

“Variaciones temporales de la estructura y estado de salud de los corales pétreos al oeste de Cayo Santa María, archipiélago Sabana-Camagüey, Cuba.”



Tesis de Diploma

Autora: Mayilen Triana López

Tutor: Rodolfo Arias Barreto

Villa Clara

2011



Tesis de Diploma

“Variaciones temporales de la estructura y estado de salud de los corales pétreos al oeste de Cayo Santa María, archipiélago Sabana-Camagüey, Cuba.”

Autor: Mayilen Triana López

Tutor: Lic. Rodolfo Arias Barreto

Centro de Estudios y Servicios Ambientales

Correo: ariasr@cesam.vcl.cu

Facultad de Ciencias Agropecuarias

Carrera de Biología

Universidad Marta Abreu de Las Villas

2011

A mis padres

Agradecimientos

Solo cuando dispones de aliento, calor, mano amiga que se tiende e intelecto solidario al que puedes acudir, se hace posible vencer escollos y expresar sentimientos.

Para mí, aliento, calor, mano amiga e intelecto solidario tienen muchos nombres. Algunos son:

Rafaela y Miguel Ángel, mis padres queridos, a quienes les debo todo lo que soy; por su amor, cariño y dedicación. Por ser la fuerza que me impulsa a seguir hacia adelante en todo momento.

Rodolfo, te agradezco tú sabiduría, tú dedicación, apoyo y paciencia. Agradezco tus severas y constructivas críticas llenas de buenas intenciones.

Osvaldito, a ti te debo mi nombre, el saber nadar y el soñar con estudiar biología. Solo tú me enseñaste a amar y a respetar el mar, al que pretendo dedicar parte de mi vida.

Angelín, me has enseñado que tu grupo no está formado solo por compañeros de trabajo, son algo más, son una familia. Gracias por los consejos y sugerencias.

Especialmente quiero agradecer a Alfredo Noa y a Joan Hernández, sus críticas y sugerencias durante el desarrollo de este trabajo.

Mariela y Carlos, a ustedes les agradezco las revisiones del trabajo, los buenos consejos y sugerencias, gracias por su amistad.

Edelkis y Roger, a ustedes les debo el saber bucear a pesar de las vicisitudes y gracias por compartir buenos momentos de expediciones.

A todos los compañeros del CESAM les doy las gracias por acogerme a pesar de la poca experiencia y por hacer posible las expediciones de esta tesis.

A mis profesores, el agradecimiento eterno por mi formación.

A Orozco y Lore, por hacer posible la impresión de esta tesis.

A mis compañeros de grupo les agradezco haber compartido tantos buenos y también malos momentos a lo largo de la carrera, pero estoy segura de que nunca los olvidaré.

Y por último pero no menos importantes a mis dos mejores amigas Anna y Dianet, por compartir tantas experiencias, por estar a mi lado y por ayudarme a caminar por la vida.

A estos y a los no nombrados: Gracias

Resumen

Se caracterizaron los cambios en la estructura y salud de una comunidad coralina ubicada al oeste de Cayo Santa María. Para esto se distribuyeron 30 marcos cuadrados al azar durante tres muestreos realizados entre junio de 2009 y noviembre de 2010. En cada marco se tomaron variables con la estructura y salud del taxoceno y se procesaron mediante análisis no paramétricos. Se reportan 18 especies para la zona, predominando las resistentes a condiciones severas ambientales. La cobertura de coral fue baja y muy variable osciló entre 0 y 24,5 por ciento de la superficie rocosa. Además se encontraron cambios en la abundancia de *Porites astreoides*, especie más abundante y *Porites porites*. El primero aumentando su abundancia progresivamente y el segundo con un pico de abundancia en julio de 2010. Los índices de salud se comportaron bajos en general, apreciándose un aumento de la mortalidad reciente y la superficie con blanqueamiento en noviembre de 2010 esto se asocia a una disminución de la cobertura coralina pero no a un cambio en la abundancia de colonias; por esto el evento de blanqueamiento puede considerarse como moderado. El reclutamiento de nuevas colonias se mantiene constante pero no se refleja en un aumento de las colonias adultas. Sólo 4 colonias mostraron signos de enfermedades, tres colonias con plaga blanca y una con banda blanca.

Palabras clave: Corales, blanqueamiento, arrecifes coralinos, mortalidad, estructura.

Abstract.

The changes in the structure and health of a coralline located community westwards of Cayo Santa María are characterized. For this 30 1 m² quadrats were distributed at random during three field trips carried out between June 2009 and November 2010. Several variables were taken in each quadrat dealing with the structure and health of the coral community. Non parametric analyses were carried out in order to process the data collected. 18 species are reported for the area, dominating the resistant ones to severe environmental conditions. The coral cover was low and very variable; it oscillates between 0 and 24.5 % of the rocky surface. Moreover, changes in the dominance of the more abundant species were found: *Porites astreoides* and *Porites porites*, the first one by increasing its abundance progressively, and the second with a peak of abundance in July 2010. The health indexes were low in general, but an increase of the recent mortality and the bleached surface was observed in November 2010. This could be the cause of the coral cover decrease but it was not reflected in coral abundance; for this reason the bleaching event can be considered as moderate. The recruitment of new colonies keeps constant and it is also not reflected in the adult colonies increase, that also it is kept constant. Only 4 colonies showed signs of diseases, three colonies were infested with white plague, and one with white band disease.

Key words: Hard corals, bleaching, coral reefs, mortality, structure.

ÍNDICE

1. Introducción	1
2. Reseña bibliográfica	4
3. Materiales y métodos	12
4. Resultados	16
5. Discusión	28
6. Conclusiones	37
7. Recomendaciones	38
8. Referencias	39

1. INTRODUCCIÓN

Los arrecifes coralinos son admirados por su extraordinaria belleza y por la gran biodiversidad que los caracteriza. Son estructuras geológicas sólidas, masivas, de origen biológico, y con formas variadas, que cubren la matriz rocosa de algunos fondos marinos tropicales y subtropicales. Éstos crecen hacia la superficie y son creados por organismos fijos al fondo que forman esqueletos de carbonato de calcio (corales pétreos).

En los últimos años, se ha observado un deterioro progresivo de la estructura y la salud de estos ecosistemas (Aronson y Precht, 2001a). La pérdida continua de la diversidad, de la cobertura coralina, la proliferación de macroalgas y zoantídeos en arrecifes que antes eran saludables son algunas de las evidencias observadas (De la Guardia *et al.*, 2003). Las causas de este decline se adjudican al blanqueamiento, las enfermedades, el impacto de huracanes, el enriquecimiento orgánico, la competencia de las algas, la sedimentación, los cambios en la relación depredador-presa como consecuencia de la sobrepesca y de la mortalidad masiva del erizo negro *Diadema antillarum*; o a una interacción sinérgica entre estas (Alcolado *et al.*, 2010).

De manera global, se plantea que alrededor del 27% de los arrecifes del mundo presentan un alto riesgo de mortalidad, el 30% presentan un riesgo medio y solamente un 40% son estables o tienen un bajo riesgo de destrucción (Borneman, 2001). Los arrecifes de Cuba no se encuentran ajenos a esto y en mayor o menor medida están sufriendo deterioro tanto por afectaciones antrópicas como naturales. Para conocer el estado de salud actual de los mismos, se han implementado varios sistemas de monitoreo para el país (Castellanos-Iglesias *et al.*, 2004).

A partir de estos sistemas de evaluación y control se han reportado daños por contaminación orgánica y química en los arrecifes de la costa de la ciudad de La Habana a causa de la funesta influencia de la bahía de La Habana y el río Almendares, que evidencian signos de deterioro avanzado en las comunidades de invertebrados bentónicos formadores de arrecifes. Igualmente se ha producido un gran predominio de unas pocas especies de esos grupos que son consideradas indicadoras de contaminación solo cuando la diversidad es baja. Como ejemplo podemos citar al coral *Siderastrea radians*, las esponjas *Clathria venosa* e *Iotrochota birotulata* y los gorgonáceos *Plexaura homomalla* y *Plexaura flexuosa* (De la Guardia y González-Sansón, 2000a). Los arrecifes remotos del suroeste de Cuba han sido fuertemente afectados por eventos desastrosos como los huracanes, la alta sedimentación producto a los frentes fríos frecuentes de septiembre a abril, enfermedades, blanqueamiento y la sobrepesca por parte de cooperativas pesqueras. La degradación de esos arrecifes ha producido una disminución de los refugios y de los alimentos de los peces por lo que ha disminuido drásticamente la diversidad y abundancia de estos (Alcolado *et al.*, 2010).

En el periodo 2001-2003 se realizó un estudio en el archipiélago Sabana-Camagüey para evaluar el estado de los arrecifes coralinos, utilizando la metodología AGRRA, la cual no incluye en su muestreo a las colonias menores de 10 cm de diámetro, perdiéndose las clases de tallas de corales más abundantes. En la provincia de Villa Clara Arias *et al.* (2006) llevaron a cabo un estudio que comprendía el estado de los arrecifes potencialmente amenazados por el dragado del Canal de Las Guasas para la construcción de un delfinario en el polo turístico. A parte de estos estudios mencionados, no se tiene referencia de ningún otro realizado para determinar el estado de las comunidades arrecifales de Cayo Santa María.

Lo anterior es evidencia del desconocimiento acerca del tema para el área. Por lo tanto se hace de vital importancia el estudio de los arrecifes de Cayo Santa María, sobre todo los vulnerables a presiones antrópicas locales.

El estudio de esta área forma parte del servicio estatal “Monitoreo de los Arrecifes Coralinos de Villa Clara” que desarrolla el Centro de Estudios y Servicios Ambientales (CESAM).

Teniendo en cuenta lo planteado anteriormente, se trazan los siguientes objetivos:

OBJETIVO GENERAL:

- Caracterizar los cambios de la estructura y el estado de salud de la comunidad coralina en la zona oeste de Cayo Santa María.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS:

- Comparar la estructura del taxoceno en diferentes épocas y años.
- Describir la variación en el reclutamiento de corales en la zona de estudio.
- Describir la variación de los índices de salud en el grupo.

2. RESEÑA BIBLIOGRÁFICA

En los últimos años se ha observado una degradación paulatina de los ecosistemas costeros y, en especial, en los arrecifes de coral, provocándose de esta manera un desequilibrio ecológico en los mismos. Proceso que afecta a la región del Caribe.

Frecuentemente el estrés provocado por el hombre excede la capacidad regenerativa de los arrecifes de coral, provocando cambios en la composición por especies y en algunos casos puede llegar a causar su muerte (Bellwood *et al.*, 2004).

La magnitud de los daños causados puede ser evaluada a través de indicadores ecológicos (Hill y Wilkinson, 2004). Su uso permite arribar a criterios sólidos y científicamente fundamentados sobre la posible relación causa-efecto entre los impactos y el estado de los corales (Munkittrick y McCarthy, 1995; citados por Álvarez, 2006).

Entre los indicadores ecológicos de uso más frecuente se encuentran el porcentaje de cubrimiento de corales, esponjas, algas y material no viviente; diversidad de especies o géneros, estructura de la comunidad y densidad de corales, gorgonias y esponjas; así como, la composición por tallas, tipos de enfermedades, blanqueamiento y magnitud de las afectaciones por las mismas (Hill y Wilkinson, *Op. cit.*).

La riqueza de especies y la densidad de colonias son dos de los indicadores de los arrecifes utilizados para mostrar el estado de los mismos (Hill y Wilkinson, *Op. cit.*). Estos han ido disminuyendo notablemente en las últimas décadas, muy asociados a la cobertura de coral vivo (Aronson y Precht, 2006). Algunos atribuyen dichas pérdidas a la sobrepesca, asociada a la mortalidad masiva por enfermedad del erizo *Diadema antillarum* (Jackson *et al.*, 2001 y Pandolfi *et al.*, 2005). Enfermedades nuevas, y otras fuentes de estrés; como la eutrofización de las

aguas, el aumento de la sedimentación, los eventos de blanqueamiento y la destrucción de hábitats han contribuido también en la disminución de estos indicadores.

La abundancia de nuevas colonias de corales en una zona es un indicador importante del potencial del arrecife para crecer y de su habilidad y posibilidad de recuperarse después de cualquier disturbio como huracanes, enfermedades, sobrecrecimiento de algas, blanqueamiento u otros (Lang y Monk, 2003). Estas nuevas colonias no son más que las larvas que tienen un asentamiento exitoso y comienzan a crecer, potencialmente representan la próxima generación de corales. A dicho proceso se le conoce como reclutamiento y varía entre las distintas especies de acuerdo a las características reproductivas de cada una.

El reclutamiento presenta tres fases críticas: la proporción de llegada de la larva competente al sitio; la probabilidad de que la larva se establezca una vez que llegue al sitio; y la probabilidad que los nuevos individuos sobrevivan el tiempo suficiente para ser censados (Abelson *et al.*, 2005).

Según su reproducción los corales se clasifican en: hermafroditas y de sexos separados. Según donde ocurre la fertilización: en incubadores, fertilización interna, larvas incubadas y luego liberadas, poco tiempo de vida libre, varios ciclos anuales con pocas larvas, son exitosos en el reclutamiento; y desovadores, fertilización externa, se liberan los gametos masculinos y femeninos, por lo tanto las larvas se forman en el agua, con tiempo de vida libre que oscila entre varios días y meses, los gametos se liberan en la misma noche y el proceso se sincroniza con las fases lunares, presentan un solo ciclo anual con muchos gametos y plánulas (Richmond, 1997).

En el Caribe las especies desovadoras se caracterizan por el bajo nivel de reclutamiento que presentan respecto a las especies incubadoras; aunque en ocasiones ha ocurrido lo contrario (Irizarry-Soto, 2006). Las especies incubadoras también contribuyen significativamente a la resiliencia de los arrecifes (Hughes *et al.*, 2003).

La abundancia y distribución de los corales juveniles depende de factores físicos y biológicos. La complejidad del sustrato, la competencia, el herbivorismo, las condiciones oceanográficas locales y regionales provocan las diferencias en el asentamiento y la supervivencia de las colonias (Glassom *et al.*, 2004). Entre los factores principales que influyen en el éxito del proceso de reclutamiento, se han identificado: la disponibilidad y supervivencia de las larvas viables, establecimiento próspero y desarrollo de propágulos, presencia de inductores químicos que facilitan el establecimiento de los corales y la metamorfosis, sedimentación costera, algas, arribo de nutrientes, mareas bajas, daños mecánicos, calidad del agua, ocurrencia de eventos meteorológicos extremos y los cambios globales (Fabricius *et al.*, 2005).

El tamaño de las colonias para que puedan ser consideradas reclutas difiere entre los autores. Por ejemplo, Moulding (2005) considera que las colonias menores de 5 cm de diámetro como reclutas, sin embargo Edmunds (2004) define la talla de un recluta entre 2 y 4 cm de diámetro. Chiappone y Sullivan (1996) consideran reclutas las colonias menores e iguales a 4 cm y excluye las colonias de *Siderastrea radians*.

En Cuba se han realizado pocos trabajos que reflejan el fenómeno de reclutamiento como son: Monitoreo REEF CHECK en el arrecife coralino “Rincón de Guanabo”, CUBA (Castellanos-Iglesias *et al.*, 2004); Estructura y salud de la comunidad de corales en arrecifes de la zona de buceo de Cayo Levisa, archipiélago Los Colorados (De la Guardia *et al.*, 2006). Variaciones

espaciales y temporales en comunidades de corales de arrecifes de cresta del norte de La Habana, Cuba (Semidey-Ravelo, 2008). En estos se realiza un estudio de la estructura de la comunidad determinándose la influencia del reclutamiento para la misma, con el objetivo de ver el grado de deterioro y la posible recuperación de los arrecifes ante fenómenos tanto antrópicos como naturales.

En la actualidad la mayoría de los arrecifes de nuestra región geográfica se encuentran dominados por macroalgas (Gardner *et al.*, 2003), esto se debe a la mortalidad masiva que afectó en la década del 80 a las poblaciones de *Diadema antillarum*, principal herbívoro en los arrecifes del Caribe (Lessios, 2005). La especie aún no ha recuperado las densidades necesarias para favorecer a los corales en la competencia con las algas (Hughes *et al.*, 1987).

Los huracanes resultan uno de los factores naturales que más influyen en la estructura, distribución y diversidad de las comunidades coralinas. El oleaje y el movimiento de masas de agua influyen significativamente sobre las especies de estructuras más sensibles como las colonias ramificadas. Como consecuencia, colonias de formas masivas dominan en áreas con incidencia frecuente de estos fenómenos. En algunos lugares provocan acumulación de sedimentos y materiales mayores que no favorecen el asentamiento de larvas, fracturas y derribos de colonias (Heron *et al.*, 2008). Los sedimentos pueden ser transportados hacia zonas de más de 30 metros de profundidad. Existen especies que son más resistentes a estos daños como *Siderastrea radians* que pueden vivir en lagunas interiores y zonas de turbidez y sedimentación altas y salinidad variable, así como su forma redondeada y tamaño pequeño le permite resistir el estrés mecánico del oleaje (Lirman *et al.*, 2003). *Porites astreoides* y *S. radians*, son considerados resistentes a la sedimentación por la capacidad que poseen sus

pólipos de eliminar las partículas de sedimento que se acumulan en la superficie de la colonia (Sullivan *et al.*, 1994).

La pérdida de la calidad del agua y la disminución de las capacidades adaptativas evidencian la presencia de enfermedades. Los corales por ser organismos sésiles quedan expuestos a efectos acumulativos de contaminantes y cuando sobrepasan el umbral de acumulación comienzan a manifestar síntomas (Sutherland *et al.*, 2004).

Los estudiosos de las enfermedades de coral las clasifican en tres tipos según su origen. Las enfermedades genéticas, que provocan cambios morfológicos con patrones de crecimiento anormal (Tumores y Neoplasma), son comunes en los géneros *Acropora* y *Diploria*. No se han identificado patógeno alguno asociado a ellas.

Las enfermedades infecciosas son las provocadas por microbios, patógenos o por una combinación de microbios que actúan en conjunto como agente etiológico. Provocan mortalidad y cambios rápidos en la comunidad. Se manifiestan por signos característicos de necrosis y se dispersan o transmiten progresivamente (Weil, 2001).

Las enfermedades infecciosas más comunes son:

- Banda negra, se manifiesta como un anillo negro que avanza dejando una zona muerta que se cubre de sedimento, algas e incrustaciones de organismos vivos. Es producida por la cianobacteria *Phormidium corallycticum*. Se ha visto en *Diploria*, *Montastraea*, *Porites*, *Siderastrea*, *Solenastrea*, *Colpophyllia*, *Favia*, *Meandrina*, *Madracis*, *Stephanocoenia* y *Dichocoenia*.

- Manchas amarillas, solo se conoce en corales del género *Montastraea* y se caracteriza por la palidez de los pólipos vivos antes de morir, el agente causal es desconocido.
- Banda blanca, sólo ataca a los acropóridos. Es una banda blanca bien definida y de ancho variable que rodea a las ramas como un anillo que avanza lentamente desde la base de las ramas hacia los extremos, dejando detrás el coral muerto cubierto de algas, sedimentos e incrustaciones. Se conocen dos tipos de esta enfermedad. La bacteria *Vibrio charchariae* se considera la causante del tipo II y se piensa que una bacteria gram-negativa sea la responsable del tipo I. A veces un caracol depredador, produce una banda blanca que se confunde con esta enfermedad (González-Ontivero, 2006).
- Viruela blanca (o Serratiosis o Necrosis parcheada): Manchas blancas irregulares que solo parecen atacar a *Acropora palmata*. Puede terminar matando todo el coral. La enterobacteria fecal *Serratia marcescens* (gram-negativa) parece ser una de las causantes de este síndrome. Por eso algunos la denominan Serratiosis. Es una enfermedad sistémica (Sutherland *et al.*, 2004). La distribución agregada de la enfermedad en el hábitat refleja su carácter contagioso (Richardson y Voss, 2005).
- Plaga blanca, se observa como una mancha blanca de esqueleto desprovisto de tejido y con borde nítido y contrastante que cubre al coral rápidamente. Afecta a los corales masivos, columnares, incrustantes y laminares. Causante: bacteria *Aurantimonas coralicida*. Es muy contagiosa.
- Banda roja: Banda o anillo rojo que avanza sobre el coral dejando una zona muerta que se cubre de sedimento, algas e incrustaciones de organismos vivos. Ataca a corales duros y abanicos de mar. Causada en conjunto por dos especies de cianobacterias del género

Oscillatoria. Es contagiosa. Se ha visto en *Diploria*, *Montastraea*, *Porites*, *Colpophyllia* y *Siderastrea*. Algunos la consideran una variante de banda negra.

El blanqueamiento es el tercer tipo. Este es una respuesta fisiológica a un estrés extrínseco, el cual puede inducirse por estímulos como: alta o baja temperatura, bajo nivel de luz o luz constante, altos niveles de radiación UV, entre otros. Consiste en la pérdida del color del coral, y está relacionada con la pérdida de las zooxantelas de los tejidos gastrodérmicos lo cual interfiere en sus funciones metabólicas e implica gastos energéticos que afectan la reproducción y el crecimiento (Garzón-Ferreira *et al.*, 2001). Se plantea que la tasa acelerada de los cambios ambientales excede la capacidad evolutiva de las especies de corales y zooxantelas para adaptarse y recuperarse, de aquí el impacto que provoca esta enfermedad en la dinámica de los arrecifes (Hughes *et al.*, 2003).

De manera general en el Caribe y Cuba, los estudios de zonas específicas, reflejan pérdidas en la diversidad de corales y aumento del blanqueamiento y enfermedades como banda negra y plaga blanca (De la Guardia, 2000 y Williams y Bunkley-Williams, 2000). El efecto de la mortalidad por enfermedades puede ser dramático para los arrecifes, ya que en casi la totalidad de los casos llegan a provocar la muerte del coral. Se considera que el efecto de las enfermedades puede ser más devastador que el efecto de la sedimentación, la contaminación o los daños físicos (Bruckner, 2002). A su vez, los corales serán más susceptibles a estos impactos si hay brotes de enfermedades. De esta relación recíproca, se desprende que el estudio del comportamiento de las enfermedades es una herramienta para el manejo de los arrecifes.

La selección de los métodos de muestreo depende, entre otros criterios, de las condiciones ambientales y tipo de cada arrecife, es por eso que, diferentes métodos serán adecuados para cada región costera.

Entre los más utilizados a nivel mundial para el análisis de la estructura de una comunidad de corales se destaca el marco cuadrado y el transecto lineal (Loya, 1972), por su exactitud de datos de diversidad, densidad y cobertura del sustrato y equipamiento relativamente barato. Otro tipo de transecto utilizado es el conocido como método de la cadena, calificado como exacto y tedioso por Ohlhorst *et al.* (1988). Entre las técnicas más modernas podemos mencionar la fotografía, los video-transectos y los sistemas de localización basados en un sonar, los cuales tienen la ventaja de la rapidez de trabajo aunque el costo del equipamiento es alto y en ocasiones la exactitud de los datos no es suficiente. Otro método moderno es el "Manta-tow" empleado en grandes extensiones, con la ventaja de que no requiere un equipamiento especializado ni mucha experiencia del realizador (Miller y Muller, 1999).

En las últimas dos décadas se han generalizado programas regionales de monitoreo con vistas a obtener información de forma homogénea en todo el mundo. Entre ellos se encuentran: REEF CHECK, AGRRA, RECON y CARICOMP.

Estos programas fueron diseñados para fortalecer el cuidado de los arrecifes, desarrollando los lazos entre la sociedad científica y los centros de buceo y turismo que utilizan los arrecifes coralinos. También han servido para concientizar a las personas que se relacionan directamente con el arrecife (pescadores y buzos recreativos) que a veces, lo destruyen indiscriminadamente.

3. MATERIALES Y MÉTODOS

Zona de estudio

El estudio se realizó al Norte de “El Guanál”, un cayuelo ubicado a 500 m al Oeste de Cayo Santa María, Villa Clara (Fig.1).

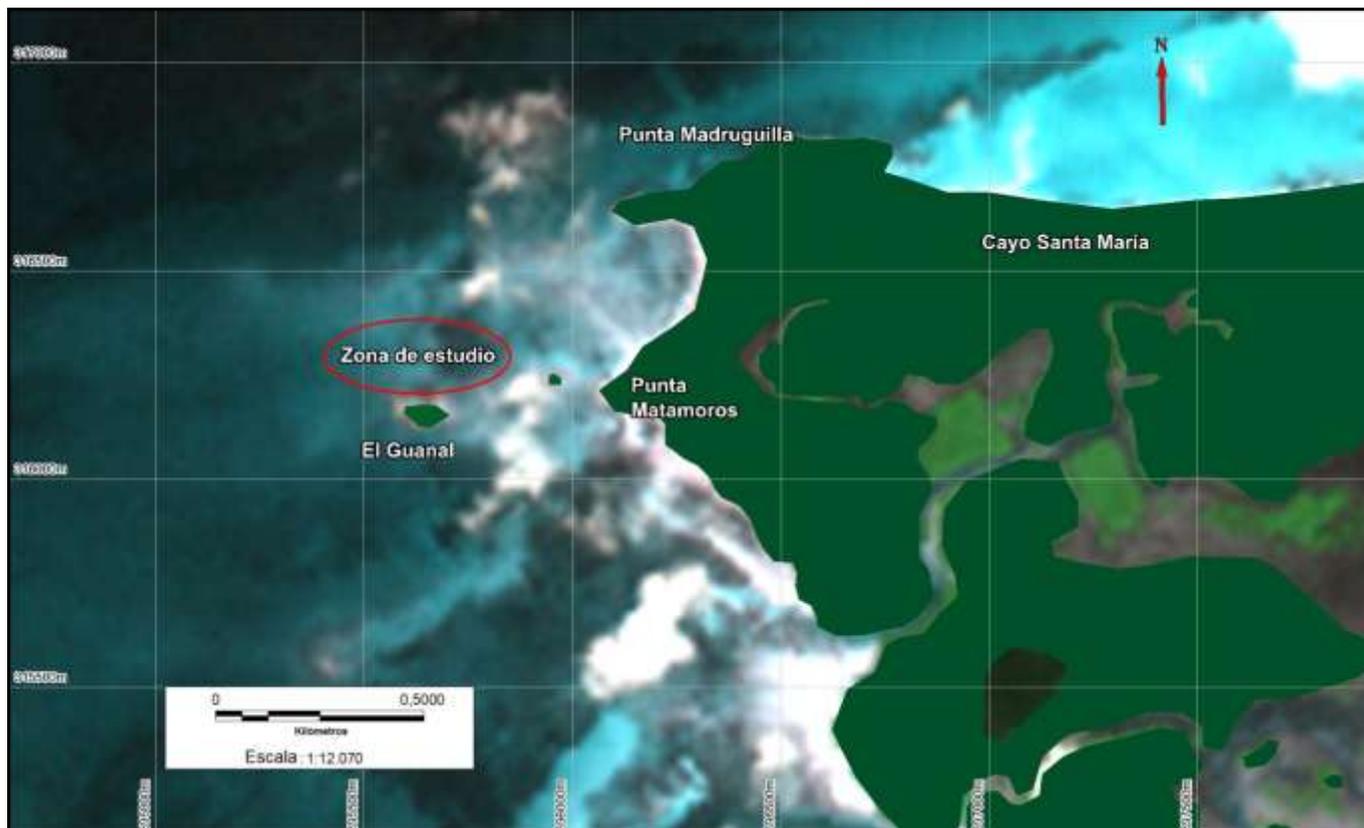


Figura 1. Ubicación geográfica del sitio de evaluación en el oeste de Cayo Santa María. Villa Clara, Cuba.

La zona posee un sustrato rocoso, con una profundidad menor de 3 m, y desarrollo de colonias coralinas que no llegan a formar una estructura arrecifal. Se encuentra perturbada por la acción mecánica del oleaje durante el invierno, producto de los vientos del norte y por tormentas tropicales que aparecen periódicamente. Está muy influenciada por las corrientes de marea que son las responsables del intercambio de la bahía de Buenavista con el océano. Estas corrientes

son ricas en materia orgánica de origen natural, y antrópico producto de los efluentes de las plantas de tratamiento de residuales de Cayo Santa María y Ensenachos. En estudios anteriores han sido encontrados niveles altos de sedimentación durante el invierno (Arias *et al.*, 2006).

Métodos de muestreo

Los muestreos se efectuaron en los meses de junio del 2009, julio del 2010 y noviembre del 2010 mediante el buceo libre con equipos ligeros. En el caso de la fecha noviembre del 2010 se seleccionó con el objetivo de presenciar el posible efecto en los corales del evento de blanqueamiento que ocurre con más intensidad entre septiembre y octubre.

En cada muestreo se identificaron todas las colonias de corales pétreos incluidas dentro de 30 marcos cuadrados de 1 m de lado, lanzados al azar (Hill y Wilkinson, 2004). Para completar la lista de especies se realizaron buceos adicionales en el área. Los escleractinios se clasificaron de acuerdo a los criterios de Zlatarski y Martínez-Estalella (1982), los hidrocorales según Castellanos-Iglesias (2007).

Para evaluar la estructura y salud de la comunidad se le tomaron los siguientes datos a cada colonia: diámetro plano máximo, en el caso de *Millepora alcicornis* se les analizó la altura mayor por presentar un crecimiento estolonar; porcentaje de superficie con mortalidad parcial antigua y reciente (Lang, 2003); porcentaje de superficie blanqueada y se anotó si presentaban signos de alguna enfermedad. Las enfermedades se clasificaron según los criterios de Bruckner y Bruckner (1998) en: plaga blanca (WP), banda blanca (WBD), manchas amarillas (YB), banda roja (RBD), banda negra (BBD) y Otras (tumores y muerte reciente sin causa identificada). La mortalidad antigua se define como cualquier área muerta en la que la estructura de los cálices ya no era

visible y la mortalidad reciente como el esqueleto expuesto en el cual la estructura de los cálices aún era visible.

Las mediciones se llevaron a cabo con una cinta métrica graduada en cm y el porcentaje de afectación en las colonias se estimó. El cubrimiento del sustrato se midió utilizando una modificación del método de transecto lineal de Loya (1972). La modificación consiste en evaluar el porcentaje de cubrimiento en los lados de los cuadrantes utilizados en lugar del transecto de 10 m de largo (De la Guardia y González-Sansón, 2000b).

Procesamiento de datos

Para determinar el número de cuadrantes se utilizó el método de las curvas acumulativas (Krebs, 1998). Se construyeron curvas acumulativas de porcentaje de riqueza de especies, densidad de colonias y densidad de especies (Anexo I).

Las variables para el análisis fueron obtenidas a partir de las variables de campo. En el caso de la estructura del taxoceno estas fueron: riqueza de especies, porcentaje de cobertura coralina, abundancia de adultos, abundancia de reclutas, abundancia de especies, densidad de colonias por m², densidad de reclutas por m², densidad de adultos por m². Las variables a comparar indicadoras del estado de salud de la comunidad coralina son: porcentaje de colonias con Mortalidad Parcial (MP), porcentaje de colonias con Mortalidad Antigua (MA), porcentaje de colonias con Mortalidad Reciente (MR), porcentaje de superficie con MP, porcentaje de superficie con MA, porcentaje de superficie con MR, porcentaje de colonias afectadas por el blanqueamiento, porcentaje de colonias pálidas, porcentaje de colonias blanqueadas, porcentaje de superficie afectada por el blanqueamiento, porcentaje de superficie pálida, porcentaje de superficie blanqueada y número de colonias enfermas.

Se eligieron como reclutas y juveniles aquellas colonias menores de 4 cm y como adultos las colonias mayores de 4 cm, excepto para *Siderastrea radians*. Esta especie por su biología reproductiva alcanza su adultez a los 3 cm (Chiappone y Sullivan, 1996), por lo que se seleccionaron como juveniles y reclutas las colonias menores de 3 cm y como adultos las colonias mayores de 3 cm.

Las variables se compararon utilizando un ANOVA de Kruskal-Wallis (Siegel y Castellan, 1988) ya que no cumplieron con las premisas necesarias para los análisis paramétricos (Anexo II). Estos análisis se cotejaron con gráficos de intervalo de confianza (Johnson, 1999). Los cálculos se realizaron empleando el programa STATISTICA 6.0.

Para comparar la estructura del taxoceno entre muestreos se realizaron curvas de rango-abundancia, para lo cual se utilizó el programa STATISTICA 6.0.

4. RESULTADOS

Estructura de la comunidad

Se analizaron 434 colonias pertenecientes a 18 especies de corales hermatípicos, agrupados en nueve géneros, siete familias y dos órdenes de las dos clases con especies formadoras de arrecife (Anexo III). Entre las más abundantes estuvieron *Porites astreoides* un 43,0% del total de colonias; *Porites porites*, 16,4%; *Millepora alcicornis*, 10,8%; *Millepora complanata*, 7,1% y *Siderastrea radians* con un 6,4% (Tabla I). Estas cinco especies acumulan más del 83% del total de colonias contadas. Cuatro especies no aparecieron dentro de los cuadrantes lo que sugiere son muy raras en el lugar. Las especies son: *Stephanocoenia intersepta*, *Montastraea faveolata*, *Isophyllastrea rigida* e *Isophyllia sinuosa* (Anexo III).

Tabla I: Especies más abundantes en la zona de estudio.

Especies	Número de colonias	%
<i>Porites astreoides</i>	187	43,0
<i>Porites porites</i>	71	16,4
<i>Millepora alcicornis</i>	47	10,8
<i>Millepora complanata</i>	31	7,1
<i>Siderastrea radians</i>	28	6,4
<i>Manicina areolata</i>	12	2,8
<i>Diploria clivosa</i>	12	2,8
<i>Acropora prolifera</i>	10	2,3
Total	398	91,6

La cobertura de coral fue baja y muy variable de manera general, osciló entre 0 y 24,5 por ciento por cuadrante. Más de la mitad de los cuadrantes (51%) presentaron valores iguales a cero; no obstante, en sólo 8 no se encontraron colonias. El ANOVA de Kruskal-Wallis refleja que las diferencias observadas en la cobertura entre los tres muestreos pudo deberse a causas ajenas al azar ($H(2, N=90)=6,443963$ $p=0,0399$). Se aprecia una disminución considerable de la misma hacia el mes de noviembre del 2010. En los dos primeros muestreos la cobertura promedio es superior al cuatro por ciento y disminuye a 1,2 en noviembre del 2010 (Fig. 2). El número de cuadrantes con cobertura coralina igual a cero se redujo de 13 cuadrantes en junio del 2009 a siete cuadrantes en julio del 2010 y aumenta a 18 en noviembre del 2010.

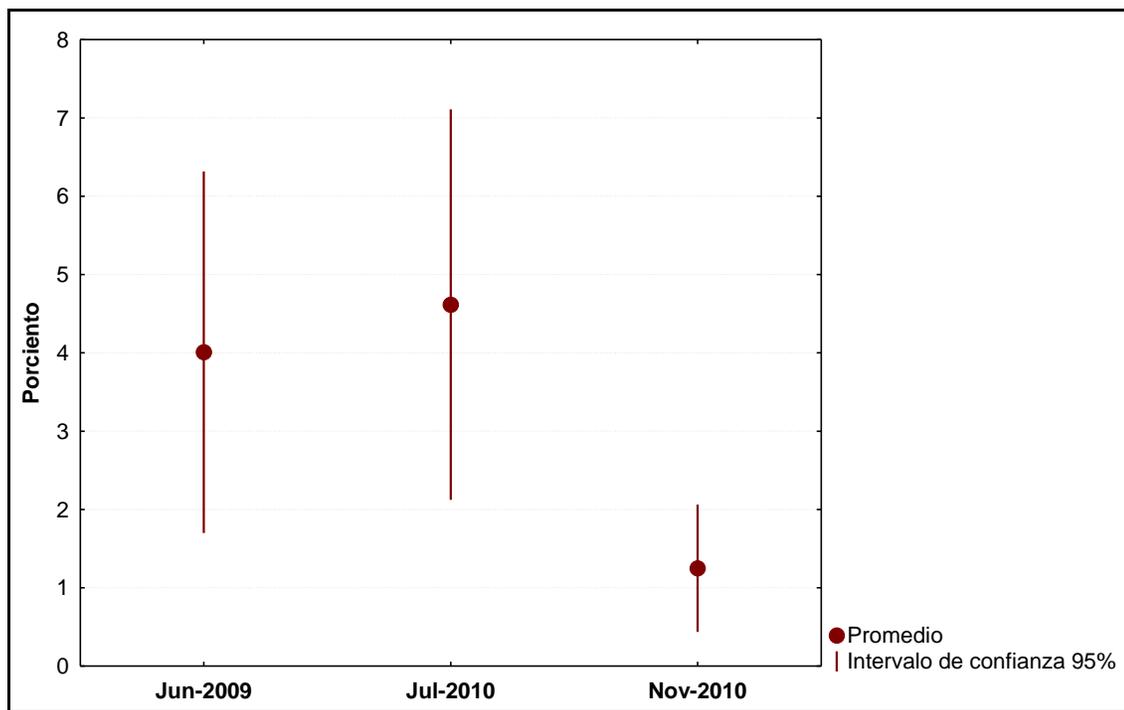


Figura 2. Variaciones de la cobertura coralina entre los muestreos en la comunidad.

Se registraron 293 colonias adultas (67,51% del total de colonias). De los 82 cuadrantes con colonias sólo en dos no se encontraron adultos. La abundancia osciló entre cero y 11 colonias por metro cuadrado. El ANOVA de Kruskal-Wallis no muestra diferencias significativas

estadísticamente ($H(2, N=90) = 3,834623$ $p=0,147$). No obstante la abundancia promedio en julio del 2010 es 30% superior a la de los otros dos muestreos. El intervalo de confianza en este muestreo también es mayor, lo que indica que hay mayor variabilidad entre los cuadrantes, o sea más cuadrantes con valores extremos hacia arriba y hacia abajo (Fig. 3A).

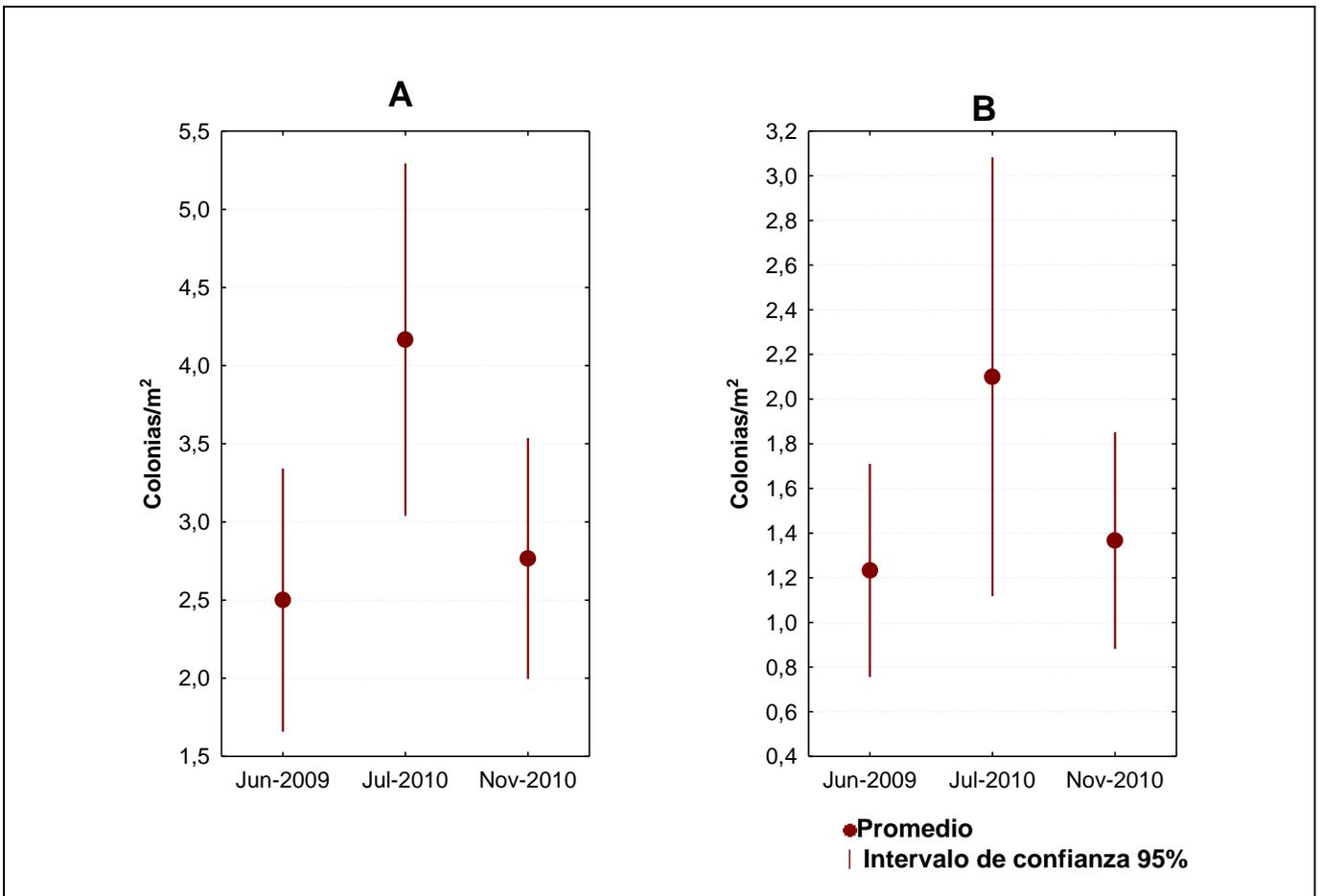


Figura 3. Variaciones en la abundancia de colonias en la comunidad coralina de “El Guanál”. **A:** Colonias adultas y **B:** Juveniles.

Fueron encontradas 141 colonias de reclutas y juveniles, representando el 32,49% del total de colonias. De manera general la abundancia de reclutas y juveniles osciló entre 0 y 9 colonias por cuadrante. Sólo 22 cuadrantes no presentaron colonias en esta categoría. Estas siguieron básicamente el mismo patrón que los adultos, el aumento de la abundancia en el mes de julio

de 2010 pudo deberse al azar en la toma de muestras ($H(2, N=90)=0,8803600$ $p=0,6439$) aunque resulta llamativo. También la variabilidad es mayor en este muestreo (Fig. 3B).

La comunidad coralina ha sufrido cambios en los últimos años (Fig. 4). Aun cuando *P. astreoides* se mantiene como la especie dominante, su abundancia se ha ido incrementando paulatinamente y la dominancia también. En julio del 2010 *P. porites* pasa de ser la cuarta especie en abundancia a ser la segunda (de $0,4 \text{ col/m}^2$ a $1,7$). En este muestreo también se encontraron colonias de *Acropora prolifera* desplazando a *S. radians* del quinto lugar. En el último muestreo *P. porites* ocupa el tercer lugar en dominancia y sus valores de abundancia son aún menores que en el muestreo inicial. El resto de las colonias mantienen un orden similar al primer muestreo y no se reportaron colonias de *A. prolifera*.

Los casos de *P. astreoides* y *P. porites* merecen análisis particulares. *Porites astreoides* aumenta su abundancia en los tres muestreos, dicho aumento presentó diferencias significativas desde el punto de vista estadístico (Kruskal-Wallis $H(2, N=90)=8,341976$ $p=0,0154$) y las magnitudes del crecimiento son llamativas (Fig. 5). Resulta interesante que la cantidad de adultos no varíe prácticamente entre los meses de julio y noviembre del 2010 y la de reclutas entre junio del 2009 y julio del 2010 (Tabla II); podría hablarse de que en el último muestreo sí hay evidencias de reclutamiento para la especie.

Tabla II: Número de reclutas y adultos de *Porites astreoides* (past) y *Porites porites* (ppor) durante los muestreos en la zona de estudio.

Fecha	Junio del 2009		Julio del 2010		Noviembre del 2010	
	Adultos	Reclutas	Adultos	Reclutas	Adultos	Reclutas
past	23	16	53	14	50	31
ppor	2	10	18	35	4	2

Porites porites aumenta su abundancia en el segundo muestreo a valores altos, de 0,4 a 1,7 col/m² y luego disminuye niveles parecidos al muestreo inicial (Kruskal-Wallis H (2, N=90)=6,505330 p=0,0387) (Fig.5). En el segundo muestreo no solo la abundancia es alta sino también la variabilidad, lo que sugiere que estos aumentos de la abundancia ocurren en parches muy localizados. La proporción reclutas-adultos de la especie (Tabla II) se mantiene

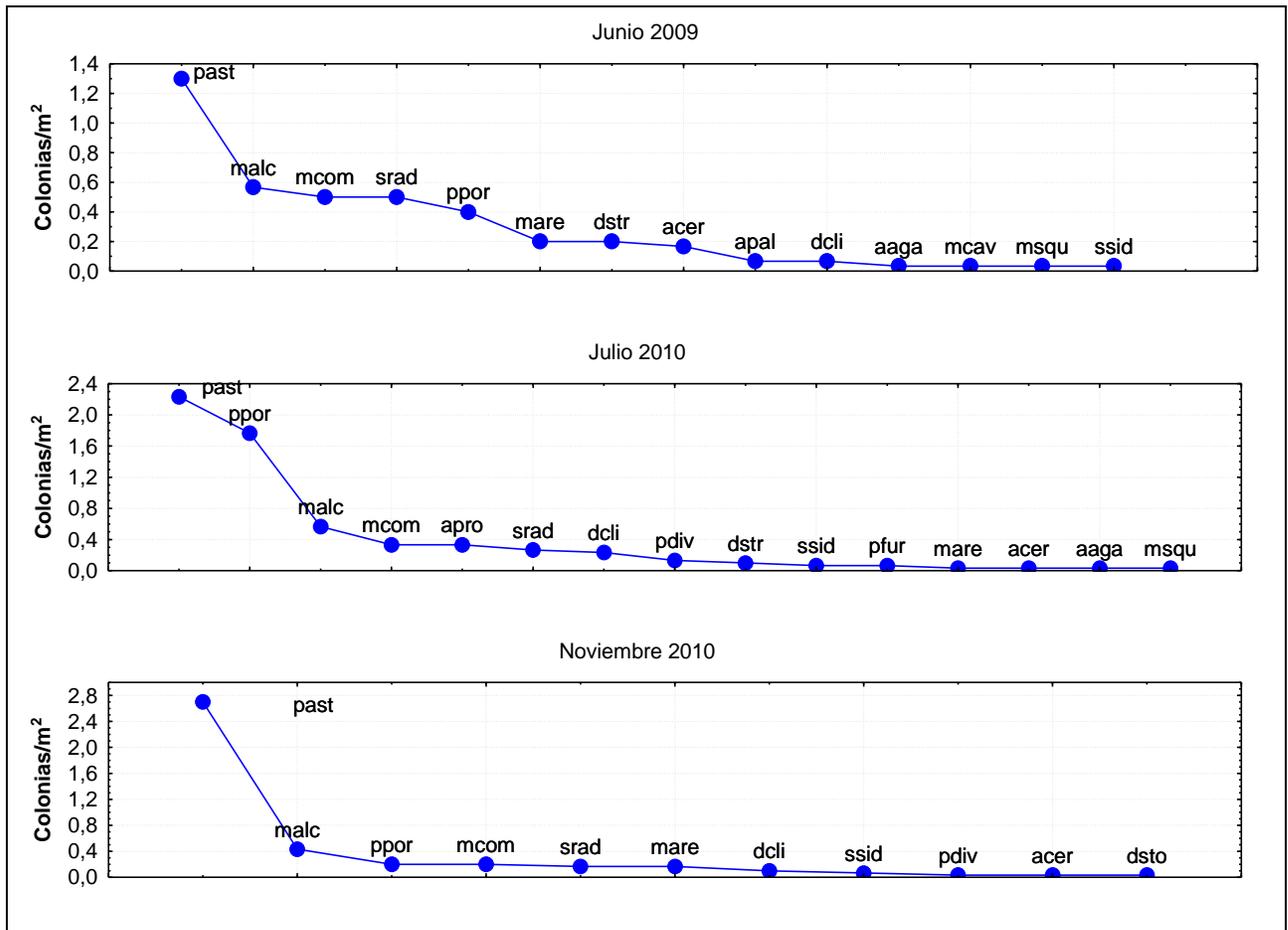


Figura 4. Curvas de rango–abundancia de las especies en “El Guanal”. past (*Porites astreoides*); malc (*Millepora alcicornis*); ppor (*Porites porites*); mcom (*Millepora complanata*); srad (*Siderastrea radians*); mare (*Manicina areolata*); dstr (*Diploria strigosa*); acer (*Acropora cervicornis*); apal (*Acropora palmata*); dcli (*Diploria clivosa*); aaga (*Agaricia agaricites*); mcav (*Montastraea cavernosa*); msqu (*Millepora squarrosa*); ssid (*Siderastrea siderea*); pfur (*Porites furcata*); pdiv (*Porites divaricata*); apro (*Acropora prolifera*); dsto (*Dichocoenia stokesii*).

favorable a los reclutas en los dos primeros muestreos y cambia en el último, donde se encontraron sólo dos. Un estudio de las clases de tallas podría dar nuevos argumentos para el análisis de lo sucedido.

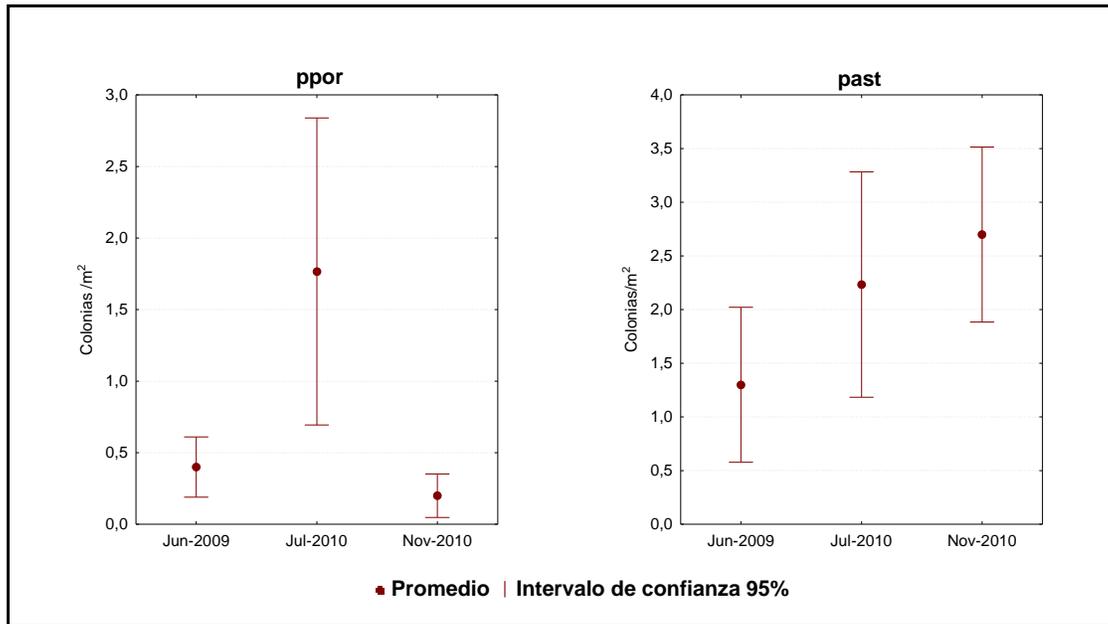


Figura 5. Variaciones en las abundancias de *Porites porites* (ppor) y *Porites astreoides* (past) entre los muestreos realizados.

Salud de la comunidad

Mortalidad Parcial (MP)

Durante los muestreos se encontraron solamente 56 colonias afectadas de las 434 estudiadas. El 51% de los cuadrantes no poseía colonias con signos de mortalidad. Se observa un aumento significativo de esta en el mes de noviembre del 2010 ($H(2, N=90)=17,36$ $p=0,0002$); en este mes la mortalidad aumenta alrededor del 8% al 25% (Fig. 6A).

Un desglose de la mortalidad de acuerdo a las evidencias de cuando ocurrió refleja que no

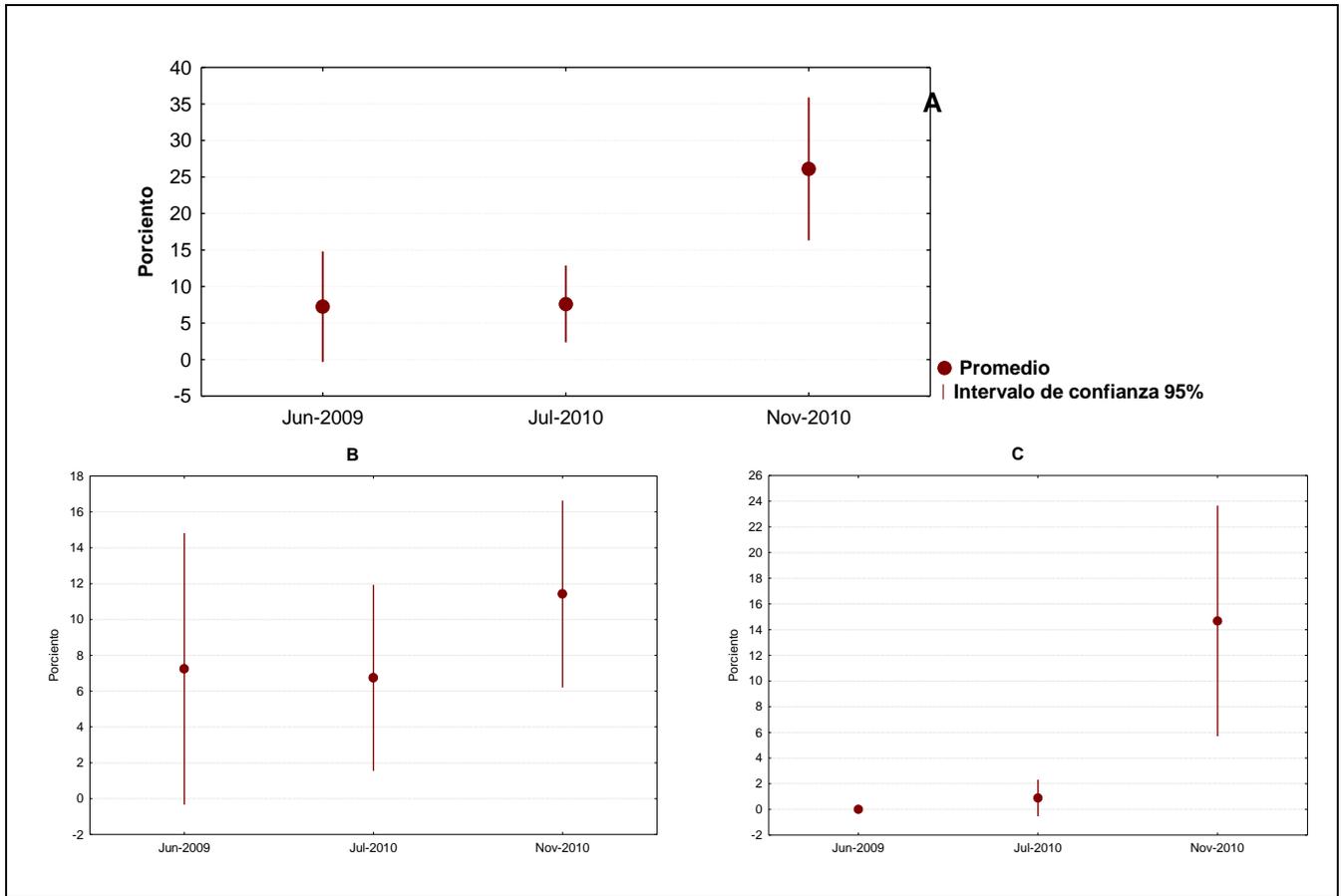


Figura 6. Variaciones temporales en el porcentaje de colonias afectadas por mortalidad en la comunidad coralina. **A:** Mortalidad total; **B:** Mortalidad antigua y **C:** Mortalidad reciente.

hubo cambios llamativos en la mortalidad antigua en las tres fechas de muestreo (Kruskal-Wallis $H(2, N=90) = 5,044934$ $p=0,0803$) (Fig. 6B). Sin embargo la mortalidad reciente sí es notablemente mayor en noviembre del 2010 (Fig. 6C), evidencia de un evento que ha provocado la mortalidad de las colonias entre julio y noviembre de este año.

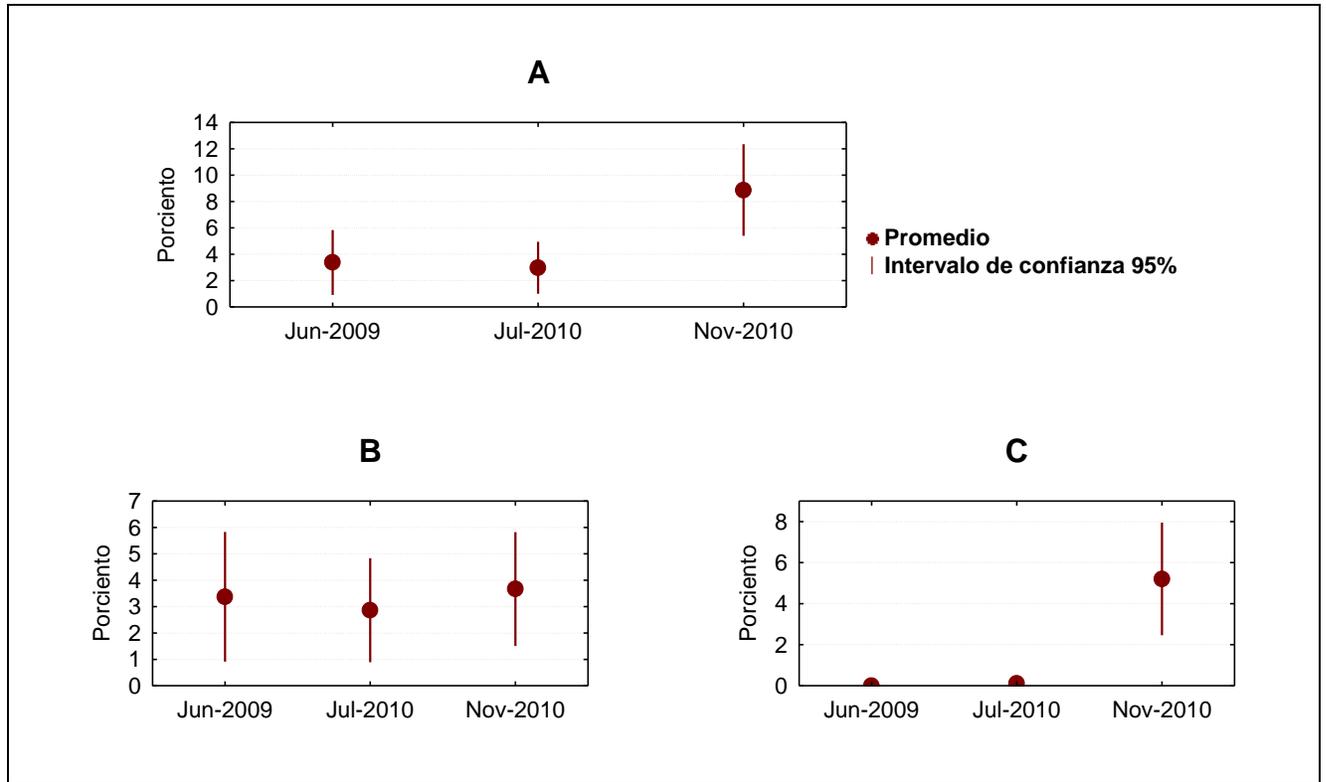


Figura 7. Variaciones temporales en el porcentaje de superficie coralina afectada por mortalidad. **A:** Mortalidad total; **B:** Mortalidad antigua y **C:** Mortalidad reciente

El porcentaje de superficie coralina afectada por mortalidad tiene un comportamiento semejante al del porcentaje de colonias con mortalidad. En noviembre del 2010 la superficie afectada por mortalidad aumenta del 2,3% al 8,7%, o sea 3,8 veces más (Fig. 7A). El ANOVA de Kruskal-Wallis refleja lo anterior ($H(2, N=434) = 28,10844$ $p = 0,0000$).

Los componentes de la mortalidad se comportaron de la misma forma que en el análisis de la frecuencia de colonias afectadas, el porcentaje de superficie coralina afectada por mortalidad antigua varió significativamente desde el punto de vista estadístico (Kruskal-Wallis $H(2, N=434) = 6,487960$ $p = 0,0390$), pero no es apreciable desde el punto de vista biológico (Fig. 7B). La mortalidad reciente, que era casi cero en los dos primeros muestreos, afecta al 5% de la superficie en noviembre del 2010 ($H(2, N=434) = 33,73442$ $p = 0,0000$) (Fig. 7C).

Blanqueamiento

De manera general sólo 39 colonias mostraron síntomas de blanqueamiento, casi todas en el muestreo de noviembre del 2010 en que se alcanzó el 30,9% de colonias afectadas. En junio del 2009 no se reportaron colonias afectadas y en julio del 2010 se observó sólo el 2% (Fig. 8).

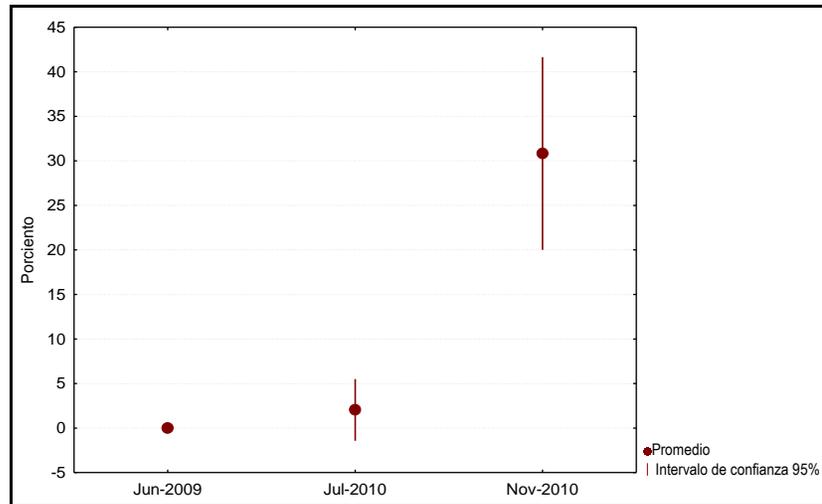


Figura 8. Variaciones temporales en el porcentaje de colonias afectadas por blanqueamiento.

Porites porites fue la especie con mayor número de colonias afectadas a causa del blanqueamiento en julio del 2010; pues, de las tres colonias con blanqueamiento encontradas, dos eran de esta especie. *Porites astreoides* fue la especie con mayor número de colonias dañadas en noviembre del 2010, ya que 21 de la 36 colonias encontradas con síntomas de blanqueamiento eran de la especie. Sin embargo si se analiza el porcentaje de colonias afectadas con respecto al total de colonias por especie, *S. radians* y *Manicina areolata* fueron las especies con mayor porcentaje de colonias blanqueadas (Tabla III).

Tabla III. Número de colonias por especies afectadas por blanqueamiento.

Especies	Total colonias	Colonias Blanqueadas	%
<i>Millepora complanata</i>	31	2	6,4
<i>Porites porites</i>	71	8	11,3
<i>Siderastrea radians</i>	28	5	17,9
<i>Manicina areolata</i>	12	2	16,7
<i>Porites astreoides</i>	187	21	11,2
<i>Diploria clivosa</i>	12	1	8,3

La proporción de colonias pálidas y blancas sólo es analizable en el muestreo de noviembre de 2010. En esta fecha predominan las colonias pálidas sobre las blanqueadas (Fig. 9A).

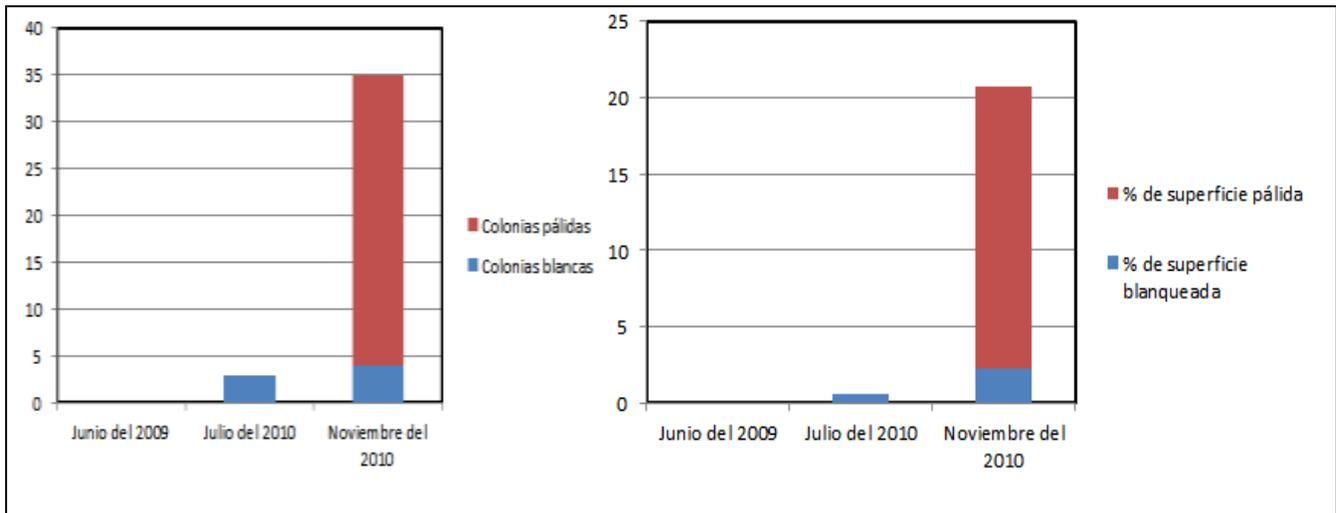


Figura 9. Variaciones entre muestreos del número de colonias y el porcentaje de superficie pálida y blanqueada. **A:** Colonias pálidas y blanqueadas; **B:** % de superficie pálida y blanqueada.

El porcentaje de superficie coralina afectada por el blanqueamiento se comportó de manera similar a la frecuencia. En los dos primeros muestreos la superficie promedio de las colonias era muy baja, cercana a cero en junio de 2009 y menos del 1% en julio de 2010. En el muestreo de

noviembre del último año la afectación alcanzó al 20% de la superficie cubierta por corales (Fig. 10). De la misma forma que en la frecuencia, la proporción de superficie pálida es mayor que la blanqueada (Fig. 9B).

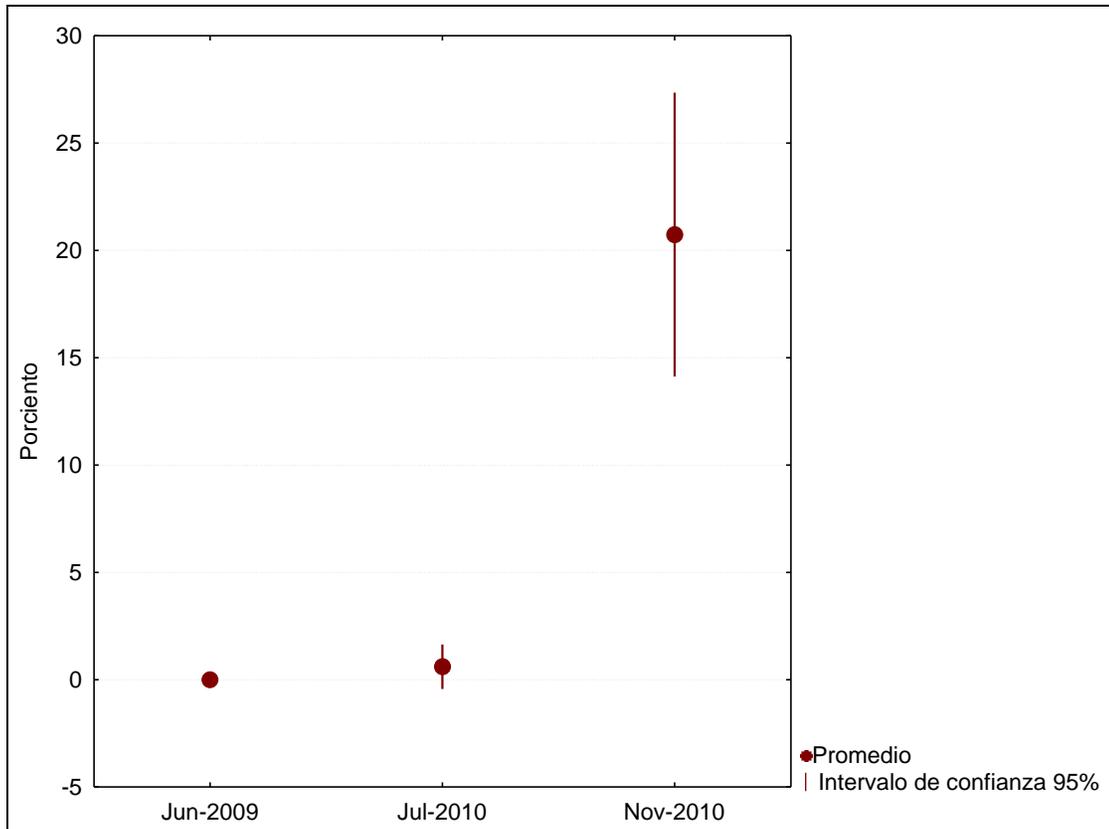


Figura 10. Variaciones entre muestreos del porcentaje de superficie coralina afectada por blanqueamiento en la comunidad.

Las especies con mayor superficie afectada fueron *S. radians* con el 80% de la superficie blanqueada; *P. porites* con el 72% y *Diploria clivosa* con el 32% de afectación. De estas la primera y la segunda coinciden con las especies más abundantes, aunque *S. radians* está por debajo del 10% del total de colonias (Fig.11).

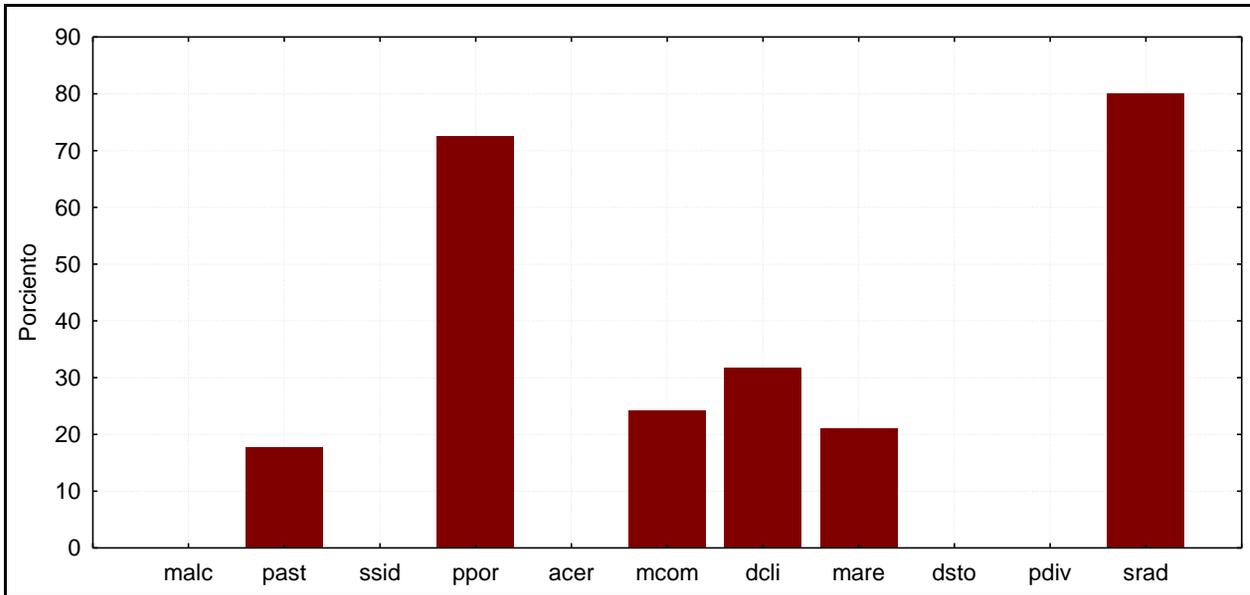


Figura 11. Porcentaje de superficie coralina con síntomas de blanqueamiento por especie. past (*Porites astreoides*); malc (*Millepora alcicornis*); ppor (*Porites porites*); mcom (*Millepora complanata*); srad (*Siderastrea radians*); mare (*Manicina areolata*); acer (*Acropora cervicornis*); dcli (*Diploria clivosa*); ssid (*Siderastrea siderea*); pdiv (*Porites divaricata*); dsto (*Dichocoenia stokesii*).

Enfermedades

De las 434 colonias vivas solamente 4 mostraron signos de enfermedades, la más frecuente encontrada durante el estudio fue la plaga blanca que afectó al 0,64% del total de colonias. Las enfermedades banda negra, banda roja, manchas amarillas, y las manchas blancas no se registraron dentro de los cuadrantes. En el muestreo de junio del 2009 se reportó una colonia de *P. porites* afectada por plaga blanca y una colonia de *Acropora cervicornis* con síntomas de banda blanca. En julio del 2010 se reportó una colonia de *P. porites* con plaga blanca. Para el muestreo de noviembre la plaga blanca afectó solo una colonia de *P. astreoides*.

5. DISCUSIÓN

Entre los indicadores ecológicos más importantes para evaluar y monitorear el estado del arrecife se encuentran la variación en el cubrimiento del sustrato por corales y algas, porcentaje de mortalidad de los corales (reciente y antigua), distribución por tallas de los corales, abundancia y reclutamiento de los mismos, presencia de enfermedades y el número de estas en cada colonia, entre otros (Garzón-Ferreira *et al.*, 2001). Estos indicadores nos proveen de información necesaria en la interpretación de los factores o fenómenos que determinan la estructura de la comunidad (Valdivia, 2001).

En la comunidad coralina estudiada se encontró gran variedad de especies, ya que en un área pequeña se encuentra el 34% de las especies de corales pétreos reportados para Cuba por González-Ferrer (2006). El patrón de dominancia hallado, coincide con el registrado por otros autores en distintos arrecifes someros de Cuba (Caballero y De la Guardia, 2003; Alcolado *et al.*, 2003 y De la Guardia *et al.*, 2004) y del Caribe en general (Rützler y Macintyre, 1982 y García *et al.*, 2003). El orden en que aparecen representadas algunas de las especies dominantes varía entre los trabajos, debido a la heterogeneidad de los biotopos que componen estos arrecifes y a los diferentes grados de antropización a los que se encuentran expuestos.

La abundancia de *P. astreoides*, *P. porites* y *S. radians* en la zona de estudio puede estar dada por las diferentes estrategias reproductivas (la mayoría de los reclutas encontrados pertenecían a estas especies) y la historia de vida que presentan las especies. *Porites astreoides*, *P. porites* y *S. radians* son incubadoras (Brooding) (Richmond y Hunter, 1990). La fertilización es interna, las larvas son incubadas y luego liberadas, tienen poco tiempo de vida libre, generalmente se

asientan en lugares cercanos a la colonia que les da origen. Requieren de muchos ciclos anuales con pocas larvas y son exitosos en el reclutamiento, muestran estrategia de reproducción "K", invierten un mayor gasto energético en el proceso de reproducción y un menor gasto en el crecimiento (Szmant y Gassman, 1991).

Millepora complanata presenta un crecimiento estolonar, se reproduce asexualmente por fragmentación, posee la capacidad de incrustarse, un alto poder regenerativo, muestra estrategia de reproducción "R". Se encuentra generalmente en lugares sometidos a la acción mecánica del oleaje y a las corrientes (Lewis, 1996). Esto pudiera explicar la alta abundancia registrada para esta especie en la localidad de estudio, ya que presenta una mayor adaptación y tasa de crecimiento con relación a otras especies. También indica que uno de los factores que puede estar incidiendo en la estructura de la comunidad es la acción mecánica del oleaje.

Según Precht y Miller (2007) a partir del deterioro sufrido en las comunidades de arrecifes coralinos caribeños en los últimos años, se han observado cambios en la dominancia, favoreciendo aquellas especies cuyas características de historia de vida sean resistentes a la degradación ambiental. *Porites astreoides* y *S. radians*, se consideran resistentes a la sedimentación por la capacidad que poseen sus pólipos de eliminar las partículas de sedimento que se acumulan en la superficie de la colonia (Sullivan *et al.*, 1994). Por lo que su predominio en la zona evidencia que está sometida a un grado alto de este disturbio. Arias *et al.* (2006) encontraron en Punta Madruguilla tasas de sedimentación altas en invierno. *Siderastrea radians* es una de las especie que pueden vivir en lagunas interiores y zonas de turbidez y sedimentación altas y salinidad variable, así como su forma redondeada y tamaño pequeño le permite resistir el estrés mecánico del oleaje (Lirman *et al.*, 2003).

Los arrecifes someros a lo largo del Caribe han sufrido un aumento paulatino en la abundancia de *P. astreoides* (Green *et al.*, 2008). En el archipiélago Sabana-Camagüey González-Ferrer *et al.* (2007) encontraron que la mayor parte de las crestas se han convertido en bajos rocosos donde predominan mayoritariamente *Millepora*, *Porites* o *Diploria* en vez de *Acropora palmata*. A partir del decline en las últimas dos décadas de las especies de acropóridos en las comunidades coralinas, las especies incubadoras, como *P. astreoides* y *Agaricia agaricites*, han comenzado a dominar las antiguas crestas (Precht y Miller, *Op. cit.*). Lo que sugiere que la comunidad coralina estudiada pudo ser en un pasado no muy lejano una cresta arrecifal. En la actualidad existen indicios de que esto pudo haber ocurrido, ya que todavía se observan restos de colonias adultas de *A. palmata*.

La formación y asentamiento de nuevas colonias es la forma de reproducción sexual de los corales, de ahí que una comunidad que presente un alto índice de reclutamiento significa que se está expandiendo y desarrollando (Semidey-Ravelo, 2008).

Los valores de reclutamiento de coral registrados en la zona de muestreo son superiores a los obtenidos en las comunidades de corales de arrecifes de cresta del norte de La Habana (Semidey-Ravelo, *Op. cit.*). Estas diferencias pueden estar dadas por las discrepancias entre las metodologías, ya que la autora citada considera reclutas a las colonias menores de 3 cm y el número de unidades de muestreo para cuantificarlos fue de 25 por sitio.

La densidad mayor de reclutas sugiere que en la zona de estudio puede estar comenzando una colonización o una recuperación de un disturbio ocurrido con anterioridad. Esto puede estar ayudado por la presencia en la zona de *D. antillarum*, que es capaz de crear condiciones favorables para el asentamiento de las larvas de corales. No obstante los frentes fríos

abundantes en el área durante la etapa invernal pudieran ser muy perjudiciales para las jóvenes colonias, ya que arrastran grandes cantidades de sedimento que se asientan sobre los corales tienen que ser removidos por los pólipos, ocasionando pérdidas de energía en la secreción de mucus, así como dificultades en los procesos de respiración y alimentación. Las colonias adultas pueden adaptarse a cierta dosis de sedimento, sin embargo, sus reclutas y colonias jóvenes tienden a verse más afectados. Dado a que este proceso se ve afectado directamente por disturbios de carácter temporal, se sugiere que el muestreo del reclutamiento se realice igualmente de manera estacional para obtener resultados que se ajusten más a la realidad de la actividad reproductiva de las especies que conforman la comunidad coralina.

El aumento del número de colonias reclutas de *P. astreoides* en noviembre del 2010 y de *P. porites* en julio del 2010 pudiera estar asociado a las estrategias reproductivas ya antes mencionadas en especial a las fechas en que ocurre la liberación de las larvas. Este fenómeno se ha observado en diferentes meses del año, de abril a junio, agosto, septiembre (McGuire, 1998). *Porites astreoides* es una especie incubadora, que puede ser de hermafrodita, o gonocórica (Richmond y Hunter, 1990 y Soong, 1991). Asumiendo que las colonias tienen una proporción de crecimiento mensual de 1 a 3 mm de diámetro (Moulding, 2005) y que las larvas liberadas tardan alrededor de un mes en asentarse, el proceso de liberación de las larvas pudo haber ocurrido de abril a junio del 2010 lo que coincide con lo reportado por (McGuire, *Op. cit.*).

Porites porites es una especie incubadora que puede ser gonocórica o hermafrodita (Richmond y Hunter, 1990). Para esta especie Goreau *et al.* (1981) observaron la liberación de las larvas en noviembre y no se correspondió con ninguna fase lunar. Tomascik y Sander (1987) reportaron el pico de reproducción entre noviembre y enero. En la zona de estudio el aumento del número de reclutas se observó en julio del 2010. La proporción de crecimiento para esta

especie es similar a la de *P. astreoides*, al igual que el tiempo de fijación de la larva, por lo que el proceso de reproducción pudo haber ocurrido en los meses de diciembre del 2009 a enero del 2010 coincidiendo con lo reportado por Tomascik y Sander (*Op. cit.*).

Los índices de cubrimiento de coral vivo de la comunidad fueron similares a los encontrados por González-Ferrer *et al.* (2007) para el Este de Cayo Santa María. Si se comparan con los registrados para otros arrecifes de Cuba, no fueron favorables. Por otra parte el método del transecto lineal de 4 m para medir la cobertura no parece ser muy efectivo en el caso de comunidades con baja abundancia de colonias y predominio de tallas pequeñas pues el número de cuadrantes con colonias coralinas y con cobertura cero resultó alto. Este subestima el valor real, las colonias pequeñas tienen menos probabilidades de ser intersectadas por los lados del cuadrante. Una comparación de distintos métodos de medición de esta variable debieran aplicarse para comprobar cuál es el más apropiado para este caso.

En zonas someras de la costa noroccidental de La Habana los valores de cobertura coralina fueron bajos (<20%), aun así fueron superiores a los encontrados (excluyendo de la comparación al biotopo de cresta arrecifal) en la zona de estudio. Según De la Guardia *et al.* (2004) para Cuba un cubrimiento del sustrato por corales vivos entre 15 y 20% se considera promedio de arrecifes en buen estado de conservación, y la comunidad coralina al oeste de Cayo Santa María no está en este rango, lo que evidencia deterioro. Esto no es un problema particular de la zona de estudio, sino que es una característica común a la gran mayoría de los arrecifes de Cuba y el Caribe (Kramer y Lang, 2003).

Los dos factores fundamentales han jugado un papel crucial en este detrimento de la cobertura coralina en el Caribe fueron, la reducción drástica en la abundancia de *Acropora spp.* (Aronson y Precht, 2001b) y el decline en la herbivoría (Hughes, 1994).

En noviembre del 2010 la cobertura coralina disminuyó aún más con respecto a los muestreos anteriores. Las causas fundamentales de este deterioro pudieran estar asociadas al aumento del porcentaje de colonias con mortalidad reciente (a valores >14%).

Porcientos similares de mortalidad reciente fueron reportados por De la Guardia *et al.* (2004) para los arrecifes en la zona de buceo de María la Gorda, Sureste de la Península de Guanahacabibes y por de la De la Guardia *et al.* (2003) para el arrecife costero somero de Playa Herradura. Ambos arrecifes se encuentran aún en condiciones favorables para el desarrollo de las comunidades de corales.

Hughes y Conell (1999) plantearon que altos porcentajes de mortalidad reciente son indicadores de impactos ocurridos en una escala de tiempo correspondiente a menos de un año, e indican signos de declive para el arrecife. Basándose en lo expresado y en el aumento de la mortalidad reciente observado a esta escala de tiempo en la comunidad, se puede plantear que la zona de estudio fue impactada negativamente por algún disturbio ocurrido entre los dos últimos muestreos, pudiendo ser esta la causa de la disminución en la cobertura coralina.

Este aumento de la mortalidad se pudo deber a dos fenómenos: 1) Incidencia de enfermedades, 2) Incidencia del blanqueamiento.

La incidencia de enfermedades sobre los arrecifes puede estar relacionada con la presencia de actividad humana en áreas costeras cercanas (Goreau *et al.*, 1998). Los disturbios

antropogénicos o de origen natural provocan alto grado de estrés en los arrecifes coralinos, aumentando la actividad metabólica de los mismos. Esto implica un mayor gasto de energía, el sistema secretor de mucus aumenta su actividad, aumenta el área superficial coralina y aumenta el riesgo de invasión bacteriana. El área se encuentra muy afectada por las corrientes de mareas ricas en materia orgánica de origen natural, y antrópico producto de los efluentes de las plantas de tratamiento de residuales de Cayo Santa María y Ensenachos, por lo que se esperaba que este arrecife fuera propenso a enfermedades. Sin embargo, resultó que no se encontraron brotes de enfermedades ya que se reportaron en muy bajo porcentaje (>1%), comparado con otros arrecifes de Cuba (e.g. De la Guardia *et al.*, 2004; González-Ontivero, 2006 y Alcolado *et al.*, 2010).

Los porcentajes de mortalidad reciente asociados a plaga blanca y a la banda blanca fueron bajos. La mayoría de las enfermedades se manifiestan a más de 14m de profundidad (Borges y Steiner, 2005); esta puede ser la causa de la baja frecuencia de aparición de las mismas durante los muestreos.

A partir de las evidencias encontradas se puede inferir que en estos arrecifes la incidencia de enfermedades no fue una importante causa de mortalidad, ni de reducción de la cobertura coralina.

Los eventos de blanqueamiento se han vuelto más frecuentes, más extendidos espacialmente y con impactos más intensos durante el final del siglo pasado (Douglas, 2003). Al igual que las enfermedades es un factor que incide en la salud de los corales, puede afectar el crecimiento, mantenimiento, reproducción y la supervivencia del coral (Semidey-Ravelo, 2008). En Cuba la temperatura umbral de blanqueamiento se ha estimado entre los 29,8 y 30°C. El más extremo

blanqueamiento coralino y el mayor evento de mortalidad registrado para el Caribe y en especial Cuba, ocurrió en el 2005 (Wilkinson y Souter, 2008).

En noviembre del 2010 la comunidad coralina del “El Guanál” mostró blanqueamiento más alto que los muestreos anteriores. El intervalo entre este y el muestreo que lo precede, julio del mismo año, coincide aproximadamente con la época en que ocurre este evento (Alcolado com. pers); que comienza en la segunda quincena de agosto hasta principios de octubre.

Según los mapas de zonas calientes (hotspots) de la NOAA (National Oceanic and Atmospheric Administration) (Anexo IV) se observa que alrededor de Cuba el calentamiento de la superficie se intensificó entre mediados de agosto y principios de septiembre. Ya en octubre el calor prácticamente se había disipado. Esto indica que el evento de blanqueamiento en la zona en los meses de agosto y septiembre fue intenso. En el mes de noviembre cuando se realizó el muestreo ya las temperaturas prácticamente estaban estables (según los mapas de la NOAA) y aun así, más del 30% de las colonias se encontraban blanqueadas y más del 14% presentaba mortalidad reciente. Esto evidencia cuan intenso pudo ser el evento.

Lo reportado para la zona no coincide con lo expresado por Alcolado (com. pers.), según el autor ningún sitio del país debió haber sufrido temperaturas capaces de producir blanqueamiento por más de 6 semanas en el año 2010 y aunque hayan ocurrido blanqueamientos muy masivos, éstos no deben haber producido mortalidades importantes de corales, para lo cual el número de semanas calientes (DHW) debe ser mayor que ocho, de acuerdo a los criterios de la NOAA. Las diferencias entre lo esperado por Alcolado (com. pers.) y lo encontrado en “El Guanál” pudieran explicarse por la profundidad de la zona. En las zonas someras la temperatura del agua es mayor con respecto a las zonas profundas. Esta puede ser

la razón por la que el evento de blanqueamiento se hizo más intenso en la zona, y provocó alta mortalidad en los corales.

Cabría esperarse que las especies más abundantes resultaran las que mayor porcentaje de colonias blanqueadas reflejen y no es así. *Porites astreoides* y *P. porites* están entre las especies más resistentes al blanqueamiento (LaJeunesse *et al.*, 2009), lo que resulta una ventaja adaptativa a las condiciones del lugar. *Siderastrea radians* y *M. areolata* fueron las especies con mayor porcentaje de colonias afectadas por el blanqueamiento. Esto puede estar dado por la baja frecuencia con que aparecieron estas especies en el lugar. Al ser baja la frecuencia, y presentar la mayoría de las colonias blanqueadas, el porcentaje de colonias afectadas para la especie es mayor con respecto a aquellas especies abundantes en el lugar y que también se encuentran afectadas.

A pesar del aumento de la mortalidad a más de un 25% en noviembre del 2010; no se reportaron variaciones significativas en el número de colonias y sí en la cobertura de coral vivo. De lo anterior puede inferirse que la intensidad del evento de blanqueamiento no fue suficiente para provocar una mortalidad total en las colonias que se pudiera reflejar en una disminución detectable, con la metodología utilizada, de la abundancia de las colonias.

6. CONCLUSIONES

- La comunidad coralina al oeste de Cayo Santa María posee una diversidad alta de corales pétreos, 34% de las especies reportadas para Cuba, no obstante posee baja abundancia y cobertura de colonias.
- La estructura de la comunidad coralina del oeste de Cayo Santa María ha evolucionado hacia un dominio cada vez mayor de *Porites astreoides*, que aumenta su abundancia durante el período de estudio. La especie es resistente a la alta sedimentación, a los fuertes embates del oleaje y a las altas temperaturas.
- El reclutamiento se mantiene estable en el período en estudio, pero no se refleja directamente en la abundancia de colonias adultas.
- El evento de blanqueamiento, que afectó la comunidad coralina entre julio y noviembre de 2010, provocó disminución en la cobertura coralina, pero no en la abundancia de colonias, por lo tanto puede considerarse de intensidad moderada.

7. RECOMENDACIONES

- Continuar con el monitoreo en las mismas fechas (junio 2011, julio 2011 y noviembre 2011) con el objetivo de observar la capacidad de recuperación o deterioro de la comunidad con respecto a los muestreos anteriores, esto también permitirá la comparación entre etapas similares, para poder describir cómo varían los indicadores ecológicos dentro de una misma etapa, con la incidencia de los mismos factores.
- Realizar mediciones de temperatura, sedimentación y nutrientes para determinar en qué medida están incidiendo estos factores sobre la comunidad.
- Un muestreo del reclutamiento de manera estacional obtendría resultados que se ajusten más a la realidad de la actividad reproductiva de las especies que conforman la comunidad coralina.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abelson, A., R. Olinky y S. Gaines (2005): Coral recruitment to the reefs of Eilat, Red Sea: temporal and spatial variation, and possible effects of anthropogenic disturbances. **Mar. Poll. Bull.** 50: 576–582.
- Alcolado, P.M., R. Claro, B. Martínez-Daranas, G. Menéndez, P. García y M. Sosa (2003): The Cuban Coral Reefs. En: J. Cortés (ed.), **Latin American Coral Reefs**. pp. 53 - 76. Elsevier Science. Universidad de Costa Rica San Pedro, Costa Rica.
- Alcolado, P.M., I.E. Morgan, P.A. Kramer, R.N. Ginsburg, P. Blanchon, E. De la Guardia, V. Kosminin, S. González-Ferrer y M. Hernández (2010): Condición de arrecifes remotos en el suroeste de Cuba. **Rev. Mar. Sci.** 36 (2): 179–197.
- Álvarez, S.F. (2006): **Estimación de indicadores ecológicos a nivel de comunidad y población de corales hermatípicos en un sitio de referencia del litoral habanero**. Tesis de diploma. Centro de Investigaciones Marinas. Universidad de La Habana. 66 pp.
- Arias, R., E. Rodríguez, I. Martín, N. García, O. Puente, A. Quirós, M. E. Perdomo (2006): **Monitoreo al dragado del canal de Las Guasas para la construcción de un delfinario**. Informe Técnico. Centro de Estudios y Servicios Ambientales. 8pp.
- Aronson, R.B. y W.F. Precht (2001a): White-band disease and the changing face of Caribbean coral reefs. **Hydrobiologia** 460: 25–38.
- Aronson, R.B. y W.F. Precht (2001b): Evolutionary paleoecology of Caribbean coral reefs. En: W.D. Allmon y D.J. Bottjer (eds.), **Evolutionary paleoecology: the ecological context of macro-evolutionary change**. pp. 171–233. Columbia University Press, New York.
- Aronson, R.B. y W.F. Precht (2006): Conservation, precaution, and Caribbean reefs. **Coral Reefs** 25: 441–450.
- Bellwood, D.R., T.P. Hughes, C. Folke and M. Nystrom (2004): Confronting the coral reef crisis. **Nature**, 429: 827-833.
- Borges, J.L y C.C. Steiner (2005): The spatial and temporal dynamics of coral diseases in Dominica, West Indies. **Bull. Mar. Sci.** 77(1): 137-154.
- Borneman, E. (2001): **Aquarium corals, selection, husbandry and natural history**. T.F.H. Publication, Charlotte, USA: 399-406 pp.
- Bruckner, A.W. y R.J. Bruckner (1998): Treating coral disease. **Coastlines**. 8.3: 10-11.
- Bruckner, A.W. (2002): **Priorities for effective Management of coral Diseases**. NOAA Technical Memorandum. 54pp.

- Caballero, H. y E. De la Guardia (2003): Arrecifes de coral utilizados como zonas de colecta para exhibiciones en el Acuario Nacional de Cuba. I. Costa noroccidental de La Habana, Cuba. **Rev. Invest. Mar.** 24(3): 205-220.
- Castellanos-Iglesias, S., A. Lopeztegui y E. De la Guardia (2004): Monitoreo Reef Check en el arrecife coralino "Rincón de Guanabo", Cuba. **Rev. Invest. Mar.** 25(3): 219-230.
- Castellanos-Iglesias, S. (2007): Hidrozoos - Filo CNIDARIA, super-clase HYDROZOA. Lista de especies registradas en Cuba (octubre de 2006). En R. Claro (ed.), **La Biodiversidad marina de Cuba**. (CD-ROM), Instituto de Oceanología, Ministerio de Ciencia, Tecnología y Medio Ambiente, La Habana, Cuba. ISBN: 978-959-298-001-3.
- Chiappone, M. y K.M. Sullivan (1996): Distribution, abundance and species composition of juvenile scleractinian corals in the Florida reef tract. **Bull. Mar. Biol.** 54: 341-352.
- De la 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.
- De la 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.
- De la Guardia, E. y G. González-Sansón (2000b): Asociaciones de esponjas, gorgonias y corales del sublitoral habanero al oeste de la bahía de La Habana, 2: índices ecológicos. **Rev. Invest. Mar.** 21(1-3): 9-16.
- De la Guardia, E., P. González-Díaz, G. Varona, S. González-Ferrer y W. Superes (2003): Variaciones temporales y espaciales en la comunidad bentónica del arrecife de Playa Herradura, Provincia Habana, Cuba. **Rev. Invest. Mar.** 24(2): 117- 126.
- De la Guardia, E., A. Valdivia y P. González-Díaz (2004): Estructura de comunidades bentónicas en la zona de buceo de María la Gorda, ensenada de Corrientes, Sureste de la Península de Guanacahabibes, Cuba. **Rev. Invest. Mar.** 25(2):103-111.
- De la Guardia, E., P. González-Díaz, A. Valdivia, O. González-Ontivero, P. González, A. Valdivia y O. González (2006): Estructura y salud de la comunidad de corales en arrecifes de la zona de buceo de Cayo Levisa, Archipiélago de Los Colorados, Cuba. **Rev. Invest. Mar.** 27(3): 197-208.
- Douglas, A. E. (2003): Coral bleaching - how and why? **Mar. Poll. Bull.** 46: 385-392.
- Edmunds, P. (2004): Juvenile coral population dynamics track rising seawater temperature on a Caribbean reef. **Mar. Ecol. Prog. Ser.** 269: 111–119.
- Fabricius, K. E.; G. De'ath, L. McCook, E. Turak, y D. McB Williams (2005): Changes in algal, coral and fish assemblages along water quality gradients on the inshore Great Barrier Reef. **Mar. Poll. Bull.** 5: 384–398.

- García, J.R., J. Morelock, R. Castro, C. Goenaga y E. Hernández-Delgado (2003): Puertorican reefs: research synthesis, present threats and management perspectives. En: J. Cortés, (ed.), **Latin American Coral Reefs**. pp. 111 – 130. Elsevier Science. Universidad de Costa Rica, San Pedro, Costa Rica.
- Gardner, T.A., I.M. Cote, J.A. Gill, A. Grant y A.R. Watkinson (2003): Long-term region-wide declines in Caribbean corals. **Science** 301:958–960.
- Garzón-Ferreira, J., D. Gil- Agudelo y L.M. Zea. (2001): Stony coral diseases observed in southwestern Caribbean reefs. **Hydrobiologia**. 460: 65-69.
- Glassom, D., D. Zakai y N.E. Chadwick-Furman (2004): Coral recruitment: a spatio-temporal analysis along the coastline of Eilat, northern Red Sea. **Mar. Biol.** 144: 641-651.
- González-Ferrer, S. (2006) Corales Pétreos - Filo CNIDARIA, Clase ANTHOZOA, Orden SCLERACTINIA. Lista de especies registradas en Cuba (octubre de 2006). En R. Claro (ed.), **La Biodiversidad marina de Cuba**. (CD-ROM), Instituto de Oceanología, Ministerio de Ciencia, Tecnología y Medio Ambiente, La Habana, Cuba. ISBN: 978-959-298-001-3.
- González-Ferrer, S., K. Cantelar, F. Pina, P. Alcolado, A. Jiménez, J. Espinosa, M. Hernández, y J.L. Hernández (2007): Estado de los ecosistemas marinos y costeros, y algunas características ambientales y tendencias. En: P. M. Alcolado, E. E. García y M. Arellano-Acosta (eds.), **Ecosistema Sabana-Camagüey. Estado actual, avances y desafíos en la protección y uso sostenible de la biodiversidad**. Editorial Academia. 38-45.
- González-Ontivero, O. (2006): **Variaciones espaciales y temporales de las enfermedades en dos arrecifes de la región occidental de Cuba**. Tesis de maestría. Centro de Investigaciones Marinas. Cuba, 62 pp.
- Goreau, N.I., T.J. Goreau y R.L. Hayes (1981): Settling, survivorship and spatial aggregation in planulae and juveniles of the coral *Porites porites* (Pallas). **Bull. Mar. Sci.** 31: 424-435.
- Goreau, T.J., J. Cervino, M. Goreau, R. Hayes, L. Richardson, G. Smith, K.I. DeMeyer, I. Nagelkerken, J. Garzón – Ferrera, D. Gil, G. Garrison, E.H. Williams, L. Bunkley- Williams, C. Quirolo, K. Patterson, J.W. Porter y K. Porter (1998): Rapid spread of diseases in Caribbean coral reef. **Rev. Biol. Trop.** 46: 157-171.
- Green, H. D., P. J. Edmunds y R. C. Carpenter (2008): Increasing relative abundance of *Porites astreoides* on Caribbean reefs mediated by an overall decline in coral cover. **Mar. Ecol. Prog. Ser.** 359: 1–10.
- Heron, S., J. Morgan, M. Eakin y W. Skirving (2008): Hurricanes and their effects on coral reefs. En: C Wilkinson (Ed). **Status of coral reefs of the world**. pp. 31-36. Global Coral Reef Monitoring Network and Reef and Rainforest Research Centre, Townsville, Australia.
- Hill, J. y C. Wilkinson (2004): **Methods for Ecological Monitoring of Coral Reefs**. A Resource for Managers. Version 1. Australia Institute of Marine Science and Reef Check. 112 pp.

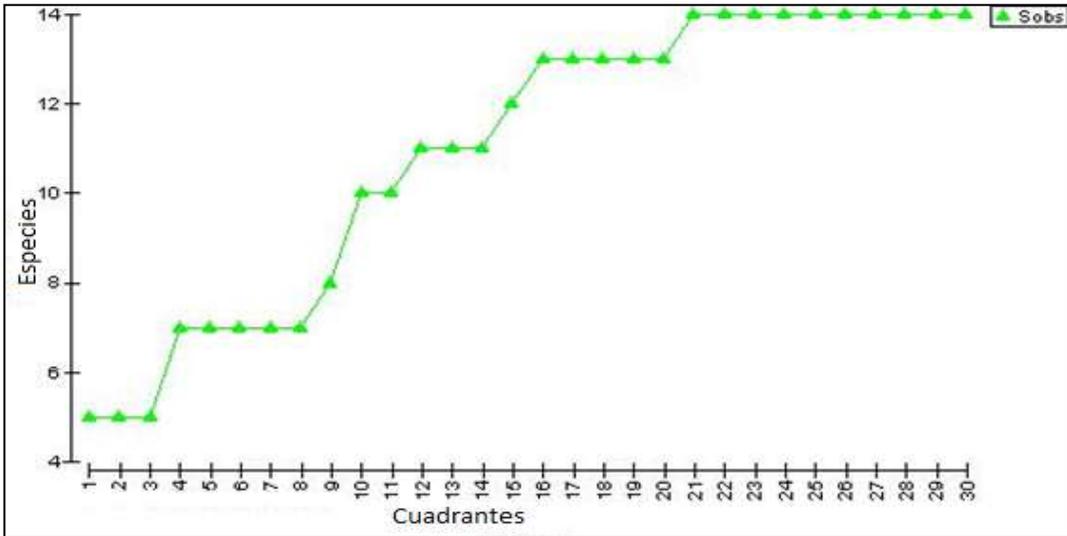
- Hughes, T.P., D.C. Reed, y M.J. Boyle. (1987): Herbivory on coral reefs: community structure following mass mortalities of sea urchins. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology** 113:39–59.
- Hughes, T.P. (1994): Catastrophes, phase-shifts, and large-scale degradation of a Caribbean coral reef. **Science** 265:1547–1551.
- Hughes, T.P. y J.H. Conell (1999): Multiple stressors on coral reefs: A long term perspective. **Limnology and Oceanography** 44:932-940.
- Hughes, T.P., A.H. Baird, D.R. Bellwood., M. Card, S.R. Connolly, C. Folke, R. Grosberg, O. Hoegh-Gulberg, J.B.C. Jackson, J. Kleypas, J.M. Lough, P. Marshall, M. Nynström, S.R. Palumbi, J.M. Pandolfi, B. Rosen y J. Roughgarden (2003): Climate Change, Human Impacts, and the Resilience of Coral Reefs. **Science** 301: 929-933.
- Irizarry-Soto, E. (2006): **Abundance, composition and survivorship of juvenile corals in the southwestern Puerto Rico. La Parguera**. Tesis de maestría. Universidad de Puerto Rico. 64 pp.
- Jackson, J.B.C., M.X. Kirby, W.H. Berber. K.A. Bjorndal, y L.W. Botsford (2001): Historical overfishing and the recent collapse of coastal ecosystems. **Science** 293: 629–38.
- Johnson, D. (1999): The insignificance of statistical significance testing. **J. Wildl. Manage.** 63(3): 763-772.
- Kramer, P. R. y J. C. Lang (2003): The Atlantic and Gulf rapid reef assessment (AGRRA). Protocols: Former version 2.2. En: J. C. Lang (ed), Status of coral reefs in the western Atlantic. Results of initial Surveys, Atlantic Gulf Rapid Reef Assessment AGRRA. **Atoll. Res. Bull.** 496: 1-57.
- Krebs, C.J. (1998): **Ecological methodology**. 2^{da} ed. Harper and Row, New York, 620 pp.
- LaJeunesse, T., R. Smith, J. Finney y H. Oxenford (2009): Outbreak and persistence of opportunistic symbiotic dinoflagellates during the 2005 Caribbean mass coral ‘bleaching’ event. **Proc. R. Soc. B.** 276: 4139–4148.
- Lang, J. y L. Monk (2003): **Manual para estudiantes de RECON**. The Ocean Conservancy, Virginia Beach, EE.UU, 76pp.
- Lang, J.C. (2003): Status of coral reefs in the western Atlantic: results of initial surveys, Atlantic and Gulf Rapid Reef Assessment (AGRRA) program. **Atoll. Res. Bull.** 496:1–630.
- Lessios, H. A. (2005): *Diadema antillarum* populations in Panama twenty years following mass mortality. **Coral Reefs** 24: 125- 127.
- Lewis, J. B. (1996): Spatial distributions of the calcareous Hydrozoans *Millepora complanata* on coral reefs. **Bull. Mar. Science.** 59(1): 188-194.

- Lirman, D., B. Orlando, S. Maci, D. Manzello, L. Kaufman, P. Biber y T. Jones. (2003): Coral communities of Biscayne Bay, Florida and adjacent to shore areas: diversity, abundance, distribution, and environmental correlates. **Aquatic Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst.** 13: 121–135.
- Loya, Y. (1972): Community structure and species diversity of hermatypic corals at Eilat, Red Sea. **Mar. Biol.** 13(2): 100-123
- McGuire, M.P. (1998): Timing of larval release by *Porites astreoides* in the northern Florida Keys. **Coral Reefs** 17: 369-375
- Miller, I.R. y Muller R. (1999): Validity and reproducibility of benthic cover estimates made during broad scale surveys of coral reefs by manta-tow. **Coral Reefs** 18:353–356.
- Moulding, A. (2005): Coral recruitment patterns in the Florida Keys. **Rev. Biol. Trop.** 53 (1): 75-82.
- Ohlhorst, S.L, W.D. Liddell, R.J. Taylor y J.M. Taylor (1988): Evaluation of reef census techniques. En: **Proceedings of the sixth international coral reef symposium**, vol 2, 319–324 pp
- Pandolfi, J.M., J.B.C. Jackson, N. Baron, R.H. Bradbury, H.M. Guzman, T.P. Hughes, C.V. Kappel, F. Micheli, J.C. Odgen, H.P. Possingham y E. Sala (2005): Are US coral reefs on the slippery slope to slime?. **Science** 307: 1725–1726.
- Prech, W.F. y S.L. Miller (2007): Ecological Shifts along the Florida Reef Tract: The Past is Key to the Future. En: **Geological Approaches to Coral Reef Ecology**. R. B. Aronson (Ed.), Chapter 9: 237-312. Springer, NY.
- Richarson, L. I. y J. D. Voss (2005): Changes in a coral population on reef of the northern Florida Keys following a coral disease epizootic. **Mar. Ecol. Prog. Ser.** 297: 147-156.
- Richmond, R.H. y C.L. Hunter (1990): Reproduction and recruitment of corals: Comparisons among the Caribbean, the Tropical Pacific, and the Red Sea. **Mar. Ecol. Prog. Ser.** 60: 185-203.
- Richmond, R.H. (1997): **Reproduction and recruitment in corals: Critical links in the persistence of reefs. Life and Death of Coral Reefs.** Chapman and Hall, New York. 8: 536 pp.
- Rützler, K. y I.G. Macintyre (1982): The Atlantic Barrier Reef Ecosystem at Carrie Bow Cay, Belize I: Structure and Communities.Smithson. **Contr. Mar.Science.**12:539 pp.
- Semidey-Ravelo, A. (2008): **Variaciones espaciales y temporales en comunidades de corales de arrecifes de cresta del norte de La Habana, Cuba.** Tesis de licenciatura. Universidad de La Habana. Cuba, 54 pp.
- Siegel, S. y N. J. Castellan, (1988): **Estadística no paramétrica aplicada a las ciencias de la conducta.** 4^{ta} Edición. Trillas. 437pp.
- Soong, K. (1991): Sexual reproduction patterns of shallow-water reef corals in Panama. **Bulletin of Marine Science** 49: 832-846.

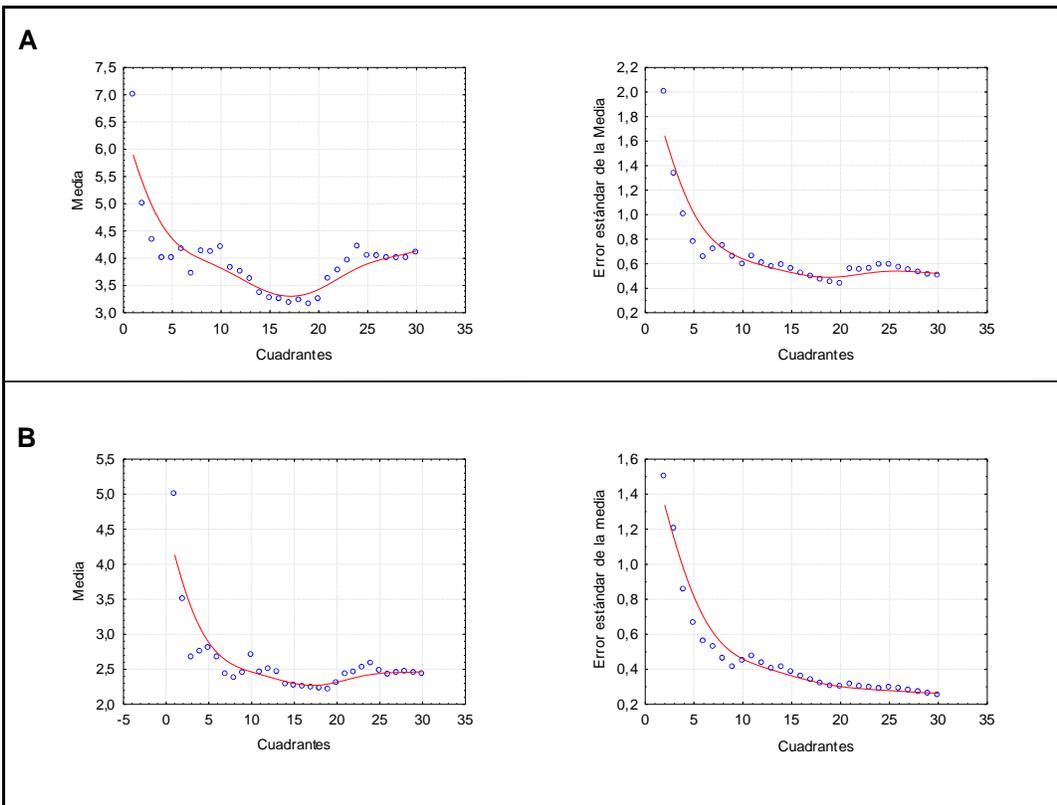
- Sullivan, K.M., M. Chiappone y C. Lott (1994): Abundance patterns of stony corals on platform margin reef of the Caicos Bank. **Bahamas Journal of Science** 1(3): 1-12.
- Sutherland, K. P.; J. W. Porter y C. Torres (2004): Disease and immunity in Caribbean and Indo- Pacific zooxanthellate corals. **Mar Ecol Prog Ser**, 266: 273-302.
- Szmant, M.A. y N.J. Gassman (1991): Caribbean Reef Corals: The evolution of Reproductive Strategies. **Oceanus** 34: 11-18.
- Tomascik, T. y F. Sander (1987): Effects of eutrophication on reef-building corals. **Marine Biology** 94: 77-94.
- Valdivia, A. (2001): **Comunidades coralinas del arrecife costero Boca de Canasí**. La Habana. Trabajo de Diploma, Universidad de La Habana, 42pp.
- Weil, E. (2001): Caribbean coral reef diseases, status and research needs. En: J.W. McManus (ed.), **Priorities for Caribbean Coral Research** .Weil 1-8.
- Wilkinson, C. y D. Souter (2008): **Status of Caribbean coral reefs after bleaching and hurricanes in 2005**. Global Coral Reef Monitoring Network, and Reef and Rainforest Research Centre, Townsville, 152 pp.
- Williams, E.H. y L. Bunkley-Williams (2000): Major marine ecological disturbances of the Caribbean. **Intect. Dis. Rev.** 2(3): 110-127.
- Zlatarski, V.N. y N. Martínez Estalella (1982): **Les Scléactiniaires de Cuba. Avec des dones sur les organismes asocies**. Ed. Academia Búlgara de Ciencia, Sofía, 472 pp.

Anexo I

Análisis del número de cuadrantes representativos del área.



Curva acumulativa de la riqueza de especies por cuadrantes.



Valores de medias y error estándar de la medias calculados con el número acumulado de cuadrantes. A: densidad de colonias y B: densidad de especies.

Anexo II

Pruebas para determinar si las variables cumplen con las premisas para utilizar pruebas paramétricas.

Variable	Kolmogorov-Smirnof		Shapiro-Wilks		C Cochran		Corr. media- SD
	D	p	W	p	C	p	
Superficie con Mortalidad reciente	0,52519	<,01	0,17449	0,0000	0,995702	0,000000	0,999189
Superficie con Mortalidad antigua	0,50966	<,01	0,26018	0,0000	0,363104	0,262340	0,737420
Superficie con Mortalidad	0,49113	<,01	0,33811	0,0000	0,502080	0,000006	0,998998
Superficie Blanqueada	0,52528	<,01	0,07782	0,0000	0,773774	1,000000	0,953683
Superficie pálida	0,52566	<,01	0,26528	0,0000	1,000000	-	1,000000
Superficie con blanqueamiento	0,51987	<,01	0,28955	0,0000	0,963763	0,000000	0,987489
Cobertura	0,27619	<,01	0,65960	0,0000	0,509019	0,000000	0,989052
Adultos	0,20134	<,01	0,91090	0,00001	0,485505	0,122998	0,989412
Juveniles	0,25491	<,01	0,79131	0,00000	0,668313	0,000045	0,988549
%col pálidas	0,46157	<,01	0,51753,	0,00000	1,000000	-	0,918280
%Col Blanqueadas	=,52758	<,01	=,22084	0,0000	0,679994	1,000000	0,936561
Total coloniasBlanqueadas	=,44312	<,01	=,55845	0,0000	0,906886	0,005156	0,897401
% Col Mortalidad Antigua	=,37623	<,01	=,59075	0,0000	0,514560	0,057228	-0,405525
% Col Mortalidad Reciente	=,47589	<,01	=,39200	0,0000	0,975545	0,000000	0,955643
Total Mortalidad	=,32912	<,01	=,67633	0,0000	0,529241	0,005593	0,830004
Ppor	=,33374	<,01	=,47999	0,0000	0,944744	0,000000	0,970143
Past	=,22985	<,01	=,82863	0,0000	0,481896	0,116474	0,451473

Anexo III. Lista de especies encontradas en la zona de estudio.

Filo CNIDARIA

Clase HYDROIDOMEDUSA (Claus, 1877)

Subclase ANTHOMEDUSAE (Lameere, 1920 emended)

Orden CAPITATA (Kühn, 1913)

Familia Milleporidae (Fleming, 1828)

Millepora complanata (Lamarck, 1816)

Millepora alcicornis (Linnaeus, 1758)

Millepora squarrosa (Lamarck, 1816)

Clase ANTHOZOA

Subclase HEXACORALLIA

Orden SCLERACTINIA

Familia Acroporidae

Acropora cervicornis (Lamarck, 1816)

Acropora palmata (Lamarck, 1816)

Acropora prolifera (Lamarck, 1816)

Familia Agariciidae

Agaricia agaricites (Linnaeus, 1758)

Familia Faviidae

Diploria clivosa (Ellis y Solander, 1786)

Diploria strigosa (Dana, 1846)

Montastraea cavernosa (Linnaeus, 1767)

Manicina areolata (Linnaeus, 1758)

Familia Meandrinidae

Dichocoenia stokesi (M. Edwards y Haime, 1848)

Familia Poritidae

Porites astreoides (Lamarck, 1816)

Porites divaricata (Lesueur, 1821)

Porites furcata (Lamarck, 1816)

Porites porites (Pallas, 1766)

Familia Siderastreidae

Siderastrea radians (Pallas, 1766)

Siderastrea siderea (Ellis y Solander, 1786)

Familia Mussidae

* *Isophyllia rigida* (Dana, 1848)

* *Isophyllia sinuosa* (Ellis y Solander, 1786)

Familia Faviidae

* *Montastraea faveolata* (Ellis y Solander, 1786)

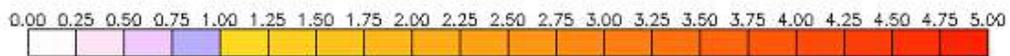
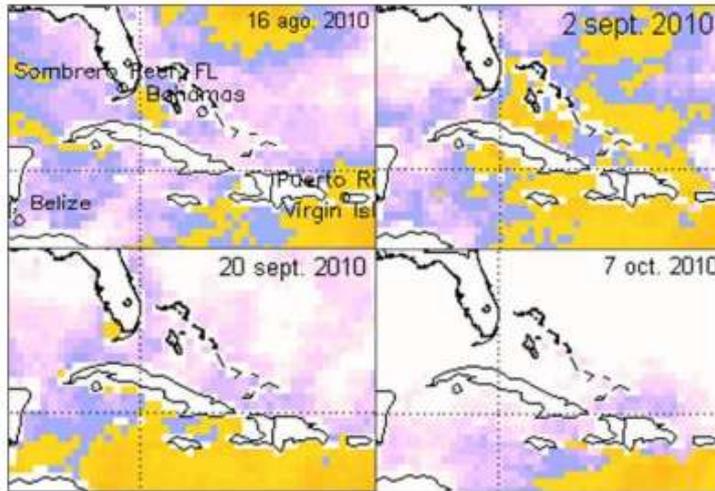
Familia Astrocoeniidae

* *Stephanocoenia intersepta* (Lamarck, 1816)

* Estas especies no aparecieron dentro de los cuadrantes, pero se pudieron observar en la zona de estudio.

Anexo IV: Zonas calientes y pronóstico de blanqueamiento de acuerdo al número de semanas de altas temperaturas. Según la NOAA
(http://www.osdpd.noaa.gov/ml/ocean/cb/virtual_stations.html)

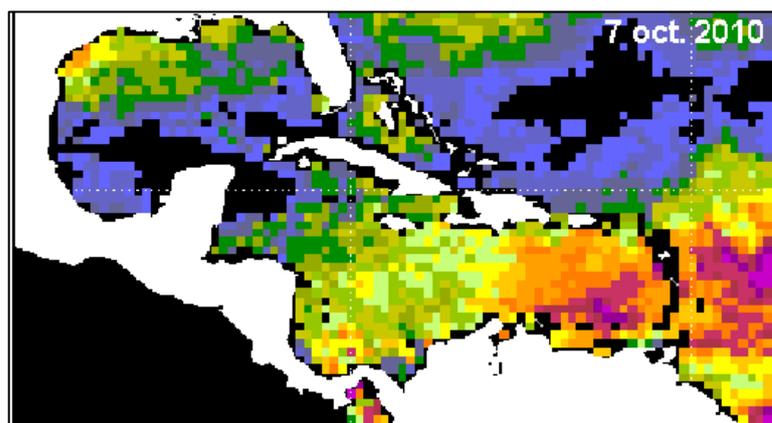
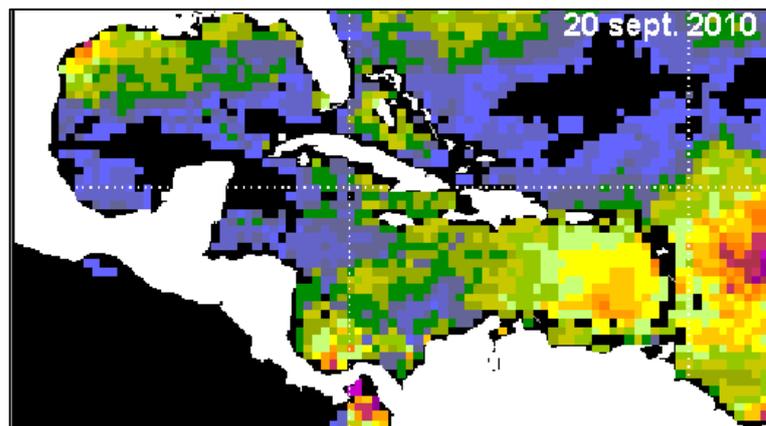
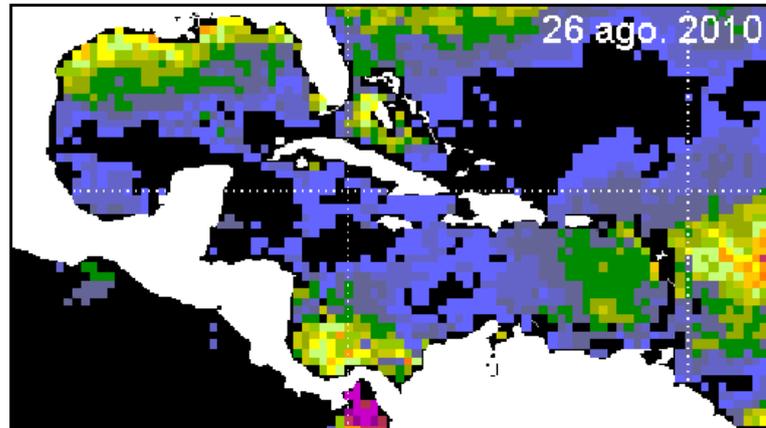
**Zonas "calientes" en el 2010
(HotSpots de NOAA/NESDIS)**



Pronósticos de blanqueamiento según número de semanas calientes acumuladas (DHW)

(*Degree Heating Weeks* de NOAA/NESDIS)

(Número de semanas acumuladas con más de 1° C por encima del promedio de máximo de temperatura del agua de verano: 2010)



Escala de número de semanas calientes acumuladas

