiol.* (76): 327-337.
- Wijgerde, T., Silva, C. I. F., Scherders, V., van Bleijswijk, J. & Osinga, R. (2014). Coral calcification under daily oxygen saturation and pH dynamics reveals the important role of oxygen. *Biology Open*. 3,489–493 doi:10.1242/bio.20147922

- Wilkinson, C. (2000). Status of coral reefs of the world. Global Coral Reef Monitoring Network. Australian Institute of Marine Science, 360 pp.
- 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 and Rainforest Research Center, Townsville.
- Williams, D. E., Miller, M. W. & Kramer, K. L. (2008). Recruitment failure in Florida Keys *Acropora palmata*, a threatened Caribbean coral. *Coral Reefs*, 27, 697-705.
- Witman, J. D., & F. Smith. (2003). Rapid community change at a tropical upwelling site in the Galapagos Marine Reserve. *Biodiversity and Conservation* 12 :25–45.
- Worm, B., H.K. Lotze, H. Hillebrand & U. Sommer. (2002). Consumer versus resource control of species diversity and ecosystem functioning. *Nature* 417:848–851.
- Yakob, L. & Mumby, P. (2011). Climate change induces demographic resistance to disease in novel coral assemblages. *PNAS*, 108(5), 1967-1969.
- Zhang, S. & Guo, C. (2007). Research into Uncertainty in Measurement of Seawater Chemical Oxygen Demand by Potassium Iodide-Alkaline Potassium Permanganate Determination Method. *Marine Science Bulletin*. Vol 9, No.2, 7 pp.
- Zlatarski, V. N., & Martínez-Estalella, N. (1982). *Les Scléactiniaires de Cuba*. Éditions de l'Académie Bulgare des Sciences, Sofia, Bulgaria, 453 pp.