

Estimación de indicadores ecológicos a nivel de comunidad y población de corales hermatípicos en arrecifes con grado diferente de impacto

Patricia González Díaz¹; Yan Breidy Martínez Rodríguez²; Orlando Perera Pérez³; Sergio Álvarez Fernández⁴
^{1,2,3,4}Centro de Investigaciones Marinas, Universidad de La Habana, Cuba. patricia@cim.uh.cu; patrig75@yahoo.es

Recibido: 2 may. 2013

Aceptado: 21 jun. 2013

RESUMEN

En las últimas décadas ha ocurrido un deterioro acelerado de los arrecifes de coral debido al efecto sinérgico de impactos naturales y antrópicos. En consecuencia, el objetivo de la presente investigación es evaluar los efectos acumulativos producidos por agentes estresantes múltiples y que impactan de forma simultánea los corales hermatípicos. Para ello se estimaron indicadores ecológicos en los niveles de comunidad y población. Los resultados obtenidos en esta investigación evidencian cambios en la estructura de las comunidades de corales que se asocian con el impacto antrópico directo existente en arrecifes ubicados frente a la Ciudad de La Habana, Cuba. Los indicadores ecológicos referidos a las tallas de los corales, muestran diferencias entre los sitios con grado diferente de impacto. Cuando el impacto proviene de la eutrofización y la sedimentación, se hace necesario el análisis de indicadores complementarios. La existencia de porcentajes mayores de reclutamiento en los sitios más impactados, no indica una mejoría en las condiciones ambientales de esos sitios. El análisis de otros indicadores a este nivel, demuestra que las colonias de *S. siderea* y *M. cavernosa* no logran sobrevivir pasado un tiempo o que la tasa de crecimiento se enlentece o la mortalidad aumenta para las colonias de mayor edad. Es importante recalcar que la utilidad mayor de los indicadores ecológicos seleccionados radica en que aportan información complementaria para que esta sea analizada de manera integral. Este tipo de análisis integrador, puede ser de mucha utilidad tanto para el diseño de Áreas Marinas Protegidas como para establecer planes de manejo en zonas costeras.

PALABRAS CLAVE: Corales; Indicadores ecológicos; Blanqueamiento; Impactos; Cuba

ABSTRACT

Estimation of ecological indicators at the community level and hermatypic coral population on reefs with different impact degree. In the last decades there has been a rapid deterioration of coral reefs due to the synergistic effect of natural and anthropogenic impacts. Consequently, the objective of this research is to evaluate the cumulative effects caused by multiple stressors simultaneously impacting hermatypic corals. These ecological indicators were estimated in the community and population levels. The results obtained in this investigation show changes in the structure of coral communities associated with existing direct human impact on reefs located opposite from the City of Havana, Cuba. Ecological indicators related to the sizes of corals, show differences between sites with different degree of impact. When the impact comes from eutrophication and sedimentation is necessary the complementary indicators analysis. The presence of higher percentages of recruiting in more impacted sites, indicating no improvement in the environmental conditions of those sites. The analysis of other indicators at this level demonstrates that colonies of *S. siderea* and *M. cavernosa* do not survive after a while or that the growth rate slows or increases mortality for older colonies. It is important to emphasize that the greatest utility of selected ecological indicators is that they provide additional information for it to be analyzed holistically. This type of integrative analysis can be very useful both for the design of Marine Protected Areas as to establish management plans in coastal areas.

KEYWORDS: Corals, Ecological indicators; Whitening; Impacts; Cuba

INTRODUCCIÓN

Los arrecifes de coral son ecosistemas marinos costeros que se caracterizan por una diversidad alta de especies y por los numerosos bienes y servicios que brindan al hombre (Veron *et al.*, 2009). A pesar de ello, en las últimas décadas y a nivel global, ha ocurrido un deterioro acelerado de estos ecosistemas y en la actualidad su estado preocupa a la comunidad científica nacional e internacional (Wilkinson, 2000; Kleypas y Eakin, 2007; Maynard *et al.*, 2008; Fabricius *et al.*, 2012). En muchos casos, el efecto sinérgico de impactos naturales y antrópicos conlleva a un deterioro marcado y difícil de solucionar (Knowlton y Jackson, 2008). Las causas de este son variadas, pero está bien definido que el crecimiento de la población humana, el desarrollo costero y la cercanía de los arrecifes a las grandes ciudades provoca que reciban impactos de magnitudes y orígenes muy variados (Edinger *et al.*, 2000; Szmant, 2002; Kleypas y Eakin, 2007). Actualmente, se reconoce que la frecuencia y severidad de los procesos de blanqueamiento y las enfermedades en los corales se ha incrementado en las últimas décadas, con evidencias fuertes de que sus causas son consecuencias de los cambios climáticos globales (IPCC, 2001; Douglas, 2003; Carricart-Ganivet *et al.*, 2011).

Los corales hermatípicos constituyen el sustrato fundamental sobre el cual se erigen el resto de los grupos biológicos que forman parte de los arrecifes de coral. Esta característica les confiere una importancia adicional dentro del ecosistema y los sitúa como un grupo clave al cual se le debe prestar atención especial (Bellwood *et al.*, 2004; Fabricius *et al.*, 2005). La literatura muestra cómo impactos originados a partir de fuentes contaminantes de petróleo, dispersantes, plaguicidas, desechos industriales y albañales, provocan estrés en los corales. Este se manifiesta de forma muy compleja y se afectan, entre otros, procesos como la reproducción, el reclutamiento, el crecimiento y la calcificación (Peters *et al.* 1997; Jiménez y Cortés, 2003; Fabricius *et al.*, 2005).

Los invertebrados bentónicos (corales, esponjas y gorgonias) de los arrecifes tienen como desventaja (con respecto a los vertebrados marinos) que son organismos sésiles, por lo cual la emigración no puede constituir una respuesta al impacto. El análisis de las alteraciones físicas y químicas del agua o los sedimentos no permite pronosticar la manera en que las mismas afectarán a determinados componentes de la comunidad biótica (Cooper *et al.*, 2009). En tal sentido, Lirman y Fong (2007) han demostrado que: “la proximidad a centros urbanos o fuentes terrestres de contaminación pudieran no siempre proveer una aproximación adecuada para asignar riesgos potenciales a la salud del arrecife, y los patrones espaciales del cubrimiento de los corales, estructura de tallas de las poblaciones, crecimiento y mortalidad, no siempre se encuentran directamente relacionados con el gradiente de calidad de agua”. Debido a ello, se ha recomendado investigar de forma directa los cambios en los componentes vivos del ecosistema dado que los mismos integran los efectos directos e indirectos de los impactos humanos y naturales y son buenos indicadores de las implicaciones ecológicas de las perturbaciones (Adams, 2005; Cooper *et al.*, 2009).

Los sistemas biológicos, en general, son complejos y jerárquicos y poseen mecanismos compensatorios numerosos que operan a niveles diferentes (molecular, celular, poblacional, entre otros) (Downs *et al.*, 2005). Debido a su complejidad, su variabilidad inherente alta y a la influencia de agentes estresantes múltiples, se ha sugerido que una única medida (o unas pocas) no es adecuada para evaluar el efecto de estos agentes sobre la biota ya que se obtiene información escasa, pobre y simplificada de las interacciones ecológicas espaciales y temporales que tienen lugar (Dale y Beyeler, 2001; Adams, 2005; Cooper, 2009). Consecuentemente, se requiere una cantidad apropiada de bioindicadores que incluyan niveles múltiples para determinar la significación biológica del estrés (Adams, 2005) y ello implica que estos sean representativos de la estructura, la función y la composición del sistema ecológico y que la información que aporta cada uno por separado pueda complementarse en un análisis integral (Dale y Beyeler, 2001; Hughes *et al.*, 2003).

Los arrecifes de Cuba, aunque no presentan una situación desastrosa, muestran evidencias de deterioro (avanzado en algunos sitios) y signos de enfermedades diversas (Guardia, 2000; González-Sansón y Aguilar, 2001; Guardia *et al.*, 2001; González-Díaz, 2010). La zona urbana con mayor densidad poblacional de Cuba es su capital, la Ciudad de La Habana y, dentro de ella, se encuentra la bahía más impactada de Cuba (La Habana). En toda esta zona costera se desarrollan conflictos de envergadura considerable debido a que coexisten actores económicos y sociales con intereses divergentes.

La bahía de La Habana posee concentraciones importantes de metales pesados, de contaminación orgánica (proveniente de aguas albañales no tratadas) y de contaminación crónica por hidrocarburos del petróleo que

proviene tanto de la actividad portuaria, como de la refinería ubicada en las márgenes del puerto (Simón y Fuster, 2004). El río más contaminado del área es el Almendares, ubicado también en la Ciudad de La Habana. El mismo atraviesa cinco municipios capitalinos y recibe el vertimiento de aguas residuales de varias industrias, descargas albañales y desechos de la agricultura urbana (Bridón, 2007; Sánchez *et al.*, 2007).

Dado que se desconoce si los efectos acumulativos producidos por agentes estresantes múltiples se detectan en distinta magnitud en los niveles de población y de comunidad de corales hermatípicos esta investigación se propuso como objetivo evaluar los efectos acumulativos producidos por agentes estresantes múltiples y que impactan de forma simultánea los corales hermatípicos. Para ello se seleccionaron un grupo de indicadores ecológicos tanto a nivel de población como de comunidad.

MATERIALES Y MÉTODO

Descripción del área de estudio

La investigación se llevó en seis estaciones ubicadas en el litoral de la Ciudad de La Habana (desembocadura del río Jaimanitas (RJ) ($23^{\circ} 05'44.73''N$, $82^{\circ} 29'43.67''W$), desembocadura del río Quibu (RQ) ($23^{\circ} 06'13.17''N$, $82^{\circ} 27'37.39''W$), Calle 30 (C30) ($23^{\circ} 7'793''N$, $82^{\circ} 25,446''W$), Calle 16 (C16) ($23^{\circ} 07.73''N$, $82^{\circ}25.24''O$), desembocadura del río Almendares (RAE) ($23^{\circ} 8,250''N$, $82^{\circ} 24,565''W$) y entrada de la Bahía de La Habana (BHAW) ($23^{\circ} 8,864''N$, $82^{\circ} 21,576''W$) (Figura 1). Las estaciones ubicadas en Calle 30 y Calle 16 se consideran sitios de referencia a partir de resultados de investigaciones previas (Guardia *et al.*, 2001; González-Díaz *et al.*, 2003; Aguilar, 2005; Aguilar *et al.*, 2007). Las otras cuatro estaciones se encuentran bajo la influencia de impactos de origen humano procedentes de las descargas de los ríos Jaimanitas, Quibú, Almendares y la Bahía de La Habana.



Figura 1. Ubicación del área de estudio y las estaciones de muestreo (desembocadura del río Jaimanitas y río Quibú, calle 30, calle16, desembocadura del río Almendares y entrada de la bahía de la Habana) en el litoral de Ciudad de La Habana

El biotopo seleccionado para esta investigación fue el veril. La profundidad del mismo oscila entre 8 y 16m. El sustrato que predomina es rocoso, con pendiente abrupta y un número grande de accidentes y cuevas que sirven de refugio a diferentes especies de organismos.

Métodos de muestreo

Los muestreos se realizaron entre los meses de abril del 2011 a febrero del 2012, mediante buceo autónomo. Todo el material biológico se identificó *in situ*. Los indicadores ecológicos se estimaron en los niveles de comunidad (composición de la comunidad, diversidad, densidad de corales y cubrimiento del sustrato) y de población (composición por tallas, diámetro y altura media y salud de especies seleccionadas).

Para determinar la composición de la comunidad se empleó el método de conteo de colonias con un marco de un metro cuadrado, que constituyó la unidad de muestreo (Weinberg, 1981; Dodge, 1982). Se ubicaron 30 marcos cuadrados por estación. Por cada marco se determinó el número de colonias por cada especie de coral presente.

La composición por especies se determinó para el Orden Scleractinia de la Clase Anthozoa, Phyla Cnidaria. Dentro de la clasificación de corales, se incluyó a los géneros *Millepora* (hidrozoo) y *Palythoa* (coral blando). Ello ha sido sugerido en investigaciones anteriores (Jordán, 1988).

Se evaluó el porcentaje de cubrimiento del sustrato para tres categorías generales: algas, corales y esponjas. Para ello se empleó el método de transepto lineal (Loya, 1972). Este consiste en definir cuantos centímetros de cada categoría quedan bajo el transepto. Como unidad de muestreo se tomó el transepto de 10m y el tamaño de muestra es de 10 unidades de muestreo por estación (100m).

Para evaluar los indicadores ecológicos a nivel de población se seleccionaron dos especies de corales *Siderastrea siderea* y *Montastraea cavernosa*. Estas especies fueron seleccionadas debido a que trabajos previos las reportan como las más abundantes en este biotopo (González, 2000; Guardia y González-Sansón, 2000a; Caballero, 2002; González-Díaz *et al.*, 2003).

Para analizar la variación espacial en la composición por tallas se determinó la altura máxima y el diámetro mayor de cada colonia. Las mediciones se realizaron con una cinta métrica de 150 cm de largo (con ± 1 cm de error). Se realizó un estudio piloto con el objetivo de conocer la variabilidad natural de las tallas de cada una de las especies y de calcular el tamaño de muestra (número de colonias a medir) necesarios para obtener un 10% de precisión. A partir de las mediciones obtenidas en el estudio piloto, se calculó el tamaño de muestra utilizando la siguiente fórmula matemática (Zar, 1996):

$$n = (1,96^2) * (\text{desv. est.})^2 / (\text{media} * 0,1)^2.$$

En cada colonia que se midió la talla, se determinó, además, el estado de salud. Para evaluar el estado de salud se tuvieron en cuenta las afectaciones (mortalidad antigua, mortalidad reciente y presencia de poliquetos bioerosionadores de las colonias de los corales), el blanqueamiento y las enfermedades activas. La presencia de estas se expresaron en porcentaje de superficie afectada y se estimó en relación a la superficie total de cada colonia.

Procesamiento de datos

Indicadores ecológicos. Nivel de comunidad

Para cada estación de muestreo se elaboró un listado con las especies de corales que se encontraron. Se confeccionó, además, una tabla con la abundancia relativa de las especies que representan el 95% del total de colonias contadas en cada estación de muestreo.

Diversidad

Para comprobar que el tamaño de la muestra fuera el adecuado se acumuló la información del total de organismos en las unidades de muestreo, y se calculó el número de especies (S) con los valores acumulados sucesivamente. Con estos datos se prepararon curvas de valor acumulado del número de organismos contados contra (S) acumulado. Como criterio para considerar que la muestra tenía tamaño suficiente, se tomó la existencia de una tendencia asintótica en las curvas.

Se estimaron los índices de diversidad para cada estación. Como índice de riqueza de especies se utilizó el número total de especies observado (S). Como índice de diversidad total se utilizó el índice de Shannon (H') definido como (Ludwig y Reynolds, 1988):

$$H' = -\sum (N_i/N) \ln (N_i/N), \text{ donde: } N_i = \text{No. de colonias en la especie } i; N = \text{No. de colonias.}$$

Se calculó el grado de uniformidad en la repartición de colonias entre las especies, para lo cual se utilizó el índice de equitatividad (J) de Pielou (1975): $J = H' / \ln S$.

Los índices de diversidad (S , H' , J), se calcularon con el valor acumulado de organismos por cada estación. Los índices fueron calculados utilizando el programa Microsoft EXCEL 2002.

Densidad y cubrimiento

La densidad se calculó para los corales hermatípicos mientras que el cálculo del cubrimiento se llevó a cabo para los grupos de organismos que predominan en el sustrato (esponjas, corales y algas), por estaciones.

Para conocer si existían diferencias significativas entre las medias de la densidad y el cubrimiento, por estaciones, se realizó un análisis de varianza unifactorial. La detección de diferencias entre pares de medias, se realizó mediante la prueba de Neuman-Keuls, con nivel de significación 0,05. Los cálculos de análisis de varianza se ejecutaron con el programa STATISTICA versión 6.0 para WINDOW.

Indicadores ecológicos. Nivel de población

Densidad de colonias de especies seleccionadas

Se determinó la densidad media de colonias para las dos especies más abundantes en los sitios de estudio (*S. siderea*, *M. cavernosa*). Para el cálculo de la densidad media se realizó un análisis de varianza unifactorial. La detección de diferencias entre pares de medias, se realizó mediante la prueba de Neuman-Keuls, con nivel de significación 0,05. Los cálculos se ejecutaron con el programa STATISTICA versión 6.0 para WINDOWS.

Talla media (Diámetro mayor y altura)

Para la talla media se elaboraron gráficos de diámetro mayor y altura máxima media para las especies seleccionadas (*S. siderea* y *M. cavernosa*) por estación de muestreo. Para determinar si existían diferencias significativas entre las medias de las tallas (diámetro mayor y altura máxima), entre las estaciones, se realizó un ANOVA unifactorial como prueba estadística. La determinación de diferencias entre las medias, para el ANOVA unifactorial se realizó mediante una prueba de Neuman-Keuls, con nivel de significación de 0,05.

A los valores de diámetro y altura se le aplicó la transformación de Log (x) para disminuir el efecto de la distribución asimétrica de los valores, según recomienda Zar (1996), Underwood (1997) y Vermeij y Bak (2000). Los cálculos se ejecutaron con el programa STATISTICA versión 6.0 para WINDOWS.

Composición por tallas

Para el análisis de la composición por tallas se confeccionaron tablas de frecuencia por clases de tallas, tanto para la altura como para el diámetro de cada una de las especies seleccionadas. Dichas tablas muestran el número de colonias y el porcentaje que estas representan del total de colonias en cada estación de muestreo. Teniendo en cuenta la tasa de crecimiento media de las especies seleccionadas, se establecieron las siguientes clases de tallas: 0-2; 3-5; 6-10 y >10 cm. Teniendo en cuenta los criterios de Ruiz-Zárate y Arias-González, 2004; Smith *et al.*, 2005 y Vermeij, 2005, se incluyeron en la categoría de reclutas las colonias que no sobrepasen los 2 cm de diámetro y altura.

Salud

Para el análisis de la salud se elaboraron tablas que reflejan el número de colonias afectadas y el porcentaje que estas representan del total de colonias contadas por cada estación de muestreo. Se realizaron gráficos, para cada especie, que muestran el porcentaje de colonias afectadas y sanas por cada estación, antes y después del verano.

Los gráficos de porcentaje de colonias afectadas y sanas se construyeron mediante el programa Microsoft Office Excel 2003.

RESULTADOS

Comunidad

Composición por especies

En las estaciones de muestreo se encontraron 32 especies de corales pertenecientes a 3 órdenes, 12 familias y 21 géneros. Las 8 especies más abundantes fueron: *Siderastrea siderea*, *Montastraea cavernosa*, *Agaricia agaricites*, *Porites astreoides*, *Madracis decactis*, *Dichocoenia stokesi*, *Siderastrea radians* y *Stephanocoenia intersepta*.

La especie de abundancia relativa más alta en las 6 estaciones fue *S. siderea* (Tabla 1). En RAE alcanzó el porcentaje superior (43,18%) y en RJ el inferior (23,87%). *M. cavernosa* tuvo abundancia relativa superior en BHaW (19,75%) e inferior en RQ (4,76%). *A. agaricites* tuvo abundancias relativas por debajo de 5% en todos los sitios exceptuando RJ (18,47%) y C16 (8,5%). La abundancia de *P. astreoides* osciló entre RAE (1,52%, valor inferior) y C16 (15,7%, valor superior). Los sitios impactados (RQ, RAE y BHaW) presentaron las abundancia superiores de *M. decactis* (7,94%, 10,6% y 13,58%, respectivamente) y *D. stokesi* (9,52%, 4,55% y 4,94%, respectivamente). *S. radians* presentó abundancias superiores (más de 7%) en dos de las estaciones más impactadas (RQ y RAE). La especie *S. intersepta*, presentó valores bajos en todas las estaciones menos en RAE y BHaW (13,64% y 13,58%, respectivamente).

Especies	Estaciones					
	RJ	RQ	C30	C16	RAE	BHaW
<i>Siderastrea siderea</i>	23,87	37,30	32,20	30,02	43,18	29,63
<i>Siderastrea radians</i>	0,23	7,14	1,69	2,17	7,58	1,23
<i>Stephanocoenia intersepta</i>	0,00	0,79	1,19	1,08	13,64	13,58
<i>Porites astreoides</i>	5,41	12,70	13,22	15,7	1,52	6,17
<i>Porites porites</i>	0,00	0,00	2,71	3,25	0,00	0,00
<i>Montastraea cavernosa</i>	11,71	4,76	12,03	12,12	9,09	19,75
<i>Montastraea faveolata</i>	11,71	0,00	2,20	1,63	0,00	0,00
<i>Montastraea franksi</i>	0,00	0,00	0,00	1,08	0,00	0,00
<i>Montastraea annularis</i>	0,45	0,00	0,00	0,18	0,00	1,23
<i>Millepora complanata</i>	0,45	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Millepora alcicornis</i>	7,88	8,73	7,63	5,42	3,03	1,23
<i>Agaricia agaricites</i>	18,47	3,97	4,92	8,50	2,27	1,23
<i>Isophilastrea rigida</i>	0,45	0,00	0,00	0,18	0,00	0,00
<i>Dichocoenia stokesi</i>	1,80	9,52	2,54	2,89	4,55	4,94
<i>Madracis mirabilis</i>	0,00	0,00	0,00	0,36	0,00	0,00
<i>Madracis decactis</i>	6,53	7,94	5,42	3,07	10,61	13,58
<i>Diploria strigosa</i>	1,35	0,00	1,69	0,18	0,00	0,00
<i>Diploria labyrinthiformis</i>	0,23	0,00	1,02	0,18	0,00	0,00
<i>Meandrina meandrites</i>	0,90	1,59	2,37	3,80	3,79	4,94
<i>Mycetophilya ferox</i>	0,00	0,00	0,00	0,18	0,00	0,00
<i>Palithoa caribaeorum</i>	1,80	1,59	1,19	0,36	0,00	2,47
<i>Scolymia sp.</i>	0,23	0,00	0,17	0,18	0,00	0,00
<i>Eusmilia fastigiata</i>	2,93	1,59	5,42	7,05	0,76	0,00
<i>Heliopseris cucullata</i>	0,90	0,00	0,85	0,36	0,00	0,00
<i>Agaricia teunoufolia</i>	1,35	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Agaricia gramahae</i>	0,68	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Agaricia humilis</i>	0,23	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Colpophyllia natans</i>	0,23	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Dendrongyra cilyndrus</i>	0,23	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Solenastrea sp.</i>	0,00	0,00	0,34	0,54	0,00	0,00
<i>Favia fragum</i>	0,00	2,38	1,19	0,00	0,00	0,00
<i>Zoanthus sociatus</i>	0,00	0,00	0,00	0,18	0,00	0,00

Tabla 1. Abundancia relativa de las especies que representa el 95% del total de colonias contadas por estación (RJ: Río Jaimanitas; RQ: Río Quibú; C30: Calle 30; C16: Calle 16; RAE: Río Almendares; BHaW: Bahía de La Habana)

Índices de diversidad

El tamaño de muestra utilizado para el análisis de los índices de comunidad, se considera suficiente ya que se comprobó la tendencia asintótica en las curvas de S' , H' y J' acumulado contra unidades de muestreo para todas las estaciones.

Los índices de diversidad presentaron valores inferiores en las estaciones impactadas, mientras que las estaciones de referencia presentaron los valores superiores (Tabla 2). Las estaciones de C30 y C16 presentaron el mayor número de colonias acumuladas (590 y 551, respectivamente). Al analizar la diversidad por estaciones se observa que el índice de diversidad de Shannon es mayor en C30 (2,52) y menor en RAE (1,82); el índice de equitatividad de Pielou (J) es superior en C30 (0,84) e inferior en C16 (0,71); mientras que la riqueza de especies (S) es mayor en C16 (25 especies) y menor en RAE (11 especies).

	Estaciones					
	RJ	RQ	C30	C16	RAE	BHaW
UM	30	30	30	30	30	30
N_{acu}	434	122	590	551	129	81
H'_{acu}	2,32	2,07	2,52	2,31	1,82	2,0
S_{acu}	24	13	20	25	11	12
J_{acu}	0,73	0,81	0,84	0,71	0,76	0,8

Tabla 2: Índices de diversidad de corales para cada estación. UM: Unidades de muestreo; N_{acu} : Número de individuos acumulado; H'_{acu} : diversidad de Shannon acumulada; S_{acu} : Riqueza de especies acumulada; J_{acu} : Equitatividad de Pielou acumulada

Densidad de corales

El resultado de ANOVA ($F=91,9$; $p<0,01$) para la densidad media de corales mostró diferencias significativas entre las estaciones. La prueba de SNK agrupó C30 (19,7 colonias/m²) y C16 (18,4 colonias/m²) que presentaron los valores superiores. Las estaciones RQ, RAE y BHaW no presentaron diferencia significativa entre ellas. El valor de densidad más bajo lo alcanzó BHaW (con 2,7 colonias/m²) (Figura 2).

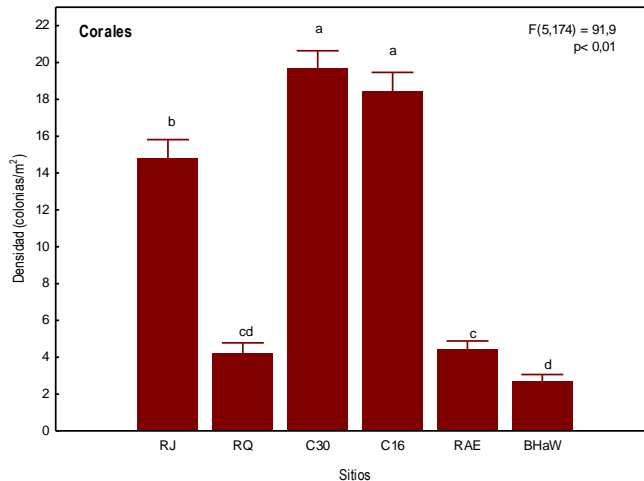


Figura 2. Valores medios y error estándar de densidad de corales para cada estación. F y p: valores del ANOVA de efectos aleatorios. El valor entre paréntesis indica los grados de libertad del valor calculado de F y p, indica la probabilidad asociada a ese valor. Las letras encima de cada barra indican el resultado del test de Neuman Keuls

Cubrimiento del sustrato (corales, esponjas y algas)

El cubrimiento del sustrato por corales mostró diferencias significativas entre las estaciones ($F=15,2$; $p<0,01$). A partir del resultado del SNK se distinguen dos grupos de estaciones: RJ, C30 y C16 con los cubrimientos superiores, y RQ, RAE y BHaW con los valores inferiores (Figura 3). El cubrimiento por esponjas presentó diferencias

significativas entre estaciones ($F=13,9$; $p<0,01$). El valor superior lo posee RJ (453,0 cm) y presentó diferencias significativas con el resto de las estaciones. El valor inferior se observa en RAE (51,7 cm). Para el cubrimiento de algas, se encontraron diferencias significativas entre estaciones ($F=13,5$; $p<0,01$). Los valores superiores se encuentran en las estaciones de RAE (891,3 cm) y RQ (854,1cm). El valor inferior lo alcanzó RJ (573,3 cm).

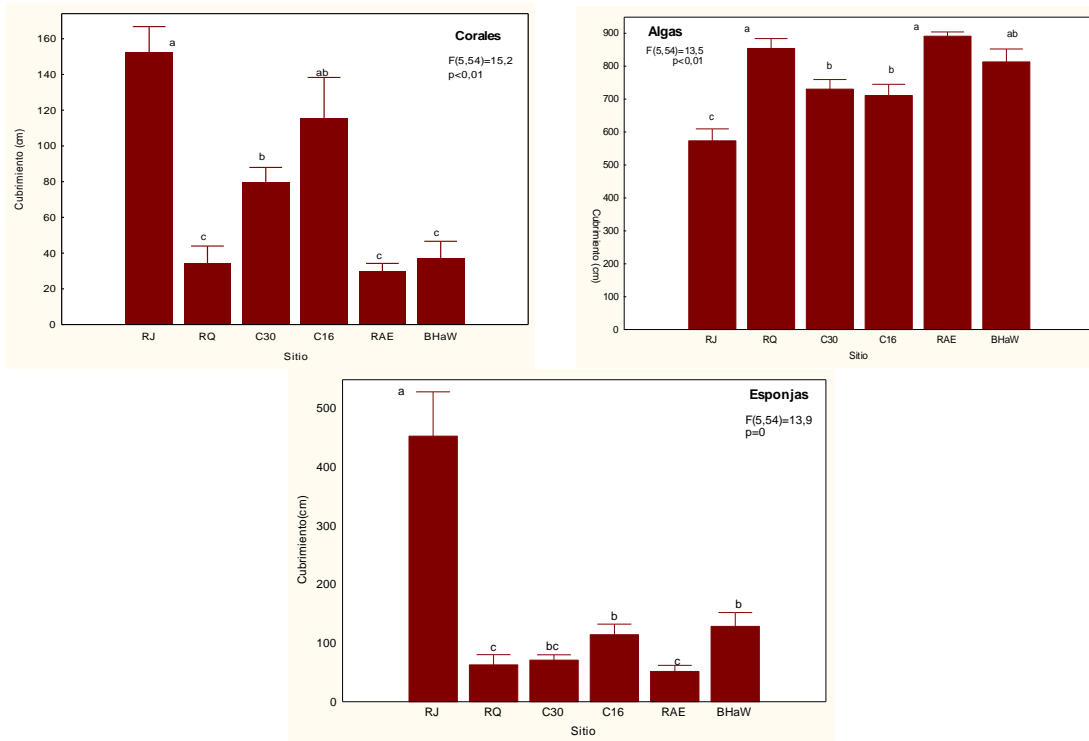


Figura 3. Valores medios y error estándar de cubrimiento del sustrato para cada estación de muestreo. F y p: valores del ANOVA de efectos aleatorios, el valor entre paréntesis indica los grados de libertad del valor calculado de F y p indica la probabilidad asociada a ese valor. Las letras encima de cada barra indican el resultado del test de Neuman Keuls

Población

Densidad por especies

Las especies seleccionadas (*S. siderea* y *M. cavernosa*) para el análisis de los estimadores ecológicos a nivel de población, mostraron diferencias significativas para la densidad de colonias entre estaciones (Figura 4).

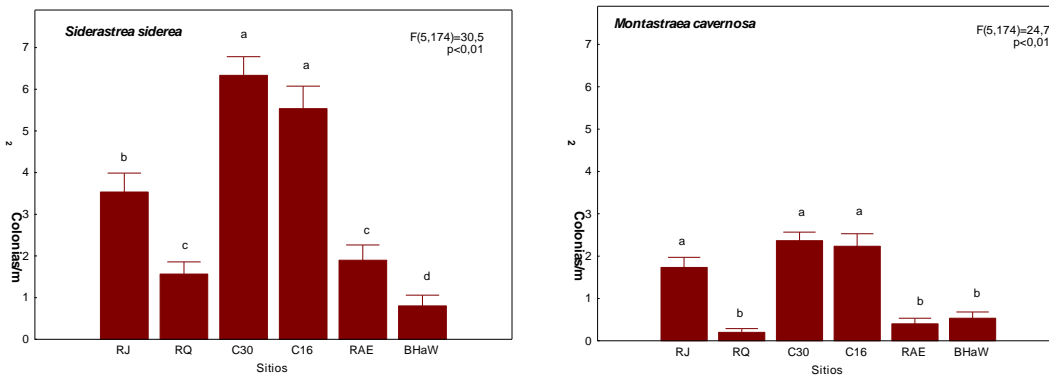


Figura 4. Densidad media de las colonias de las cinco especies seleccionadas para cada estación. F y p: valores del ANOVA de efectos aleatorios, el valor entre paréntesis indica los grados de libertad del valor calculado de F y p indica la probabilidad asociada a ese valor. Las letras encima de cada barra indican el resultado del test de Neuman Keuls

La especie *S. siderea* en la estación C30 presentó el valor superior (6,3 colonias/m²) y no tuvo diferencias significativa con C16, pero sí con el resto de las estaciones; le siguió RJ; después RQ y RAE, sin diferencias significativas entre ellas; y el valor inferior se encontró en BHaW (0,8 colonias/m²) y mostró diferencias significativas con el resto de las estaciones. De manera general se encontraron diferencias significativas entre estaciones (F=30,5; p<0,01). El ANOVA (F=24,7; p<0,01) mostró diferencias significativas entre estaciones para la densidad de *M. cavernosa*. El resultado del SNK distingue dos grupos: C30, C16 y RJ con los valores superiores y RQ, RAE y BHaW con los valores inferiores.

Diámetro mayor y altura

Para los análisis de tallas (diámetro mayor y altura) las especies seleccionadas (*S. siderea*, *M. cavernosa*) presentaron diferencias significativas entre estaciones para ambos estimadores (Figura 5).

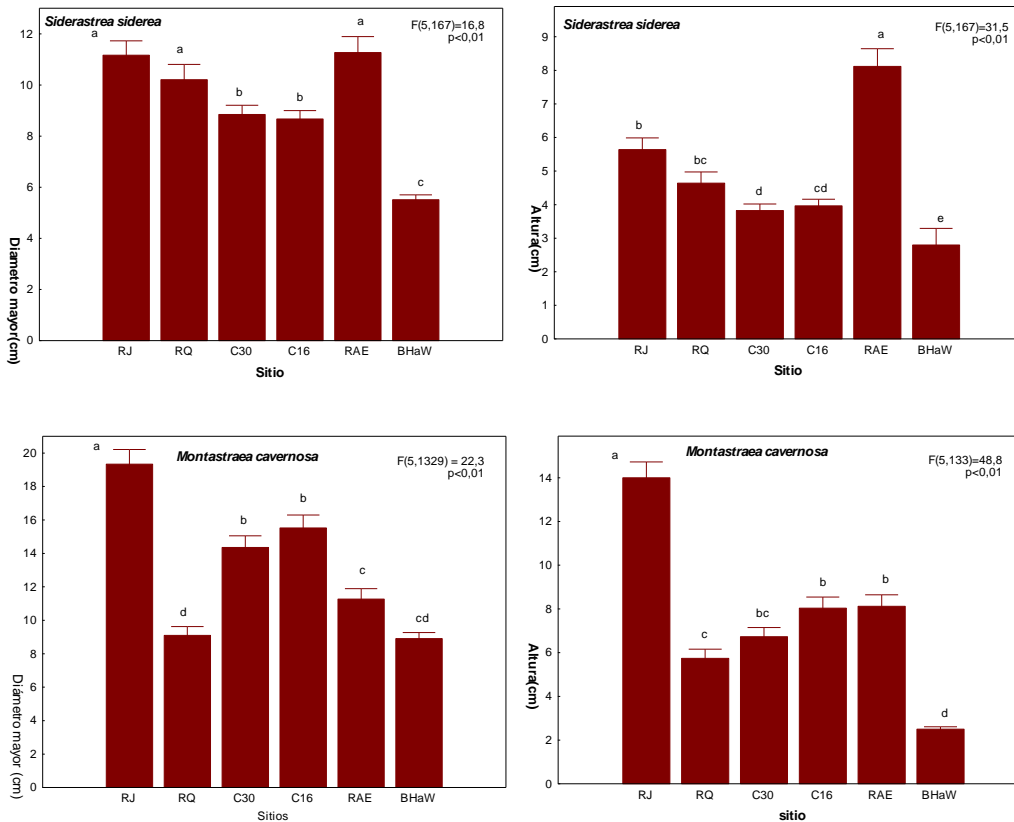


Figura 5. Diámetro medio y altura media de las colonias de las cinco especies seleccionadas para cada estación. F y p: valores del ANOVA de efectos aleatorios, el valor entre paréntesis indica los grados de libertad del valor calculado de F y p indica la probabilidad asociada a ese valor. Las letras encima de cada barra indican el resultado del test de Neuman Keuls

Para *S. siderea* se encontraron diferencias significativas entre las estaciones para el diámetro (F=16,8; p<0,01) y la altura (F=31,5; p<0,01). Para ambos indicadores se distinguen tres grupos separados de estaciones. Para el diámetro medio son: RAE (11,3 cm), RJ y RQ; C30 y C16; BHaW (5,5 cm). Para la altura, los tres grupos son: RAE (8,1 cm); RJ, RQ, C30, C16; BHaW (2,8 cm).

Para *M. cavernosa* se encontraron diferencias significativas entre las estaciones para el diámetro (F=22,3; p<0,01) y la altura (F=48,8; p<0,01). Para ambos indicadores se distinguen tres grupos separados de estaciones. Para el diámetro medio son: RJ (19,3cm), C30 y C16; RJ, RQ, BHaW (8,9cm). Para la altura, los tres grupos son: RJ (13,9cm); C16, RAE; RQ, C30, BHaW (2,5cm).

Composición por tallas

Para la especie *S. siderea* lo más significativo en el intervalo de 0-2cm fue el encontrado en C30, con el valor superior (10,6% del total de colonias). Para los intervalos de 3-5cm y de 6-10cm los mayores valores se encontraron en BHaW (49,5% y 38,7% respectivamente). En el intervalo de > 10, el menor valor fue el de BHaW (4,4% del total de colonias) (Tabla 3a).

<i>Ssid</i> (cm)	RJ		RQ		C 30		C16		RAE		BHaW	
	N	%	N	%	N	%	N	%	N	%	N	%
0-2	23	8,6	8	4,8	39	10,6	29	6,9	21	6,2	15	7,3
3-5	62	23,0	43	26,0	103	28,1	130	31	99	29,2	101	49,5
6-10	83	30,9	57	34,5	121	33,0	153	36,5	118	34,8	79	38,7
> 10	101	37,5	36	63,2	103	28,1	107	25,5	101	29,8	9	4,4

Tabla 3a: Número de colonias (N) de la especie *S. siderea* (*Ssid*) por clase de diámetro y porcentaje que representa del total de colonias medidas para cada estación

Para la especie *M. cavernosa* en el intervalo de 0-2cm los valores mayores que se encontraron fueron los de RQ y C30 ambos con 18 colonias para un 9,0 y 7,3%, respectivamente (Tabla 3b). En el intervalo de 3-5cm el mayor valor que se encontró fue el de RQ con un 25,0% del total de colonias, y el menor fue el de RJ con un 9,5% del total de colonias. En el intervalo de 6-10cm el mayor valor que se encontró fue el de BHaW con un 50,9% del total de colonias y el menor fue el de RJ con 8,6%. En el intervalo de > 10cm se encontró en RJ con el valor mayor (75,6%).

<i>Mcav</i> (cm)	RJ		RQ		C 30		C16		RAE		BHaW	
	N	%	N	%	N	%	N	%	N	%	N	%
0-2	14	6,3	18	9,0	18	7,3	17	6,6	15	6,0	6	3,6
3-5	21	9,5	50	25,0	45	18,4	49	19,3	49	19,4	28	17,8
6-10	19	8,6	73	36,5	39	15,9	48	18,9	88	34,9	83	50,9
> 10	167	75,6	53	29,5	143	58,4	140	55,1	100	39,7	46	28,2

Tabla 3b: Número de colonias (N) de la especie *M. cavernosa* (*Mcav*) por clase de diámetro y porcentaje que representa del total de colonias medidas para cada estación

Salud

La tendencia de ambas especies seleccionadas en todas las estaciones fue a incrementar el porcentaje de colonias afectadas después del verano. *S. siderea* y *M. cavernosa* presentaron como afectación más frecuente el blanqueamiento (Bl), aunque también se encontró mortalidad antigua (Ma), mortalidad reciente (Mr), presencia de poliquetos (Pol) y puntos negros (Pn).

La especie *S. siderea* fue la que presentó mayor número de colonias afectadas en las seis estaciones. En RJ se encontró el 95,2% de colonias afectadas antes del verano (AV) y el 98,7% después del verano (DV). Le siguió RQ donde se observó un comportamiento inverso, los porcentajes de colonias afectadas fueron 95,1% antes del verano y 92,6% después del verano. C16 presentó el incremento mayor (76,0%) de colonias afectadas entre antes del verano y después del verano, seguido de C30 (64,7%). Esta especie tuvo solo una estación (RQ) con variación irregular en cuanto a la variación temporal, las demás estaciones tuvieron un comportamiento regular, destacándose BHaW con los valores más bajos de colonias afectadas después del verano (46,7%) (Figura 6).

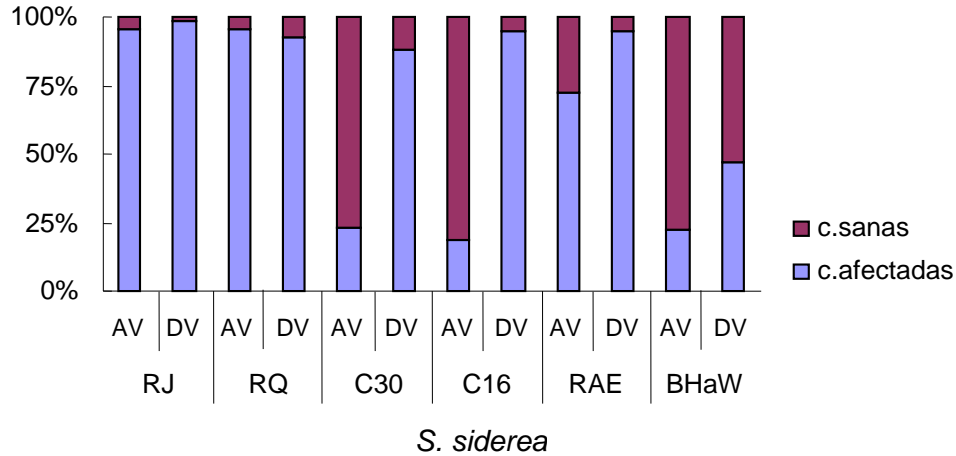


Figura 6. Porcentaje de colonias sanas de la especie *S. siderea* con respecto al porcentaje de colonias afectadas tanto antes del verano (AV) como después del verano (DV) en cada estación de muestreo

En cuanto a las diferentes afectaciones (Tabla 4), *S. siderea* presentó la incidencia superior de blanqueamiento. Para esta especie se encontró que el número mayor de colonias afectadas antes del verano estuvo en RJ con un 62,8% de colonias afectadas, mientras el menor valor en BHaW con 5,9% de afectación. Después del verano, la estación con mayor porcentaje de afectación fue también RJ con 72,6%, y el de menor valor fue BHaW con 8,1%, C30 y C16 tuvieron los mayores incrementos en cuanto a porcentaje con un 11,7% y 11,2% respectivamente antes del verano, y un 53,6% y 69,4% respectivamente después del verano. BHaW presentó los valores menores en ambos casos. La mortalidad antigua (Ma), presentó el valor mayor antes del verano en RQ con un 24,8%, y el valor menor apareció en BHaW con 1,9%. Después del verano el mayor valor se obtuvo en RAE con 24,2%, y el menor valor se encontró en C16 con 13,3%.

Ssid	Afectación	RJ		RQ		C30		C16		RAE		BHaW	
		N	%	N	%	N	%	N	%	N	%	N	%
AV	Bl	169	62,8	102	61,8	43	11,7	47	11,2	115	33,9	12	5,9
	Ma	56	20,8	41	24,8	35	9,6	27	6,4	44	12,9	4	1,9
	Mr	2	0,7	1	0,6	1	0,8	0	0	10	2,9	1	0,5
	Pol	15	5,6	10	6,1	0	0	2	0,5	50	14,7	28	13,7
	Pn	14	5,2	3	1,8	6	1,6	2	0,5	27	7,9	1	0,5
DV	Bl	172	72,6	125	61,6	181	53,6	295	69,4	163	48,5	17	8,1
	Ma	48	20,3	34	16,7	61	18,0	57	13,3	81	24,2	35	16,7
	Mr	4	1,7	16	6,9	7	2,1	12	2,8	6	18,2	1	0,5
	Pol	7	2,9	12	7,3	42	12,4	37	8,6	47	14,0	45	21,4
	Pn	3	1,7	1	0,5	6	1,8	4	0,9	21	6,3	0	0

Tabla 4: Número de colonias afectadas (Bl: Blanqueamiento, Ma: Mortalidad antigua, Mr: Mortalidad reciente, Pol: Poliquetos y Pn: puntos negros) y porcentaje que representan del total de colonias con afectaciones para cada estación de muestreo antes y después del verano para la especie *S. siderea* (Ssid). AV: antes del verano; DV: después del verano

La mortalidad reciente, para *S. siderea* presentó valores bajos en todas las estaciones antes del verano. RAE y BHaW presentaron los valores superiores e inferiores, respectivamente, tanto antes (2,9%; 0,5%) como después del verano (18,2%; 0,5%).

En el caso de la presencia de poliquetos (para *S. siderea*), el valor superior se encontró antes del verano en RAE con un 14,7%. C30 no presentó afectación. Después del verano el mayor valor se encontró en BHaW con 21,4%

(aumentó en 7,7%), y el menor valor se encontró en RJ con 2,9%. En el caso de C30 que no presenta afectación y C16 que presenta 0,5% de afectación antes del verano, se da un incremento con 12,4% y 8,6% respectivamente después del verano. Para los puntos negros (Pn), los mayores valores se encontraron en RAE con 7,9%, seguido de RJ con 5,2%, RQ, C30, C16 y BHaW presentaron bajos valores de afectaciones de este tipo, antes del verano. Después del verano la estación con mayor porcentaje de afectación, fue también RAE con 6,3%, BHaW fue la única estación que no presentaron afectaciones (Tabla 4).

La especie *M. cavernosa* mostró los mayores incrementos en relación a lo existente antes del verano, y lo existente después del verano en RQ y C16 (36,7% y 32,0% respectivamente del total de colonias afectadas). En esta misma especie fue en la que se evidenció una mayor diferencia en la variación irregular en cuanto a la variable temporal (AV y DV), alcanzándose en RJ valores de 66,1% antes del verano y 55,7% después del verano del total de colonias afectadas. Las demás estaciones tuvieron un comportamiento regular en cuanto a este parámetro, el mayor valor de colonias afectadas, después del verano lo presentó RQ con 75,2%, seguido de RAE con 74,1% (Figura 7).

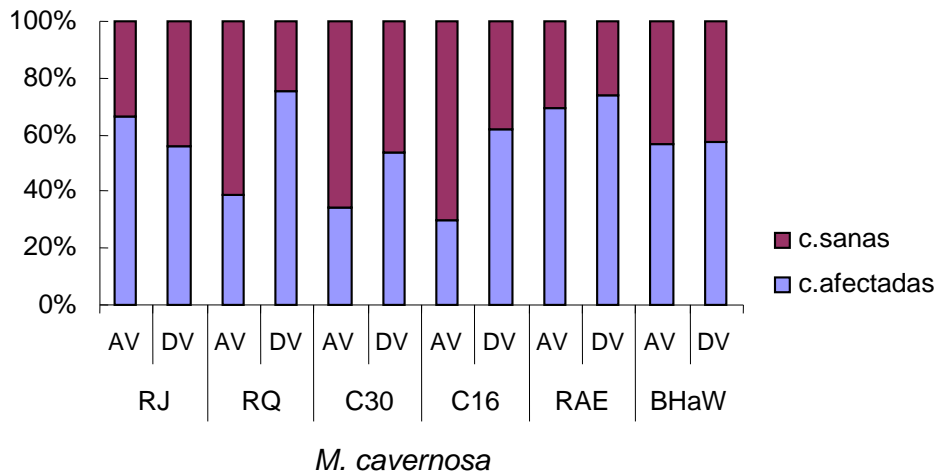


Figura 7. Porcentaje de colonias sanas de la especie *M. cavernosa* con respecto al porcentaje de colonias afectadas antes del verano (AV) y después del verano (DV) en cada estación de muestreo

Para la especie *M. cavernosa*, se encontró el número mayor de colonias afectadas por blanqueamiento (Tabla 5) antes del verano en BHaW (55,2%) y el menor valor en C16 (17,7%). Después del verano la estación con mayor porcentaje de afectación fue RAE con 47,8% y el de menor valor fue RJ con 15,3%. En BHaW disminuyó el blanqueamiento después del verano en un 17,9%. En el caso de RQ y C16 aumentó en 23,2% y 21,1%, respectivamente el blanqueamiento después del verano. La mortalidad antigua (Ma) presentó su valor superior antes del verano en RJ con un 30,3%. BHaW no presentó colonias con esta afectación. Después del verano el mayor valor apareció en RJ con 33,5%, y el menor valor apareció en RQ con 13,8% de afectación.

M _{cav}	Afectación	RJ		RQ		C30		C16		RAE		BH _a W	
		N	%	N	%	N	%	N	%	N	%	N	%
AV	Bl	69	31,2	47	23,5	45	18,4	45	17,7	108	43,0	90	55,2
	Ma	67	30,3	30	15,0	22	8,9	31	12,2	53	21,1	0	0
	Mr	3	1,4	0	0	2	0,8	0	0	2	0,8	1	0,6
	Pol	6	2,7	0	0	0	0	0	0	11	4,4	2	1,2
	Pn	1	0,5	0	0	0	0	0	0	1	0,4	0	0
DV	Bl	31	15,3	98	46,7	40	16,9	94	38,8	107	47,8	62	37,3
	Ma	68	33,5	29	13,8	77	32,6	46	19,0	50	22,3	23	13,9
	Mr	2	0,9	30	14,3	4	1,7	2	0,8	1	0,4	2	1,2
	Pol	12	5,9	1	0,5	5	2,1	8	3,3	8	3,6	8	4,8
	Pn	0	0	0	0	1	0,5	0	0	0	0	0	0

Tabla 5: Número de colonias de *M. cavernosa* (M_{cav}) afectadas (Bl: Blanqueamiento, Ma: Mortalidad antigua, Mr: Mortalidad reciente, Pol: Poliquetos y Pn: puntos negros) y el porcentaje que representan del total de colonias con afectaciones para cada estación de muestreo antes y después del verano. AV: antes del verano; DV: después del verano

Para la mortalidad reciente (Mr), el mayor valor se encontró en RJ con 1,4%, RQ y C16 no presentaron colonias afectadas, antes del verano. Después del verano el valor superior se obtuvo en RQ con 14,3%, mientras que el valor inferior se encontró en RAE con 0,4%. En RQ no se encontraron colonias afectadas por mortalidad reciente antes del verano, mientras que después del verano se encontró el 13,8% de las colonias con esta afectación.

En el caso de los poliquetos (Pol) el valor superior se encontró en RAE con 4,4%. Las estaciones de RQ, C30 y C16 no presentaron esta afectación antes del verano. Después del verano, el valor superior que se encontró fue en RJ con 5,9%, mientras que el valor inferior se encontró en RQ con 0,5%. En RJ y BH_aW se obtuvo aumento en cuanto a los porcentajes después del verano. En el caso de *M. cavernosa* se han obtenido valores menores que para *S. siderea* en cuanto a esta afectación. Para los puntos negros (Pn), el valor mayor se encontró antes del verano en RJ con 0,5%, seguido de RAE con 0,4%. En el resto de las estaciones no se encontraron afectaciones de este tipo. Después del verano solo C30 presentó esta afectación con un 0,5% (Tabla 5).

DISCUSIÓN

Alrededor del mundo la calidad de las aguas en áreas cercanas a las ciudades decrece aceleradamente y la urbanización de las costas se expande desproporcionadamente con el crecimiento de la población humana (Fabricius *et al.*, 2012; Meng *et al.*, 2008). Los arrecifes de coral, al igual que otros ecosistemas marinos costeros, se ven expuestos cada vez más, al incremento de la descarga de nutrientes, sedimentos y contaminantes provenientes de la tierra (Szmant, 2002; Fabricius, 2005). Algunos de los arrecifes aledaños a la Ciudad de La Habana no constituyen una excepción (Guardia y González-Sansón, 2000b; Aguilar, 2005; González-Díaz, 2010).

Algunos de los sitios seleccionados para esta investigación muestran efectos de contaminación severa y constituyen las áreas marinas de impacto más alto dentro de la Ciudad de La Habana (desembocadura del Río Jaimanitas, desembocadura del Río Quibú, desembocadura del Río Almendares y entrada de la bahía de La Habana) (Guardia *et al.*, 2001, Aguilar *et al.*, 2004; Aguilar *et al.*, 2007). Para una mejor comprensión de cuán afectados se encuentran los procesos ecológicos de las comunidades marinas que habitan estas áreas, se ha sugerido seleccionar sitios de referencia que presenten similares características a los sitios impactados pero que no haya sido afectado (Environment Canada, 2003). Signos de deterioro, como los que reflejan los resultados de esta investigación (para los sitios que se encuentran bajo la influencia de los ríos Almendares, Quibú, Jaimanitas y la bahía de La Habana), han sido registrados durante todos estos años en otros arrecifes del Caribe (Wilkinson, 2000).

Composición por especies

El listado de especies y el porcentaje que representa cada una en su zona, así como la densidad son útiles como indicadores de riqueza y abundancia y facilitan la interpretación de los factores abióticos que regulan la comunidad. Este listado se puede emplear como referencia, para la comparación de especies en el tiempo y con otros sistemas arrecifales (Guardia y González-Sansón, 1997a). Los valores obtenidos para la composición por

especies en las estaciones de muestreo son superiores a los encontrados por Guardia *et al.*, (2001) para el sitio de RAE. Ello pudiera indicar cierta mejoría en las condiciones ambientales del arrecife.

Las especies encontradas como más abundantes en esta investigación (*S. siderea*, *M. cavernosa*, *A. agaricites*, *P. astreoides*, *M. decactis*, *D stokesi*, *S. intersepta*) se diferencian de lo encontrado por Caballero (2002) en Miramar (Calle 60), Barlovento (al oeste de La Habana) y Salado al oeste de provincia Habana. En su investigación las especies más abundantes fueron *P. astreoides*, *S. siderea*, *A. agaricites* y se observó un incremento en los porcentajes de *A. agaricites* y *M. annularis*, y una disminución de los porcentajes de *S. siderea* en el Salado. González-Ontivero (2004) encontró una abundancia superior de *A. agaricites* seguida de *S. siderea* en arrecifes de Cayo Levisa. Herrera (1990) y Valle *et al.*, (2000), encontraron en zonas de mayor eutrofización y sedimentación una dominancia alta de *S. siderea* y *M. cavernosa* mientras que en sitios "limpios" predominó *M. annularis*.

En esta investigación se encontraron valores de densidad de *S. siderea* superiores a los obtenidos por González-Díaz en el arrecife de Los Colorados, Pinar del Río (arrecife no impactado, alejado de la línea de costa y urbanización) (González-Díaz *et al.*, 2010). Guardia y González-Sansón (1997a), reportaron la abundancia de *S. siderea* en las zonas más profundas (5-11m) en el arrecife de Herradura, considerando este arrecife con condiciones favorables para el desarrollo de la comunidad bentónica. La especie *M. cavernosa* mostró valores de densidad superiores a los encontrados por González-Díaz (2010) en el arrecife de Los Colorados, Pinar del Río. Ello pudiera deberse a que la diversidad y equitatividad encontradas para Los Colorados es superior y por tanto existen más especies compitiendo por el mismo sustrato (Guardia y González-Sansón, 2000b).

Índices de diversidad

Los índices de diversidad son útiles en la interpretación del ambiente, pues existe cierta correlación entre estos y las condiciones ambientales, el número de especie y el grado de madurez de un ecosistema. Sin embargo, Bravo (1991) plantea que no se deben de tomar como criterio único para evaluar la estructura comunitaria de un ecosistema arrecifal.

Según Connell *et al.*, (1997), la mayor o menor diversidad, está en dependencia de los disturbios que afectan cada área en particular. Los resultados encontrados en este trabajo muestran que en las estaciones menos impactadas (sitios de referencia), incluyendo a RJ (sitio impactado) se dan los mayores valores de diversidad. Guardia *et al.*, (2001), para el biotopo de veril encontraron en las estaciones de Calle 16 y Calle 30, resultados similares. En este mismo estudio las estaciones aledañas al Río Almendares (Puntilla, Calle 12 y Paseo) muestran valores superiores a los obtenidos en este trabajo en las estaciones de RQ; RAE y BHaW. González-Díaz *et al.*, (2003) obtuvo para la riqueza de especies (S) en los arrecifes de Calle 30, Calle 16 y BHaW valores más bajos que los encontrados en este trabajo en los mismos arrecifes. Sin embargo, RAE presenta para ambos casos igual resultado. Los índices de equitatividad de Pielou (J) y de diversidad de Shannon (H) son similares en ambos trabajos exceptuando en BHaW que son más bajos y RAE más alto que los obtenidos en este trabajo para las mismas estaciones. Tales resultados en los indicadores de diversidad se explican debido a la cercanía de las estaciones BHaW, RAE y RQ a las descargas de los ríos Almendares y Quibú y a la entrada de la bahía de La Habana. Guardia *et al.* (2001) demuestra un gradiente de mejoría ambiental en la medida en que los sitios se encuentran más lejanos de las fuentes de contaminación (Río Almendares y bahía de La Habana).

Densidad

Los resultados de densidad de corales encontrados en esta investigación son superiores a los encontrados por Guardia *et al.*, (2001) en biotopos similares, para estaciones impactadas y poco impactadas. Ello pudiera sugerir que existen condiciones ambientales más favorables en estos arrecifes, con relación a años anteriores (González, 2000). Guardia y González-Sansón, (1997c) en el arrecife de Herradura considerado un arrecife limpio sin impacto antrópico encontró en la pared del canal valores similares a los encontrados en esta investigación en los sitios de referencia. Esto pudiera deberse a que la pared tanto del veril como la del canal dentro del arrecife son de las zonas más profundas y presentan un sustrato rocoso más accidentado exhibiendo una mayor densidad, además de no estar bajo la acción directa de la descarga de la bahía o algún río.

Cubrimiento del sustrato

Para un manejo adecuado de los arrecifes de coral, es necesario conocer cómo y por qué ocurren los cambios en el cubrimiento coralino a través de los años (Hughes *et al.*, 2003; Connell *et al.*, 1997; Bellwood *et al.*, 2004). Para ello se necesita comprender la estructura y dinámica de las poblaciones de manera que sea posible realizar inferencias sobre las consecuencias futuras de los cambios observados (Smith *et al.*, 2005).

En esta investigación se encontró un cubrimiento alto de corales en las estaciones de RJ, C30 y C16), lo cual pudiera deberse a la aparición de un elevado número de especies y colonias de corales. Estudios realizados en otros sitios de este litoral ponen en evidencia que los valores de cubrimiento son bajos cuando los de algas son altos, resultante de la constante descarga de la bahía de La Habana y ríos aledaños (Guardia, 1997 y Aguilar *et al.*, 1997). Sin embargo, resultados obtenidos por González (1999) en el biotopo de veril muestran valores menores de cubrimiento de corales para el arrecife de calle 30 en Miramar si lo comparamos con los valores obtenidos en este trabajo para el mismo arrecife. Ello parece indicar la existencia de una mejoría de las condiciones ambientales en este sitio. En zonas más alejadas, como es el arrecife de la Herradura, se observa mayor cobertura coralina y menor cubrimiento del sustrato por algas (Guardia y González-Sansón, 1997a).

Las esponjas constituyen un grupo dominante en el arrecife y se caracterizan por adoptar formas incrustantes y recubrir el sustrato (Guardia *et al.*, 2001). En esta investigación el cubrimiento por esponjas presentó su mayor valor en RJ y esto la diferenció con las demás estaciones. Resultados similares fueron encontrados por Guardia y González-Sansón, (2000b) mostrando altos valores de cubrimiento en BHaW a diferencia de los demás sitios. El efecto de la sedimentación y la reducción de los niveles de luz favorecen la colonización del sustrato por esponjas.

Los valores de cubrimiento de algas en las zonas de estudio muestran altos valores para todas las estaciones, siendo similares a los resultados obtenidos por Guardia y González-Sansón (2000b), Guardia *et al.*, (2001) y González-Díaz (2003). Esto pudiera deberse fundamentalmente a que estos arrecifes están influenciados de alguna forma directa por las descargas de los ríos Jaimanitas, Quibú, Almendares y la bahía de La Habana. Estos son focos de contaminación que aumentan la disponibilidad de nutrientes, sumándole la sobrepesca, que puede provocar la disminución de los peces herbívoros y depredadores en el arrecife, más las descargas de aguas albañales y aumento de las temperaturas del mar. Este conjunto de factores contribuye al crecimiento de las poblaciones de algas, lo cual trae como consecuencia el deterioro de las comunidades bentónicas formadoras del arrecife (Guardia y González-Sansón, 2000a; Aguilar *et al.*, 2007).

Composición por tallas

Existe un consenso bastante generalizado sobre la utilidad de realizar muestreos pilotos como un paso inicial en una investigación. Los estudios pilotos se recomiendan, además, para determinar la resolución de los cambios ambientales que será capaz de detectar la investigación, sobre todo si el objetivo es detectar cambios a escala fina (Hill y Wilkinson, 2004). El muestreo piloto nos permitió determinar el tamaño de muestra necesario para obtener una precisión del 10% y por tanto, acercarnos lo más posible a un tamaño de muestra que refleje la composición por tallas real de la población.

La talla es una de las características demográficas más importantes en términos de crecimiento y mortalidad de la colonia, ya que estos procesos son dependientes de este parámetro (Vermeij *et al.*, 2007). La distribución de las frecuencias de tallas en las poblaciones de corales constituye una herramienta muy útil para evaluar el estatus de los arrecifes de coral, debido a que esta puede revelar variaciones en el patrón de nuevos juveniles, mortalidad parcial, longevidad entre especies de coral y entre poblaciones de la misma especie en el transcurso del espacio y el tiempo (Vermeij y Bak, 2000; Vermeij *et al.*, 2007).

La especie *S. siderea* tiene una tasa de crecimiento lento según Huston (1985), la cual oscila entre 0,2 y 1cm por año. Los valores más bajos de diámetro y altura en esta investigación se encontraron en BHaW. Ello pudiera deberse a que algún evento de mortalidad selectiva de reclutas pudiera haber ocurrido. La mortalidad alta de reclutas disminuye el número de colonias presentes en las clases de tallas más pequeñas y como consecuencia de esto aumenta la talla media de la población (Vermeij y Bak, 2000). Además, esta distribución dirigida hacia valores intermedios de las tallas, puede también indicar que la reproducción asexual podría estar jugando un papel importante en el mantenimiento de la población (Lirman, 2007). En Panamá se observó que la contaminación por

aceite y la sedimentación reducen el número de colonias grandes de *S. siderea* (Guzman y Holst, 1993, citado por Lewis, 1997).

La especie *M. cavernosa* mostró casi un 50% de colonias adultas. Según Meesters *et al.*, (2001), en un área que bordea una región costera urbanizada, existen relativamente pocas colonias en las clases de tallas pequeñas y más en las clases de tallas grandes. Carricart-Ganivet y Merino, (2001), afirman que la existencia de colonias grandes donde hay cierto estrés por sedimentación es poco frecuente.

Del análisis de las tallas, no es posible determinar, si la presencia de tallas medias pequeñas es debido a un reclutamiento constante, seguido de alta mortalidad, o de una alteración en la tasa de crecimiento. Otros autores han encontrado relación directa entre escurrimientos terrestres y tasas de crecimientos de corales, demostrando que el estudio de las clases de tallas, es un indicador potencial de reproducción y eventos de mortalidad, y es un índice comunitario apropiado para la interpretación del ambiente (Herrera y Martínez-Estalella, 1987; Chiappone y Sullivan, 1996). Los arrecifes degradados exhiben tasas de decline de reclutamiento de corales, a través de combinaciones pobremente estudiadas de reducción de fecundidad de adultos, bajo asentamiento y altas tasas de mortalidad reciente (Bellwood *et al.*, 2004).

Salud

La salud de los corales es un indicador de vital importancia para determinar el estado actual de un arrecife, del cual dependen varios organismos tanto sésiles como pelágicos; así como la dinámica del ecosistema. En los últimos años la presión ambiental hace más propensos a estos sistemas arrecifales a la ocurrencia de mortalidades, blanqueamiento y enfermedades (Alcolado *et al.*, 2003). Nuestros arrecifes no están excluidos de los padecimientos regionales (blanqueamiento y enfermedades) (Aronson and Precht, 2001; Hughes *et al.* 2003, Caballero *et al.*, 2005).

El blanqueamiento, al igual que las enfermedades, es un factor que incide en la salud de los corales y afectó grandemente a todos los arrecifes investigados. Este evento se encuentra asociado a los cambios globales como el aumento de la temperatura de los océanos, las radiaciones UV, el paso de ciclones y otras fuentes de estrés (Coles y Brown, 2003).

Sobre el efecto de los huracanes y ciclones en los arrecifes de coral y su relación con el blanqueamiento, existen teorías diferentes. Según Bruckner and Bruckner (1997a), la susceptibilidad de las colonias de coral aumenta después del paso de este evento meteorológico y ha sido reportado como una de las causas de blanqueamiento en arrecifes del Caribe. Sin embargo, Baker *et al.*, (2008) consideran que el paso de los huracanes disminuyen la temperatura media del mar y como consecuencia favorecen la recuperación de los corales que se encuentran bajo los efectos del blanqueamiento. Se ha demostrado que el aumento de las temperaturas constituye un estrés y favorece la aparición no sólo de blanqueamiento, sino de enfermedades diversas (Aronson y Precht, 2001; Hughes *et al.* 2003).

Las especies *S. siderea* y *M. cavernosa*, parecen ser las especies más susceptibles, encontrándose mayormente afectadas en el biotopo de veril. Estos resultados coinciden con los obtenidos por Marshaw y Baird (2000) y González-Ontivero (2004) que encontraron que los mayores porcentajes de colonias afectadas corresponden con estas 2 especies. Bruckner and Bruckner (1997a) plantea que el blanqueamiento disminuye la capacidad de defensa del sistema inmunológico de los corales afectados por lo que se vuelven más susceptibles a las enfermedades.

La ocurrencia de mortalidades totales y parciales en estas especies, producen un decline de las poblaciones y disminución en el reclutamiento de corales (Pandolfi and Jackson, 2006). Un incremento de la mortalidad parcial o total de las colonias puede estar dado porque el sistema se encuentre bajo la influencia de la degradación ambiental (Meesters *et al.*, 2001). Esta mortalidad puede explicar, además, parte de los resultados de un reclutamiento bajo. En este sentido Bak y Meesters (1998), se inclinan porque los factores que causan mortalidad parcial en colonias grandes, causan mortalidad total en colonias pequeñas.

CONCLUSIONES

La estructura de la comunidad de corales (índices de diversidad y composición por especies) refleja la existencia de condiciones ambientales más favorables para el desarrollo de la comunidad coralina en los sitios de Jaimanitas, Calle 30 y Calle 16 y condiciones desfavorables en los sitios de Río Quibú, Río Almendares y Bahía de La Habana. En los sitios Río Almendares y Bahía de La Habana se destacan por sus abundancias, las especies *Stephanocoenia intersepta* y *Madracis decactis*. Ello pudiera reflejar cierta mejoría en las condiciones de estos sitios con relación a años anteriores o indicar que estas especies parecen ser resistentes a grados altos de eutrofización. Los resultados de los indicadores de densidad de corales, así como el cubrimiento de corales, reflejan las condiciones ambientales favorables en que se encuentran los sitios Jaimanitas, Calle 30 y Calle 16 (sitios de referencia). El cubrimiento de algas obtenido en Río Quibú, Río Almendares y Bahía de La Habana muestra el ambiente adverso de estos sitios. La densidad de las especies de corales seleccionadas (*S. siderea*, *M. cavernosa*) refleja diferencias entre los sitios Jaimanitas, Calle 30 y Calle 16, y Río Quibú, Río Almendares y Bahía de La Habana.

La especie *S. siderea* se encontró como la más vulnerable a afectaciones como el blanqueamiento, la mortalidad antigua, la mortalidad reciente, presencia de poliquetos en las colonias y presencia de puntos negros. El blanqueamiento, al igual que en otros arrecifes del Caribe, es la afectación predominante, aunque sin llegar a comprobarse mortalidad por esta causa. No obstante, el análisis temporal de las afectaciones mostró un aumento después del verano que se ha asociado a la elevación de las temperaturas.

Los indicadores ecológicos seleccionados reflejan las condiciones ambientales favorables o desfavorables en que se encuentran las comunidades de corales hermatípicos. Es importante recalcar que la utilidad mayor de los indicadores ecológicos seleccionados radica en que aportan información complementaria para que esta sea analizada de manera integral. Este tipo de análisis integrador, puede ser de mucha utilidad en el diseño de Áreas Marinas Protegidas, así como para establecer planes de manejo.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a David Guggenheim y a Fernando Bretos por su colaboración constante y su amistad. Les estamos especialmente agradecidos a los buzos-amigos que nos asistieron en el trabajo de campo y dedicaron lo mejor de sí a esta investigación: Iván Rodríguez Mauri y Eduardo Alonso, del Centro de Investigaciones Marinas de la Universidad de La Habana. Eduardo, a pesar del tiempo, siempre nos acompaña. Este artículo va dedicado a su memoria. A los árbitros que nos ofrecieron sus criterios y contribuyeron a elevar la calidad de este trabajo, llegué también nuestro agradecimiento.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Adams, S.M. (2005): Assessing cause and effect of multiple stressors on marine systems. *Mar. Poll. Bull.* 51: 649-657.

Aguilar, C; G. González-Sansón; K. Munkittrick; D. L. MacLachy (2004): Fish assemblages on fringe coral reefs of the northern coast of Cuba near Havana Harbor. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 58:126-138.

Aguilar, C. (2005): *La ictiofauna costera de la Ciudad de La Habana: Efectos acumulativos de agentes estresantes múltiples en varios niveles de organización biológica*. Tesis de doctorado. Centro de Investigaciones Marinas. Universidad de La Habana. 122 p.

Aguilar, C; G. González-Sansón; I. Hernández; D. L. MacLachy; K. Munkittrick; (2007): Effects-based assessment in a tropical coastal system: Status of bicour damselfish (*Stegastes partitus*) on the north shore of Cuba. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 67:459-471.

Alcolado, P.M; R. Claro-Madruga; G. Menéndez-Macías, P. García-Parrado, B. Martínez-Daranas and M. Sosa. (2003): The Cuban coral reefs. pp. 53-76. *In Latin American Coral Reefs*, Edited by Jorge Cortes. Elsevier Science B.V. San Pedro. Costa Rica. 497 p.

Aronson, R. B. and W. F. Precht (2001): White band disease and the changing face of Caribbean coral reef. *Hidrobiología*, 430: 25-38.

- Baker, A.C.; P. W. Glynn and B. Riegl (2008): Climate change and coral reef bleaching: An ecological assessment of long-term impacts, recovery trends and future outlook. *Estuar. Coast. Shelf S.* 80: 435-471.
- Bellwood, D.R.; T.P. Hughes; C. Folke and M. Nystrom (2004): Confronting the coral reef crisis. *Nature.* 429: 827-833.
- Bravo, E.N. (1991): Sobre la cuantificación de la diversidad ecológica. *Hidrobiología.* 1: 87-93.
- Bridón, D. (2007): Contaminación ambiental en el Gran parque Metropolitano de La Habana. Cuadernos del Almendares. CISP/GPMH. 112 p.
- Caballero, H. A. (2002): *Estructura de la comunidad coralina de tres sitios de la costa norte de La Habana, Cuba.* Tesis de Maestría. Centro de Investigaciones Marinas. Universidad de La Habana. 60 p.
- Caballero H., P. Chavalier, A. Cárdenas, D. Rosales, A. Alcalá y A. Olaechea (2005): Evaluación ecológica de las zonas de colecta del Acuario Nacional de Cuba en el litoral norte de las provincias habaneras, Cuba. Corales, gorgonáceos, esponjas y peces. Proyecto RAMAL No. 30801. Acuario Nacional de Cuba 2005. 67p.
- Carricart-Ganivet, J.P. and M. Merino (2001): Growth responses of the reef-building coral *Montastrea annularis* along a gradient of continental influence in the southern gulf of Mexico. *Bull. Mar. Sci.* 68(1): 133-146.
- Carricart-Ganivet, J.P.; A. U. Beltrán-Torres; G. Horta-Puga (2011): Distribution and prevalence of coral diseases in the Veracruz Reef System, Southern Gulf of Mexico. *Dis Aquat Org.* Vol. 95: 181–187.
- Coles, S. y N. Brown. (2003): Coral bleaching capacity for acclimatization and adaptation. *Adv. Mar. Biol.* 46: 223 p.
- Connell, J H.; Hughes T.P. and Wallace C.D. (1997): A 30 year study of coral abundance, recruitment and disturbance at several scales in space and time. *Ecol. Monogr.* 67(4): 461-488.
- Cooper, T.F; J. P. Gilmour & K. E. Fabricius (2009): Bioindicators of changes in water quality on coral reefs: review and recommendations for monitoring programmes. *Coral Reefs.* 28:589–606
- Dale, V.H & S. C. Beyeler (2001): Challenges in the development and use of ecological indicators. *Ecological indicators.* 1: 3-10.
- Dodge, R. E., A. Logan & A. Antonius (1982): Quantitative reef assessment studies in Bermuda: A comparison of Methods and Preliminary Results. *Bull. Mar. Sci.* 32(3):745-760.
- Douglas A.E. (2003): Coral bleaching—how and why? *Mar. Pol. Bull.* 46:385–392.
- Downs, C.A; C. M. Woodley; R. H. Richmond; L. L. Lanning and R. Owen (2005): Shifting the paradigm of coral-reef 'health' assessment. *Mar. Poll. Bull.* 51:486-494.
- Edinger, E; G. Limmon; J. Jompa; W. Widjarmoko; J. Heikoop and M. Risk (2000): Normal coral growth rates on dying reefs: are coral growth rates good indicators of reef health? *Mar. Poll. Bull.* 40(5): 404-425.
- Environment Canada (2003): National Assessment of Pulp and Paper Environmental Effects Monitoring Data: A Report Synopsis. National Water Research Institute, Burlington, Ontario. *NWRI Scientific Assessment Report Series* No. 2:28 p.
- Fabricius, K. E. (2005): Effects of terrestrial runoff on the ecology of corals and coral reefs: review and synthesis. *Mar. Poll. Bull.* 50: 125-146.
- Fabricius, K.E.; T.F. Cooper; C. Humphrey; S. Uthicke; D. De'ath; J. Davidson; H. LeGrand; A. Thompson; B. Schaffelke (2012): A bioindicator system for water quality on inshore coral reefs of the Great Barrier Reef. *Mar. Poll. Bull.* 65: 320–332.
- González, S. (2000): *Caracterización de tres comunidades de corales del litoral norte de La Habana y Ciudad de La Habana.* Tesis de diploma. Centro de Investigaciones Marinas. Universidad de La Habana. 41 p.

González-Díaz, P; E de la Guardia y G. González-Sansón. (2003). Efectos de efluentes terrestres sobre las comunidades bentónicas de arrecifes coralinos en el litoral de Ciudad de La Habana, Cuba. *Rev. Inv. Mar*, 24(3): 193-204.

González-Díaz, S.P.; G. González-Sansón; S. Álvarez Fernández & O. Perera Pérez (2010): High spatial variability of coral, sponges and gorgonian assemblages in a well preserved reef. Aceptado en la *Revista de Biología Tropical* y se encuentra en estos momentos en la revisión final de los editores. 58 (2): 621-634.

González-Díaz, S. (2010): Efecto acumulativo de agentes estresantes múltiples sobre los corales hermatípicos de la región noroccidental de Cuba. Tesis de Doctorado. Centro de Investigaciones Marinas. 100 pp.

González-Ontivero, O. (2004): *Caracterización de la estructura de la comunidad de corales en arrecifes de la zona de buceo de Cayo Levisa, Archipiélago de Los Colorados, Cuba*. Tesis de diploma. Centro de Investigaciones Marinas. Universidad de La Habana. 44 p.

González-Sansón, G y C. Aguilar (2001): Influencia de la contaminación de la bahía de La Habana (Cuba) sobre asociaciones de peces costeros, 2. Análisis multidimensional. *Rev. Invest. Mar*. 21: 71-80.

Guardia, E. y G. González-Sansón (1997a): Asociaciones de esponjas, gorgonias y corales en un arrecife de la costa noroccidental de Cuba. II: Variaciones espaciales de cubrimiento y la densidad. *Rev. Invest. Mar*. 18(3): 208-215.

Guardia, E. (2000): Evento de blanqueamiento en un arrecife de coral en la costa de La Habana, Cuba. *Rev. Invest. Mar*. 21(1-3): 108-109.

Guardia, E y G. González-Sansón (2000a): Asociaciones de corales, gorgonias y esponjas del sublitoral habanero al Oeste de la bahía de La Habana, 1. Gradiente ambiental. *Rev. Invest. Mar*. 21(1-3): 1-8

Guardia, E y G. González-Sansón (2000b): Asociaciones de corales, gorgonias y esponjas del sublitoral habanero al Oeste de la bahía de La Habana, 2. Índices ecológicos. *Rev. Invest. Mar*. 21(1-3): 9-16.

Guardia, E; P. González-Díaz y J. Trelles (2001): Macrobentos del arrecife coralino adyacente al Río Almendares, Cuba. *Rev. Invest. Mar*. 22(3): 167-178.

Herrera, A. (1990): *Efectos de la contaminación sobre las características de las comunidades bentónicas. El arrecife coralino*. Tesis para la obtención del Grado de Candidato a Doctor en Ciencias Biológicas. Instituto de Oceanología. Ministerio de Ciencia Tecnología y Medio ambiente. Cuba.

Hill, J. y C. Wilkinson (2004): *Methods for Ecological Monitoring of Coral Reefs*. Version 1. Australia Institute of Marine Science. 112 p.

Hughes, T.P; A.H. Baird; D.R. Bellwood; M. Card; S.R. Connolly; C. Folke; R. Grosbers; O. Hoegh-Gulberg; J.P.C. Jackson; J. Kleypas; J.M. Cough; P. Marshall; M.Nystrom; S.P. Palomi; J.M. Pandolfi; B. Rosen; J. Roughgarden (2003): Climate Change, Human Impacts, and the Resilience of Coral Reefs. *Science*, 31: 929-933.

IPCC (2001): *Climate Change 2001: Synthesis Report*. A contribution of working groups I, II and III to the third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (Watson, R.T. and the Core Writing Team (eds.)) Cambridge University Press.

Jimenez, C y J. Cortes (2003): Growth of seven species of scleractinian corals in an upwelling environment of the eastern pacific (Golfo de Papagayo, Costa Rica). *Bull. Mar. Sci*. 72(1): 187-198.

Jordán, E. (1988): Arrecifes profundos de la isla de Cozumel, México. *An. Cienc. Del Mar y Limnol. Univ. Auton. México*. 15(2): 195-208.

Kleypas, J.A & C. M. Eakin (2007): Scientists' perceptions of threats to coral reefs: results of survey of coral reef researchers. *Bull. Mar. Sci*. 80(2): 419-436.

- Knowlton, N. & J.B.C. Jackson (2008): Shifting baselines, local impacts, and global change on coral reefs. *PLoS. Bio.* 6(2):e54. doi: 10.1371/journal.pbio.0060054.
- Lewis, J.B. (1997): Abundance, distribution and partial mortality of the massive coral *Siderastrea siderea* on degrading coral reefs at Barbados, West Indies. *Mar. Poll. Bull.* 34(8): 622-627.
- Lirman, D and P. Fong (2007): Is proximity to land-based sources of coral stressors an appropriate measure of risk to coral reefs? An example from the Florida Reef Track. *Mar. Poll. Bull.* 54: 779-791.
- Loya, Y. (1972): Community structure and species diversity of hermatypic coral at Eliot, Red Sea. *Mar. Biol.* 13 (2): 100-123.
- Ludwing, J.A. and J.F. Reynolds (1988): *Statistical ecology*. John Wiley. New York. XVIII+337 p.
- Marshall, P.A. and A.H Baird (2000): Bleaching of corals in the Great Barrier Reef: differential susceptibilities among taxa. *Coral Reefs.* 19: 155-163.
- Maynard, J.A.; K.R.N. Anthony; P.A. Marshall, I. Masiri (2008): Major bleaching events can lead to increased thermal tolerance in corals. *Mar. Biol.* 155:173-182.
- Meesters, E. H.; M. Hilterman; E. Kardinaal; M. Keetman; M. de Vries; R.P.M. Bak (2001): Colony size-frequency distributions of scleractinian coral populations: spatial and interspecific variation. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 209:43-54.
- Meng, P.; H. Lee; J. Wang; C. Chen; H. Lin; K.S. Tew; W. Hsieh (2008): A long-term survey on anthropogenic impacts to the water quality of coral reefs, southern Taiwan. *Environmental Pollution.* 156:67-75.
- Peters, E.C.; N.J. Gassman; J.C. Firman; R.H. Richmonds y E.A. Power (1997): Ecotoxicology of tropical marine ecosystems. *Environ. Toxic. Chem.* 16 (1): 12-40.
- Pielou, E.C. (1975): *Ecological diversity*. Wiley-Interscience. New York. 165 p.
- Ruiz-Zárate, E. & M. Arias-González (2004): Spatial study of juvenile corals in the Northern region of the Mesoamerican Barrier Reef System (MBRS). *Coral Reefs.* 23: 584-594.
- Sánchez, M.J., S.C. Fuentes y C.A. Mancina (2007): La comunidad fitoplanctonica y la calidad del agua en la cuenca Almendares-Vento. *Cuadernos del Almendares. CISP/GPMH.* 112 p.
- Simón, Y.G. y F. Fuster (2004): Aplicación de un sistema de información geográfica para el análisis espacial y la gestión ambiental de las fuentes contaminantes de la bahía de La Habana. *El Pelicano, Año 1.* 1: 34-37.
- Smith L.D., M. Devlin, D. Haynes, J.P. Gilmour (2005): A demographic approach to monitoring the health of coral reefs. *Mar. Pol. Bull.* 51: 399-407.
- Szmant, A.M. (2002): Nutrient enrichment on Coral Reefs: Is it a major cause of Coral Reef Decline. *Estuaries* 25 (4b): 743-766.
- Underwood, A. J. (1997): *Experiments in ecology*. Cambridge University Press. Cambridge, United Kingdom. 504 p.
- Valle, R.; García-Parrado, P.; Menéndez-Macias, G.; Martínez-Daranas, B.; Serpa, A.; Abreu, M.; Espinosa, J.; Ibarzábal, D.; Martínez, J. C. y P. Alcolado (2000): Evaluación de los efectos ocasionados por vertimientos de aguas albañales en un arrecife costero de Ciudad de la Habana, Cuba. *CD V Congreso de Ciencias del Mar, MARCUBA 2000.*
- Vermeij, M.J.A y R.P.M. Bak (2000): Inferring demographic processes from population size structure in corals. *Proceedings 9th International Coral Reef Symposium, Bali, Indonesia.* 1: 589- 593.
- Vermeij, M.J.A (2005): Substrate composition and adult distribution determine recruitments patterns in a Caribbean brooding coral. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 295: 123-133.

Vermeij M.J.A; P.R. Frade; R.I.R. Jacinto; A.O. Debrot and R.P.M. Bak (2007): Effects of reproductive mode on habitat-related differences in the population structure of eight Caribbean coral species. *Mar.Ecol. Prog. Ser.* 351: 91-102.

Veron, J.E.N, O. Hoegh-Guldberg, T.M. Lenton, J.M. Lough, D.O. Obura, P. Pearce-Kelly, C.R.C. Sheppard, M. Spalding, M.G. Stafford-Smith and A.D. Rogers (2009): The coral reef crisis: The critical importance of <350 ppm CO₂. *Mar.Poll. Bull.* 58: 1428–1436.

Weinberg, S. (1981). A comparison of coral reef survey methods. *Bijd. Dierk.* 51 (2):199-218.

Wilkinson, C. (2000): Executive Summary. *Status of Coral Reefs of the World: 2000.* Aust. Inst. Mar. Sc. 363 p.

Zar, J.H. (1996): *Biostatistical analysis.* Prentice-Hall, Inc. Third edition. 121 pp.

Zlatarski, V. y N. Martínez-Estalella (1980): *Los escleractinios de Cuba y datos de los organismos acompañantes (en ruso).* Edit. Academia de Ciencias de Bulgaria, 312 p.