

CRÍA DE FRAGMENTOS DE *ACROPORA PALMATA* Y *MONTASTRAEA CAVERNOSA* EN UNA GUARDERÍA A MEDIA AGUA EN LA BAHÍA DE GAYRACA (PARQUE NACIONAL NATURAL TAYRONA) COMO APROXIMACIÓN HACIA LA RESTAURACIÓN CORALINA

Adriana Lucía García Rueda^{1,✉}

Trabajo de grado bajo la dirección de Valeria Pizarro (Ph. D.) y la codirección de Vanessa Carrillo (Candidata a M. Sc.) – Modalidad artículo científico. ¹Estudiante de Biología Marina Universidad Jorge Tadeo Lozano, Facultad de Ciencias Naturales e Ingeniería, Departamento de Ciencias Biológicas y Ambientales, Programa de Biología Marina, Grupo de Ecosistemas Marinos Tropicales. ✉adrianal.garcia@utadeo.edu.co.

RESUMEN

En el Caribe colombiano la persistencia de los corales y arrecifes coralinos está en entredicho debido a factores como el incremento en el estrés ambiental, la explotación de los recursos marinos y la eutrofización de las aguas. Pese a que se han desarrollado estrategias de conservación pasivas como la creación de Áreas Marinas Protegidas (AMP), estas no han sido suficientes para mitigar el deterioro. Por esta razón, recientemente se apunta a la implementación de métodos que tengan como fin la restauración coralina, como es el establecimiento de guarderías de coral. Desafortunadamente, la información sobre el uso y éxito de guarderías a media agua en el Caribe es escasa. Por lo anterior, el presente estudio tuvo como objetivo evaluar el éxito de la cría masiva de fragmentos de *Acropora palmata* y *Montastraea cavernosa* en una guardería a media agua en la bahía de Gayraca (Parque Nacional Natural Tayrona). Se evaluó la supervivencia, el estado de salud y el crecimiento (en

términos de crecimiento lineal y volumen ecológico) de 40 fragmentos de cada especie escogidos al azar por un periodo de cuatro meses. En general, las dos especies crecieron a lo largo del estudio (tasa de crecimiento lineal: $0.27 \pm 0.15 \text{ cm mes}^{-1}$ para *M. cavernosa* y $0.007 \pm 0.03 \text{ cm mes}^{-1}$ para *A. palmata*) a pesar de las condiciones ambientales desfavorables típicas de la época de lluvias. Así mismo, se observó que el volumen ecológico promedio alcanzado por los fragmentos de *A. palmata* fue $3.14 \pm 0.22 \text{ cm}^3 \text{ mes}^{-1}$, y por los de *M. cavernosa* $2.70 \pm 0.58 \text{ cm}^3 \text{ mes}^{-1}$. El sobrecrecimiento algal fue la condición de salud más recurrente entre los fragmentos vivos con algún grado de deterioro (frecuencia de ocurrencia promedio del 5.75 % para *A. palmata* y 2.72 % para *M. cavernosa*). Según los resultados obtenidos se recomienda continuar con el uso de guarderías a media agua como método de cría masiva de fragmentos de coral con miras a restauración.

PALABRAS CLAVE: *Acropora palmata*, *Montastraea cavernosa*, Guarderías a media agua, Supervivencia, Crecimiento.

Rearing of *Acropora palmata* and *Montastraea cavernosa* fragments in a mid-water nursery at Gayraca bay (Tayrona National Natural Park) as a coral restoration approximation. Coral reefs in the Colombian Caribbean are threatened due to an increase in environmental stress, exploitation of marine resources and water eutrophication. Although reef conservation strategies like Marine Protected Areas (MPAs) have been developed, they are not enough to mitigate coral degradation. For this reason, recently coral restoration methods such as the rearing of corals in nurseries have been developed. Unfortunately, the information of this method is scarce. The objective of this study was to evaluate the success of rearing coral fragments of *Acropora palmata* and *Montastraea cavernosa* in a mid-water floating nursery in Gayraca bay (Tayrona National Natural Park). Health conditions, survivorship and growth rates

(lineal and ecological volume) were determined for 40 fragments of each species during four months. Despite of the unfavorable environmental conditions of the rainy season in the area, both species grew during the study (linear growth rate: 0.27 ± 0.15 cm month⁻¹ for *M. cavernosa* and 0.007 ± 0.03 cm month⁻¹ for *A. palmata*). The mean ecological volume for *A. palmata* fragments was 3.14 ± 0.22 cm³ month⁻¹ and 2.70 ± 0.58 cm³ month⁻¹ for *M. cavernosa*. Algal overgrowth was the predominant health condition among the fragments with damage signals (5.75 % for *A. palmata* and 2.72 % for *M. cavernosa*). It is recommended to continue with the development of mid-water floating nurseries as a rearing method for coral restoration.

KEY WORDS: *Acropora palmata*, *Montastraea cavernosa*, Mid-water nurseries, Survival, Growth.

INTRODUCCIÓN

Los arrecifes coralinos son ecosistemas que albergan una gran diversidad biológica, proporcionan numerosos servicios ecosistémicos (p. ej. suministro de alimento y protección de la costa al actuar como amortiguadores físicos) y por su belleza, son utilizados como escenario de actividades recreativas (Moberg y Folke, 1999). Los constructores primordiales de estos complejos ensamblajes son los corales pétreos, también llamados duros, verdaderos o hermatípicos (Schuhmacher, 1982), los cuales son organismos modulares o clonales (Soong, 1991) con capacidad de secretar un exoesqueleto de carbonato de calcio (Alvarado *et al.*, 2004). Estas especies son sensibles a cambios ambientales generados por eventos naturales (Garzón-Ferreira, 1997) lo cual, sumado a los cambios globales que están ocurriendo como resultado de la actividad antrópica, está relacionado con el gran deterioro arrecifal que se está

presentado desde los últimos 30 años a todas las escalas (global, regional y local) (Hughes *et al.*, 2003; Grimsditch y Salm, 2006). Dicho deterioro se evidencia en aspectos como la pérdida de especies coralinas claves (Bellwood y Hughes, 2001), disminución en la cobertura del tejido vivo de las colonias y la baja recuperación de las áreas afectadas, además del aumento en la cobertura algal y la reducción de las poblaciones de peces asociadas a este tipo de ecosistema marino (Garzón-Ferreira *et al.*, 2002).

De acuerdo con Alvarado *et al.* (2004), la principal causa de deterioro de las comunidades arrecifales es la sobreexplotación de los recursos marinos debido al aumento en la densidad poblacional humana. Por su parte Guzmán y Guevara (1998) sugieren que dicho deterioro se encuentra asociado a factores como el aumento en la sedimentación, la eutrofización de las aguas y el incremento en la frecuencia de aparición de algunas enfermedades coralinas. Así mismo, Douglas (2003) atribuye el aumento en la mortalidad de corales duros a factores ambientales asociados al cambio climático y factores antropogénicos como la presencia de metales pesados que han generado la aparición de enfermedades y eventos de blanqueamiento. En conjunto, los factores mencionados han comprometido la estabilidad y capacidad de los arrecifes de responder a cualquier disturbio (Bellwood y Hughes, 2001). En este sentido, según el informe del estado de los arrecifes coralinos en el mundo (Wilkinson, 2008), el 19 % del área original de los arrecifes coralinos se ha perdido, el 15 % se encuentra en estado crítico y el 20 % está amenazada en desaparecer. En el Caribe, donde dos terceras partes de las formaciones coralinas están en riesgo y la tercera parte se encuentra en alto riesgo (Alvarado *et al.*, 2004), se ha evidenciado una reducción evidente en la cobertura de coral vivo del 50 % en 1970 al 10 % en el 2003 (Gardner *et al.*, 2003). Como resultado actualmente se registra un cambio de fase de especies de coral formadoras de arrecifes (p. ej. *Acropora palmata*, *A. cerviconis*, *Montastraea* spp.) a macroalgas y/o corales no formadores de arrecifes (Miller *et al.*, 2002).

Las áreas arrecifales del Caribe colombiano que mayor deterioro han presentando durante las últimas décadas (Garzón-Ferreira *et al.*, 2001) se encuentran en la Isla de San Andrés, el Parque Nacional Natural los Corales del Rosario y de San Bernardo (PNNCRSB), y la región de Santa Marta (Garzón-Ferreira, 1997). En esta última el mayor nivel de afectación ha sido reportado para las áreas cercanas a la desembocadura de ríos y en inmediaciones del sector (Vega-Sequeda, 2006). Sin embargo, se sabe que dicha condición de deterioro va disminuyendo progresivamente en dirección nororiente, donde se encuentra el Parque Nacional Natural Tayrona (PNNT) (Garzón-Ferreira y Kielman, 1994; Acosta, 1994; Zea, 1994). Según Vega-Sequeda (2006), las formaciones coralinas del PNNT están dominadas por los corales *Colpophyllia natans*, *Diploria strigosa*, *A. palmata* y *M. cavernosa*. Esto parece estar relacionado a que son especies con mecanismos eficientes para la remoción de sedimentos, resisten a las condiciones de fuerte oleaje y compiten agresivamente por el espacio (Bak y Criens, 1976). No obstante lo anterior, y a pesar de contar con la capacidad de resistencia a enfermedades potencialmente mortales (Vega-Sequeda *et al.*, 2008), actualmente en el PNNT el crecimiento de los corales *A. palmata* y *M. cavernosa* se encuentra amenazado debido al incremento en el estrés ambiental relacionado con la dinámica existente entre los eventos de surgencia (que causan el ascenso de aguas de baja temperatura a la capa superficial marina) y los aportes de aguas continentales (de mayor turbidez y con temperaturas más altas) (Acosta y Zea, 1997).

A nivel mundial, diferentes entidades gubernamentales y no gubernamentales adelantan proyectos que apuntan al manejo y conservación de los arrecifes coralinos (Rinkevich, 2005). Estos se basan principalmente en la aplicación de herramientas que propendan a promover y/o incrementar la resiliencia de dichos ecosistemas (Agardy *et al.*, 2003; Edwards, 2010), así como en el diseño e implementación de Áreas Marinas Protegidas (AMP) (Mascia *et al.*, 2003; McClanahan *et al.*, 2006; McClanahan *et al.*, 2007). Pese a esto, debido a que las medidas de conservación se enfocan en métodos pasivos (procesos naturales sin o con una mínima

interferencia humana), los planes ejecutados hasta el momento han sido insuficientes. Por esta razón existe la necesidad de desarrollar nuevas estrategias que incrementen las posibilidades de mejorar el estado actual de los arrecifes coralinos (Epstein *et al.*, 2003). Una de ellas es la restauración ecológica, cuyo fin es asistir la recuperación de un ecosistema que ha sido degradado, dañado o destruido (Edwards, 2010).

Las aproximaciones a la restauración arrecifal comprenden diferentes métodos, dentro de ellos, el trasplante de fragmentos o colonias de coral de arrecifes sanos a arrecifes degradados ha sido ampliamente utilizado a nivel mundial (Edwards, 2010). Desafortunadamente este método puede generar impactos negativos tanto en las colonias donadoras como en los arrecifes receptores, por lo cual, uno de los objetivos actuales es ejecutar metodologías que minimicen estos efectos potenciales (Edwards y Gómez, 2007). El concepto de jardinería de coral, que se basa en la cría masiva de fragmentos de coral en guarderías *in situ*, es actualmente uno de los métodos que cumple en mayor proporción el fin de la restauración coralina (Edwards y Gómez, 2007; Edwards, 2010). Este método, se considera el componente principal de la restauración coralina puesto que funciona como su plataforma conceptual y práctica (Epstein *et al.*, 2003), y dentro de sus objetivos está el incrementar la supervivencia y el crecimiento de los fragmentos criados para, posteriormente, trasplantarlos a un área arrecifal degradada e iniciar un proceso de recuperación del ecosistema (Edwards y Gómez, 2007). No obstante, debido a que las características de las especies a tratar y a las condiciones físicas y ambientales varían entre las áreas a restaurar, es necesario aplicar protocolos específicos para cada una de las mismas (Rinkevich, 2000).

Recientemente en varias regiones del mundo (p. ej. países de África y Asia, y áreas del Mar Rojo) se han iniciado exitosamente programas de restauración ecológica arrecifal basados en la cría *in situ* de fragmentos de coral en guarderías (Edwards *et al.*, 2010). En Colombia, a

pesar de que en otros países del Caribe esta metodología se ha implementado en mayor medida, son pocos los proyectos adelantados con fines de restauración coralina (García *et al.*, 1995; Sanjuan 1995). Sin embargo, los resultados obtenidos hasta el momento sugieren que las guarderías de coral a media agua son un método apropiado para la iniciación de programas de restauración coralina en el área (Carrillo, en prep.) y que la cementación directa podría ser una alternativa útil para la restauración de las especies de interés (García *et al.*, 1995).

De acuerdo con lo expuesto anteriormente, el presente estudio evaluó el éxito de la cría de fragmentos de las especies *A. palmata* y *M. cavernosa* en una guardería instalada a media agua en la bahía de Gayraca (PNNT) como estrategia inicial para la restauración arrecifal. Esta investigación se enmarca dentro del macroproyecto “Aplicando el concepto de jardinería de coral para la restauración de los arrecifes coralinos someros del Parque Nacional Natural Tayrona” desarrollado por el grupo de investigación Ecosistemas Marinos Tropicales de la Universidad Jorge Tadeo Lozano, el PNNT (Territorial Caribe de PNN), el Centro de Buceo Calipso Dive Center y la Fundación Calipso c-Force.

ÁREA DE ESTUDIO

El PNNT (Figura 1) es un Área Marina Protegida ubicada sobre la costa del Departamento del Magdalena entre 11°15' – 11°22' N y 73°57' – 54°12' W. Se encuentra limitado por Punta Venado y la desembocadura del Río Piedras, presenta bahías y ensenadas de geomorfología variada (Brüggemann *et al.*, 2002; Díaz *et al.*, 2000) y cuenta con una zona marina de 3000 Ha. Para este sector se describen dos regímenes climáticos bien diferenciados, característicos de la región de Santa Marta y del resto del Departamento. Durante la época seca

(diciembre a mayo) predominan los vientos Alisios provenientes del noreste, que originan patrones de corrientes ligados a la geomorfología de la costa. En la época lluviosa (mayo a noviembre) ocurre el 65 % de la precipitación anual. En cuanto a la temperatura superficial, ésta varía anualmente debido a los eventos de afloramiento de aguas profundas (surgencia), así, en el primer semestre del año oscila entre los 23 y 26 °C, y durante el segundo semestre entre los 27 y 28 °C (Franco-Herrera, 2005).

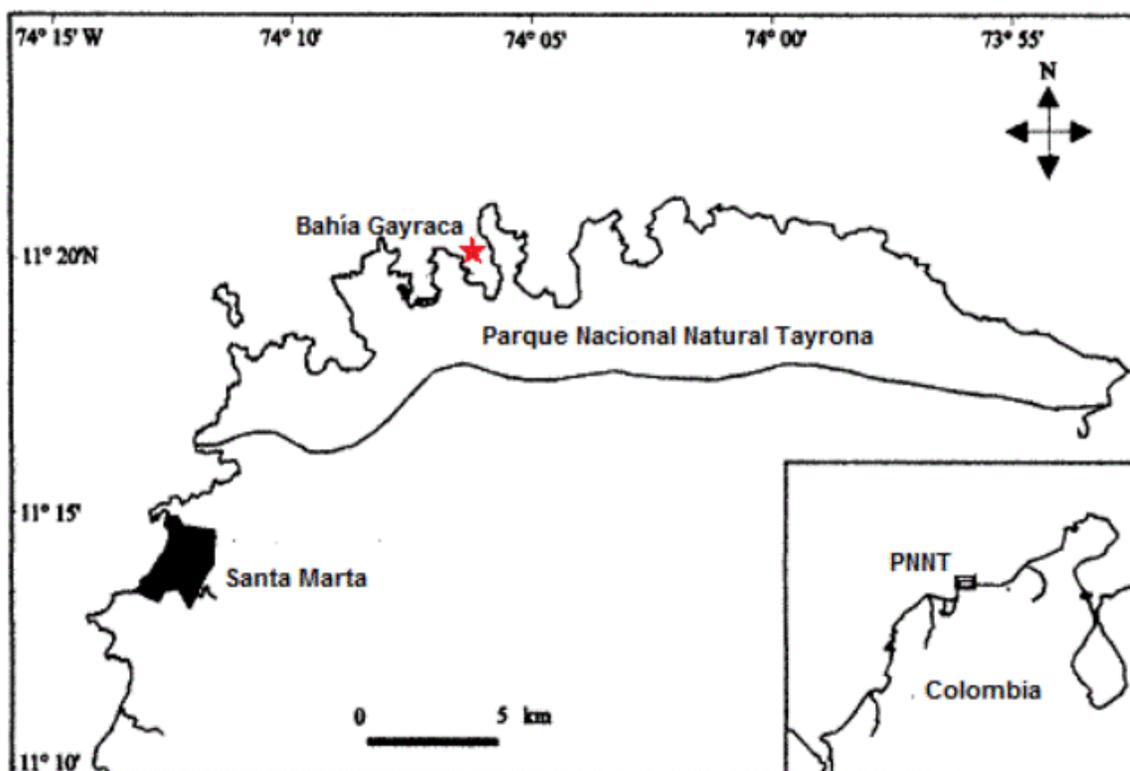


Figura 1. Área de estudio. La estrella señala la localización de la bahía de Gayraca dentro del Parque Nacional Natural Tayrona (Tomada y modificado de Urban, 2000).

El estudio se realizó en la Bahía de Gayraca - PNNT (Figura 1), localizada entre las bahías de Chengue y Neguanje, a 11°21'00" – 11°15'33" N y 73°54'06" – 74°12'33" O. La mayor parte de la bahía se encuentra protegida de los vientos, a excepción del costado occidental, que se encuentra expuesto a la acción del oleaje. El talud presenta una pendiente marcada con

colonias coralinas que alcanzan los 25 m de profundidad, siendo *M. annularis*, *M. cavernosa* y *Colpophyllia natans* las especies más representativas (Garzón y Cano, 1991).

MATERIALES Y MÉTODOS

Los corales fueron criados a media agua en estructuras de PVC llamadas guarderías, los cuales incrementan la supervivencia como resultado a la baja interacción con depredadores y enfermedades coralinas (Edwards, 2010). Entre febrero y marzo de 2012 se instaló una guardería con forma de marco con dimensiones de cinco metros en el lado más largo y tres metros en el lado interior (Edwards *et al.*, 2010) (Figura 2). Desafortunadamente por las condiciones del sitio, en especial las fuertes corrientes de carácter esporádico, se presentaron daños que resultaron en la implementación de un nuevo diseño. La nueva estructura, instalada en agosto, constó de seis módulos cuadrados cada uno de un metro cuadrado de área (seis metros cuadrados de área total), los cuales fueron dispuestos de manera lineal y articulados usando abrazaderas plásticas (Figura 3). Ambas estructuras, que se ubicaron en el mismo sitio y a 5,6 m de profundidad, fueron armadas con PVC de $\frac{3}{4}$ ", ancladas al fondo por medio de un sistema de cuerdas y sostenidas a media agua por boyas plásticas.

A continuación se describen los métodos utilizados para alimentar y mantener la guardería, así como la toma de datos para cumplir con los objetivos del estudio. La alimentación de la guardería constó de (1) la obtención de fragmentos de coral para su posterior fragmentación y adhesión a los sustratos dispuestos en el sistema y (2) el traslado de dichos fragmentos a la estructura. Todas las fases del proyecto, excepto las relacionadas con

fragmentación y análisis de datos, se realizaron bajo el agua con ayuda de equipos de buceo autónomo Scuba.

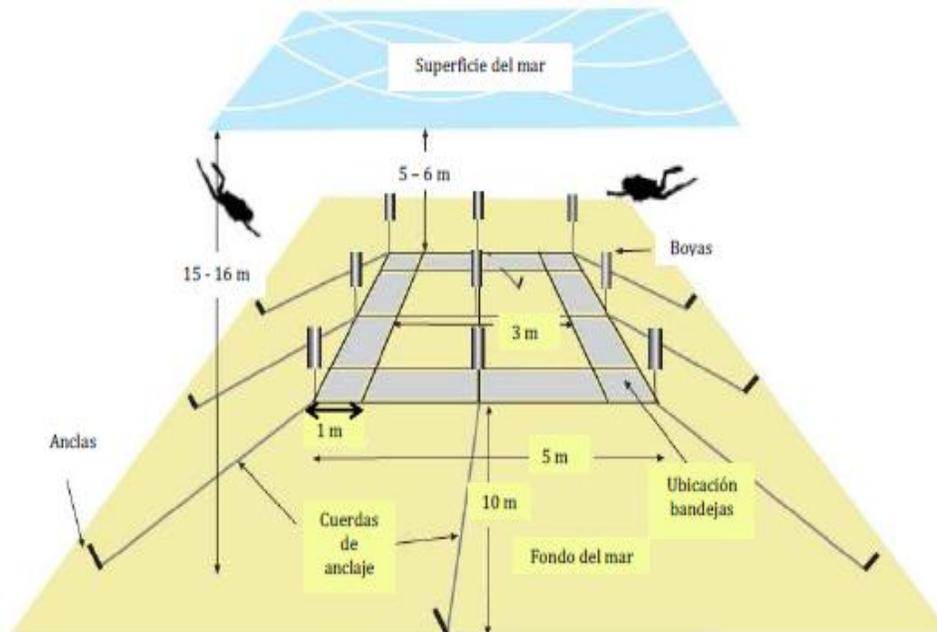


Figura 2. Diseño de la guardería flotante a media agua que inicialmente se utilizó para la cría de fragmentos en la bahía de Gayraca – Parque Nacional Natural Tayrona (Tomado y modificado de Shafir *et al.*, 2010).

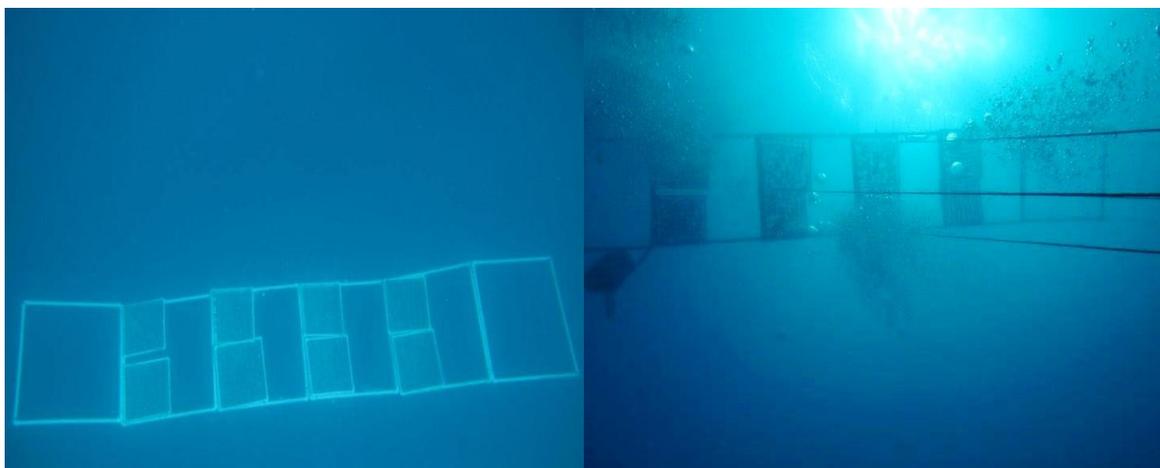


Figura 3. Estructura de la segunda guardería flotante empleada para la cría de los fragmentos en la bahía de Gayraca – Parque Nacional Natural Tayrona (Fotos VCarrillo).

Obtención y fijación de los fragmentos al sustrato

Dos semanas antes de iniciar la alimentación de la guardería se elaboraron pins de cemento (mezcla de cemento, arena y agua) que posteriormente servirían como sustrato para la adhesión de los fragmentos de coral que serían llevados a la guardería. Estos pins constan de una galleta de cemento de aproximadamente cinco centímetros de diámetro con un lado liso, mientras en el lado contrario se encuentra un chazo plástico estriado de ¼" que se inserta antes que se seque el cemento (Figura 4). Se eligió trabajar con cemento debido a que según Edwards *et al.* (2010), es uno de los sustratos más económicos y viables para la fijación y supervivencia de corales duros con diferentes tipos de crecimiento en guarderías a media agua.



Figura 4. Pin de cemento elaborado para la alimentación de la guardería de coral. A la derecha está el lado liso del pin y a la izquierda el lado donde se ha colocado el chazo plástico estriado (Foto VCarrillo).

En cuanto a la obtención de los fragmentos a criar, estos provinieron en su mayoría de fragmentos de oportunidad hallados en el fondo marino de las comunidades coralinas cercanas al punto de ubicación del sistema. Los fragmentos de oportunidad son aquellos que se producen por rompimiento mecánico como resultado de algún evento externo como mar de leva, tormenta, etc. (Shafir *et al.*, 2010). Debido a que el esqueleto carbonatado de *A. palmata* es delgado, es más susceptible al rompimiento de sus ramas, por lo cual esta metodología aplicó en mayor medida para dicha especie. Por su parte, *M. cavernosa* presenta un esqueleto

carbonatado grueso y más resistente que difícilmente se rompe por la acción de eventos naturales. Por lo tanto, para esta especie fue necesario recurrir a la toma de porciones de coral provenientes directamente de la región basal de las colonias donantes (equivalentes a máximo el 10 % del área total de las mismas), para lo cual se empleó cuidadosamente un cincel y un martillo. Los fragmentos colectados de ambas especies se llevaron en baldes plásticos a la guardería, donde permanecieron una semana a fin de posibilitar su aclimatación a las condiciones de cultivo. Transcurrido el periodo de aclimatación, estos se trasladaron hasta la costa, nuevamente en baldes con agua marina y, una vez allí, se fragmentaron empleando cortafríos (Figura 5). Durante este proceso se generaron nuevos fragmentos de aproximadamente un centímetro cuadrado. Cada fragmento se fijó a un pin de cemento con pegante instantáneo (Figura 5), minimizando la superficie de contacto y pegando únicamente el exoesqueleto, debido a que el pegante afecta negativamente al tejido coralino (Edwards, 2010). Con el fin de asegurar la supervivencia de los fragmentos, se trabajó rápidamente manteniendo los fragmentos sumergidos en un recipiente con agua marina, procurando disminuir el tiempo de manipulación de los mismos fuera de esta, y evitando a su vez que la luz solar tuviese incidencia directa durante todo el proceso.

Ubicación de los fragmentos en las bandejas y en la guardería

Una vez adheridos a los pins de cemento, los fragmentos fueron dispuestos en bandejas de PVC y malla (de 50 cm²) hasta completar 100 fragmentos por bandeja (Figura 6). Seguidamente, las bandejas se trasladaron rápidamente hasta la lancha, donde nuevamente se colocaron en un recipiente con agua marina recién tomada de la costa para transportarlas hasta el lugar donde se encuentra la guardería. Posteriormente, estas fueron llevadas cuidadosamente por buzos hasta la estructura, vigilando que ninguno de los pins de cemento

cayera de las mallas. Tras colocarlas sobre el marco del sistema, las bandejas fueron aseguradas con abrazaderas plásticas.



Figura 5. Fragmentación manual de un coral (izquierda) y adhesión del fragmento a los pins de cemento (derecha) (Fotos VPizarro).



Figura 6. Ubicación de los pins de cemento en las bandejas (Foto VPizarro).

Mantenimiento del sistema

Semanalmente se limpió y realizó el mantenimiento tanto de la estructura de la guardería, como de las bandejas y los pins de cemento. Tal y como lo describen Edwards y Gómez (2007), dado el esfuerzo y la inversión económica de la restauración coralina, las limpiezas periódicas funcionan como estrategia para maximizar las probabilidades de supervivencia de los fragmentos. La limpieza de los pins de cemento se llevó a cabo mediante la implementación de un kit otorgado a cada buzo. Cada kit contó con pinzas, esponjilla, espátula y cepillo de dientes, y se implementó para remover algas, invertebrados pequeños, organismos coralívoros y sedimento acumulado, que deterioran la calidad del agua circundante o afectan al tejido vivo (Shafir *et al.*, 2006). A continuación, los pins se transfirieron a bandejas también libres de algas o cualquier otro elemento. Estas se dispusieron superpuestas en el lugar de fijación de las bandejas actuales y se sujetaron con abrazaderas plásticas (Figura 7).



Figura 7. Limpieza de los fragmentos en la guardería. (Foto VCarrillo).

Una vez transferidos todos los pins, las bandejas desocupadas (que mostraron crecimiento algal) fueron removidas cortando las abrazaderas que las sostenían. Posteriormente, las nuevas bandejas se sujetaron completamente a la estructura de PVC. Por

motivos de practicidad, las bandejas removidas no se limpiaron en la columna de agua, éstas se trasladaron a la costa para ser lavadas, cepilladas y revisadas, dejándolas almacenadas para su próximo uso. A fin de garantizar el buen funcionamiento de la guardería durante cada limpieza se revisó el sistema y se remplazaron los elementos del mismo (boyas, cuerdas o tubos de PVC) en caso de deterioro.

Toma y análisis de datos

Debido a que la cantidad total de fragmentos fue considerablemente elevada, se realizó un seguimiento mensual a un grupo representativo de estos (10 %). A cada fragmento, que fue debidamente marcado con etiquetas plásticas numeradas desde el inicio del estudio, se le tomaron medidas de alto (h), largo (d) y ancho (w) máximo (Figura 8). A partir de estos datos se determinó el crecimiento lineal, una medida tradicional que está dada por los centímetros que aumentó cada fragmento por periodo de tiempo. Sin embargo, debido a que actualmente esta se considera una subestimación del crecimiento real de los fragmentos, se halló el volumen ecológico, que representa el volumen de agua ocupado por cada fragmento en cultivo y brinda una información más precisa, relacionada con la tridimensionalidad de los organismos coralinos (Rinkevich y Loya, 1983; Bongiorini *et al.*, 2003). Esta aproximación matemática se basa en la forma de crecimiento de las especies bajo estudio. Generalmente se parte de las formas cilíndrica y cúbica, sin embargo, existen otras que son menos frecuentes en la naturaleza. Así, teniendo en cuenta que el patrón de crecimiento de *A. palmata* es ramificado (con ramas gruesas), se aplicó la fórmula del volumen del cubo, descrita como $V = d \times w \times h$ (Rinkevich y Loya, 1983; Shafir *et al.*, 2006). *M. cavernosa*, por su parte, crece de manera masiva, ajustándose a la forma de un casquete esférico, cuya fórmula es $V = ((\pi h^2)(3r - h))/3$, donde $r = (l + w)/4$ (Shafir y Rinkevich, 2010). En adición, según lo propuesto por Shafir *et al.* (2006)

se halló la constante de la tasa de cambio en el volumen ecológico, desarrollando la ecuación $E_t = E_0 \cdot e^{kt}$, donde E_t es el volumen ecológico final, E_0 representa el volumen ecológico inicial, t corresponde al tiempo en días y $k = \ln(E_t/E_0)/t$.

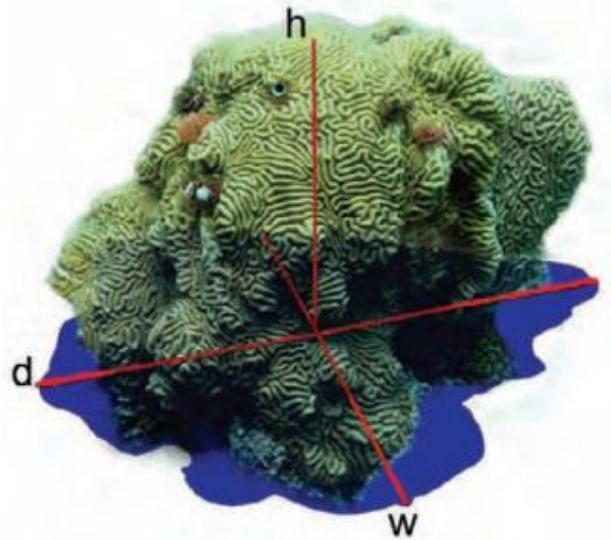


Figura 8. Medidas para la estimación del crecimiento de los fragmentos, donde h: altura; d: largo o diámetro; w: ancho (Tomado y modificado de: Fisher, 2007).

Por otro lado, teniendo en cuenta no solo los fragmentos marcados sino el total de ellos, se realizaron inventarios mensuales para estimar la supervivencia mediante el cálculo de la proporción de fragmentos sobrevivientes en cada intervalo de tiempo con respecto al número inicial de fragmentos dispuestos en la guardería, para lo cual se empleó la fórmula $Supervivencia [\%] = \frac{fragmentos\ iniciales - fragmentos\ muertos}{fragmentos\ iniciales} \times 100$, donde “fragmentos muertos” también hace referencia a aquellos perdidos tras su desprendimiento del sustrato. Adicionalmente, se evaluó la condición de salud de los fragmentos de acuerdo a su apariencia, clasificándolos como: vivos sin deterioro, sobrecrecidos por algas, palidecidos, blanqueados o muertos. La proporción de fragmentos por especie con cada uno de estos signos fue expresada

de acuerdo a su frecuencia de aparición – FO ($FO [\%] = \frac{\text{Fragmentos con la condición}}{\text{Fragmentos totales}} \times 100$).

Finalmente, se midió constantemente la temperatura del agua circundante empleando un data logger de temperatura (Onset - UTBI-001, precisión ± 2 °C). A partir de los datos registrados por el sensor se obtuvieron valores promedio mensuales de temperatura.

RESULTADOS

Durante cuatro meses (julio – octubre de 2012) se realizó el seguimiento de los fragmentos de *A. palmata* y *M. cavernosa* criados en la guardería. A continuación se describen los resultados obtenidos a lo largo de este estudio en donde, para efectos del muestreo, el mes cero corresponde a julio (aunque en realidad el macroproyecto de cría masiva en la guardería tuvo sus inicios a principios del año, tal y como se describe en los métodos), el primer mes a agosto, el segundo mes a septiembre y el tercer mes a octubre.

Supervivencia

La pérdida de fragmentos respondió a eventos de mortalidad o desprendimiento. A pesar de que no se llevó un registro diferencial del número de fragmentos perdidos por cada tipo de evento para el cálculo de la supervivencia (todos fueron considerados como fragmentos muertos), se evidenció que el desprendimiento afectó en mayor medida a *M. cavernosa*. Para *A. palmata* la supervivencia fue del 95.08 % para el primer mes de muestreo y del 90.79 % para el tercero con respecto al mes cero. Mientras tanto, para *M. cavernosa* esta fue del 47.99 % para el primer mes y del 38.42 % para el tercero (Figura 9). En cuanto al número de fragmentos iniciales de *A. palmata* y *M. cavernosa*, este fue 569 y 567, respectivamente. Por otro lado, al

finalizar el estudio se contó con un total de 521 fragmentos para la primera especie y 351 para la segunda.

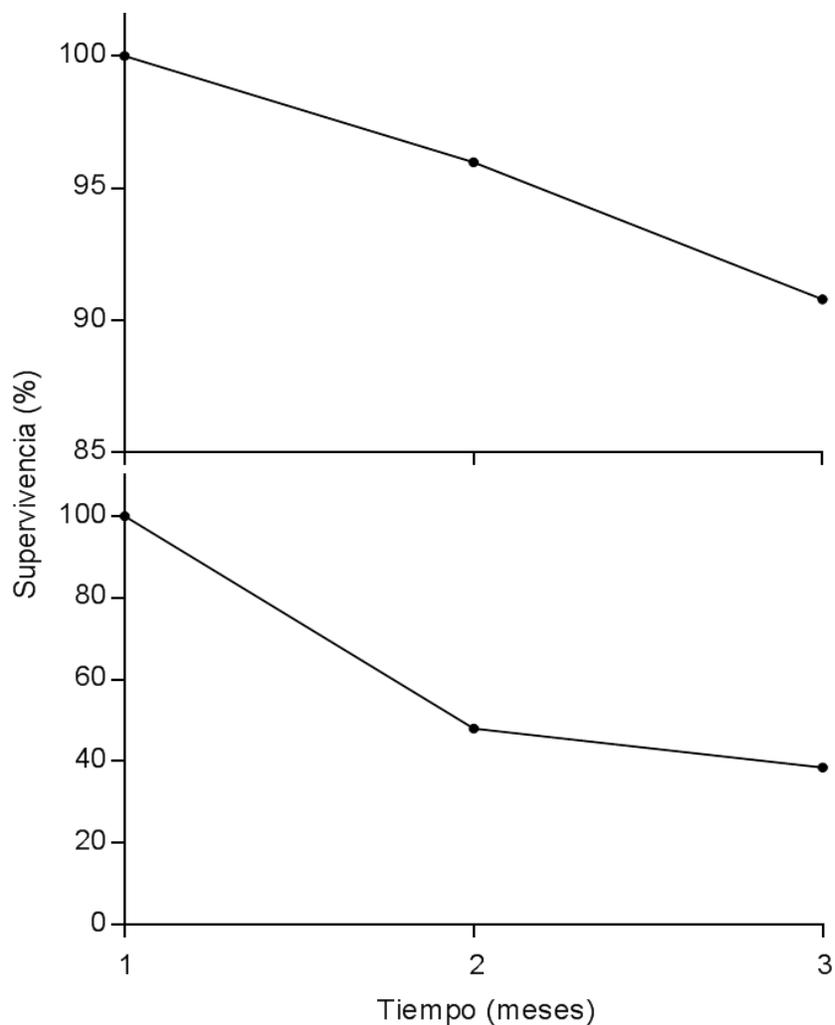


Figura 9. Porcentajes mensuales de supervivencia para los fragmentos de *Acropora palmata* (superior) y *Montastraea cavernosa* (inferior).

Estado de salud

Debido a la falta de disponibilidad de tiempo durante la mayoría de las sesiones de inventario mensual, esta variable solo pudo ser evaluada para el mes cero y el tercer mes de muestreo. Tanto para *A. palmata* como para *M. cavernosa* el sobrecrecimiento algal, seguido

por el palidecimiento, fueron las condiciones de salud más recurrentes de los fragmentos vivos con algún grado de deterioro. Sin embargo, sólo se evidenció signos de blanqueamiento en un fragmento de *A. palmata* (Tabla 1). Por otro lado, se observó que *M. cavernosa* presentó un mayor número de fragmentos caracterizados por la pérdida total de tejido vivo (mortalidad parcial o total), además de los desprendidos, tal y como se describió previamente.

Tabla 1. Estado de salud (FO: frecuencia de ocurrencia) de los fragmentos vivos de *Acropora palmata* y *Montastraea cavernosa* en los momentos (meses) que presentaron algún tipo de deterioro. El mes cero indica el mes en que inició el estudio.

Mes	Especie	Condición de salud	FO (%)
Cero (julio)	<i>A. palmata</i>	Vivos sin deterioro	93.15
		Sobrecrecidos	6.33
		Palidecidos	0.53
	<i>M. cavernosa</i>	Vivos sin deterioro	95.17
		Sobrecrecidos	3.45
		Palidecidos	1.38
Tres (octubre)	<i>A. palmata</i>	Vivos sin deterioro	93.28
		Sobrecrecidos	5.18
		Palidecidos	1.35
	<i>M. cavernosa</i>	Blanqueados	0.19
		Vivos sin deterioro	97.15
		Sobrecrecidos	1.99
		Palidecidos	0.85

Crecimiento lineal

La longitud de los fragmentos de la especie *M. cavernosa* incrementó durante todo el estudio. Mientras tanto, para *A. palmata* se registró una pequeña disminución en esta medida (0.06 cm en promedio) durante el tercer mes de muestreo (Figura 10). En consecuencia, *M. cavernosa* presentó un mayor crecimiento promedio (0.27 ± 0.15 cm mes⁻¹), seguida de *A.*

palmata ($0.007 \pm 0.03 \text{ cm mes}^{-1}$) lo cual, en términos de incremento porcentual, se traduce en que la primera especie aumentó su longitud un 31.91 % con respecto a la medida inicial, mientras la segunda lo hizo en un 1.18 %.

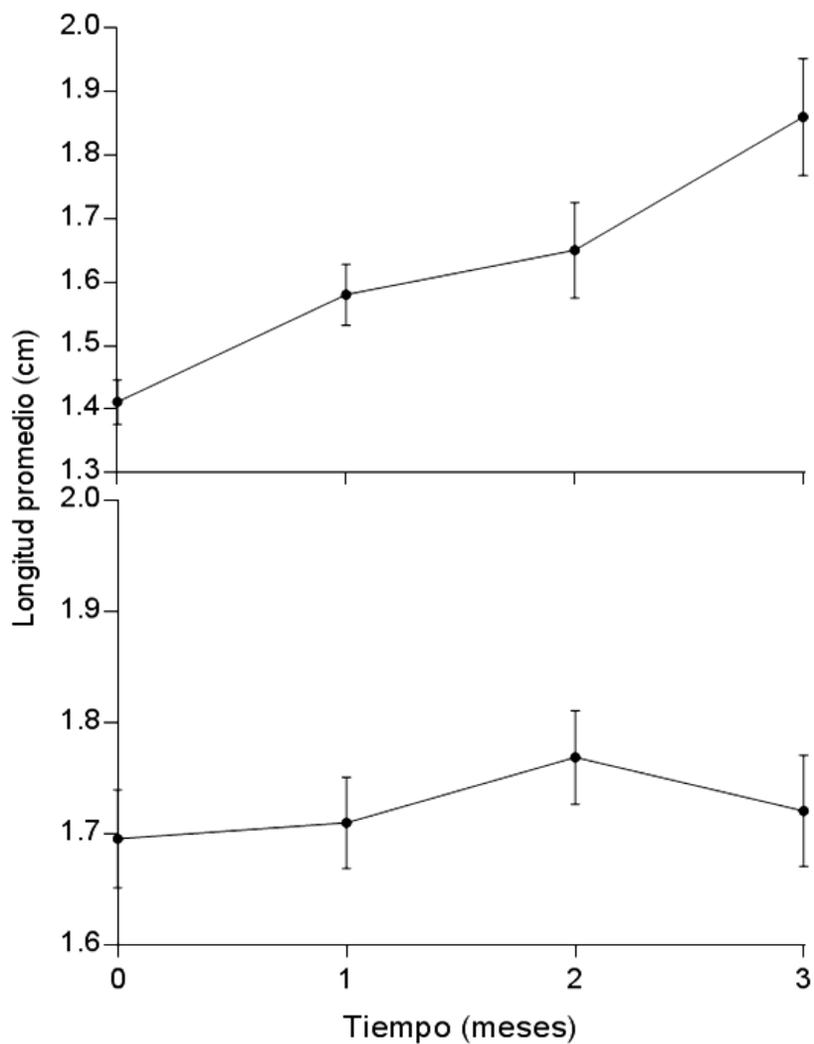


Figura 10. Promedio mensual (\pm error estándar) del crecimiento lineal de *Montastraea cavernosa* (superior) y *Acropora palmata* (inferior) durante el estudio.

Volumen ecológico

Al igual que el crecimiento lineal, el volumen ecológico de los fragmentos de *M. cavernosa* incrementó constantemente hasta el final del estudio, mientras el volumen ecológico

de *A. palmata* disminuyó 0.09 cm^3 en promedio durante el tercer mes (Figura 11). El volumen ecológico inicial promedio de *A. palmata* fue $2.60 \pm 0.19 \text{ cm}^3$, alcanzando un valor de $3.14 \pm 0.22 \text{ cm}^3$ en el tercer mes, siendo el mayor valor correspondiente al segundo mes de muestreo el más alto ($3.23 \pm 0.22 \text{ cm}^3$). *M. cavernosa*, por su parte, incremento su crecimiento de $0.97 \pm 0.09 \text{ cm}^3$ a $2.70 \pm 0.58 \text{ cm}^3$. En términos porcentuales, esto se traduce en que *A. palmata* aumentó su volumen ecológico en un 20.77 %, mientras *M. cavernosa* lo hizo en un 178.35 %,

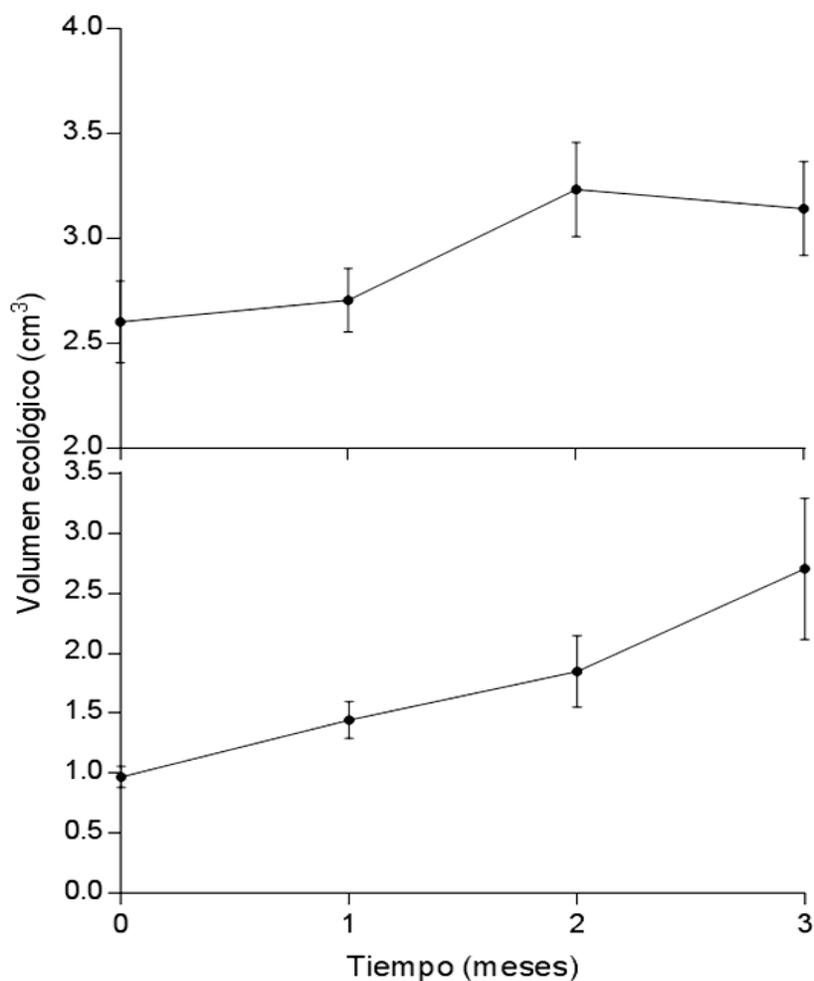


Figura 11. Promedio mensual (\pm error estándar) del volumen ecológico de los fragmentos de *Acropora palmata* (superior) y *Montastraea cavernosa* (inferior) durante el periodo de muestreo.

Lo anterior se comprobó al observar el comportamiento de la constante de crecimiento (k) para cada especie (Figura 12). Según esta, el mes de muestreo durante el cual tuvo lugar el menor crecimiento para *M. cavernosa* fue septiembre (k igual a 0.008), mientras el mayor crecimiento ocurrió en octubre (k = 0.013). Por otro lado, *A. palmata* creció en menor medida durante el mes de octubre (k igual a -0.0009), y en mayor medida en septiembre (k = 0.005).

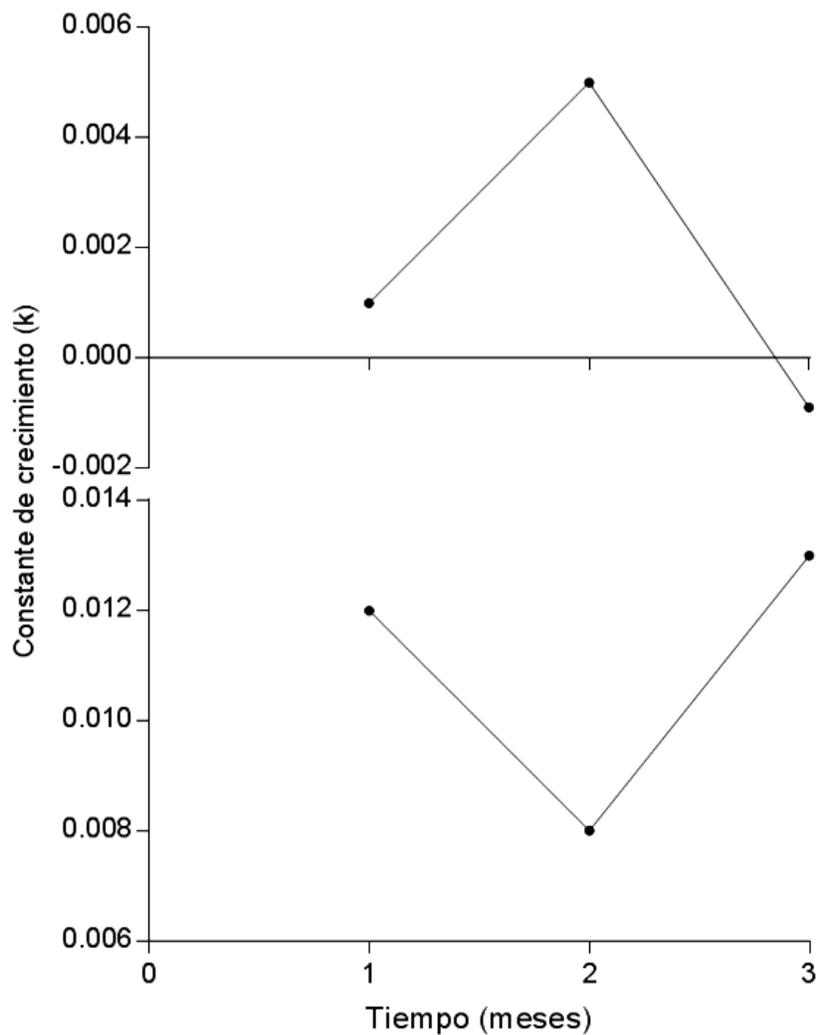


Figura 12. Promedio mensual de la constante de crecimiento (k) de los fragmentos de *A. palmata* (superior) y *M. cavernosa* (inferior) durante el periodo de muestreo.

Temperatura

La temperatura osciló entre 23.47 y 33.05 °C a lo largo del estudio. Durante julio (mes cero), la temperatura promedio mensual fue de 25.93 ± 0.01 °C, en agosto (primer mes) fue de 27.76 ± 0.01 , en septiembre (segundo mes) de 28.19 ± 0.01 y finalmente, en octubre (tercer mes) fue igual a 28.65 ± 0.03 °C.

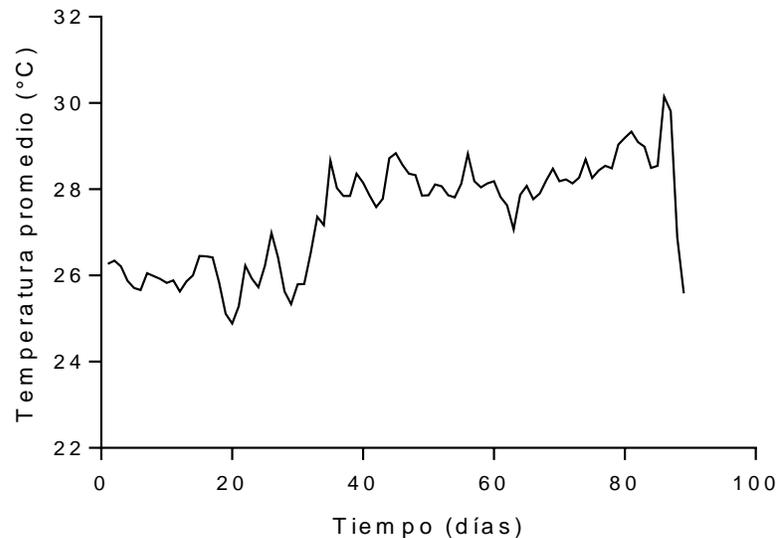


Figura 13. Temperatura diaria promedio del agua de mar en la guardería.

DISCUSIÓN

Los resultados del presente estudio reflejan la respuesta de las especies *A. palmata* y *M. cavernosa* ante el proceso de fragmentación y durante la cría en la guardería a lo largo de la época climática lluviosa del año 2012. Por ende, tal y como lo reportó Aronson *et al.* (2003), se observó que los eventos de estrés ambiental (dados por cambios en las condiciones locales) causan modificaciones en el tejido coralino y, en ese sentido, afectan el estado de salud de los fragmentos dispuestos en el sistema.

Supervivencia

La pérdida de fragmentos durante el periodo de estudio estuvo posiblemente determinada principalmente por factores ambientales e intrínsecos de las especies (Edwards, 2010). Sumado a esto, es importante considerar que el proceso de fragmentación no está exento de causar estrés tanto en las colonias parentales como en los pequeños fragmentos generados (afectando la supervivencia y la eficiencia de la calcificación) (Rinkevich y Loya 1989). Por esta razón se hace énfasis en la toma de máximo el 10 % de la colonia donadora (cuando no se emplean fragmentos de oportunidad) y en la utilización de guantes de látex durante su manipulación (Edwards, 2010) ya que, cuando se aplican estas medidas básicas, el grado de afectación causado a las colonias donantes es mínimo (Clark y Edwards, 1995; Lirman *et al.*, 2010). De cualquier modo, tal y como lo expuso Rogers *et al.* (1982), para el caso particular de *A. palmata* es aconsejable fragmentar colonias aplanadas con el fin de que los pólipos hallados tanto en la cara superior como en la inferior cubran rápidamente el área de corte y, en consecuencia, la recuperación sea aún más eficiente.

En cuanto a las condiciones ambientales, dado el régimen climático que caracterizó a la bahía de Gayraca durante la fase de muestreo, se infiere que la disminución en los porcentajes de supervivencia de los fragmentos respondió principalmente al incremento en la temperatura superficial del mar (TSM) (Hoegh-Guldberg, 1999). Autores como Glynn y Stewart (1973) aducen que existe una relación directamente proporcional entre ésta y el crecimiento coralino, mientras otros autores como Barber *et al.* (2001) afirman que esta es negativa. Pese a ésta discusión, se ha reportado que el rango de temperatura óptimo para la supervivencia de los corales oscila entre los 26 y 29 °C (Hoegh-Guldberg *et al.*, 2007; Gattuso *et al.*, 1998), rango por fuera del cual se sitúan algunos de los valores encontrados para el sector durante la época de muestreo. Este aspecto, que responde a las lluvias moderadas a fuertes generadas sobre el

Caribe colombiano especialmente hacia los meses de septiembre y octubre (CIOH, 2012), podría explicar en al menos algún grado la disminución progresiva en los porcentajes de supervivencia de los fragmentos criados en la guardería (Jones *et al.*, 1998). De otra mano, en cuanto a los factores intrínsecos, cabe mencionar que el patrón de crecimiento, que es propio de cada especie, influye considerablemente en la tasa de crecimiento, lo cual genera imposibilidad de comparar los resultados obtenidos entre especies (Bruno, 1998).

Debido a que la mayor parte de corales muertos perteneció a *M. cavernosa*, especie con los fragmentos de mayor tamaño (su fragmentación es más difícil por el tamaño de los pólipos y la dureza del esqueleto carbonatado), podría pensarse que la supervivencia disminuye con el tamaño inicial. No obstante la posible relación existente entre ambas variables es un tema aún discutido y, pese a que algunos autores sugieren que la supervivencia incrementa con el tamaño (Loya, 1976; Highsmith *et al.*, 1982; Heyward and Collins, 1985; Liddle and Kay, 1987; Lasker, 1990), se han encontrado varias excepciones a este supuesto (Kobayashi, 1984; Lewis, 1991; Lirman and Fong, 1997; Bruno, 1998). Por tal motivo, aún no se cuenta con el suficiente soporte teórico y experimental que permita asegurar este postulado.

Estado de salud

De acuerdo con Westmacott *et al.* (2000), la constante colonización del sustrato libre principalmente por parte de macroalgas se presenta en mayor medida por la disponibilidad de nutrientes y la ausencia de herbivoría (una de las condiciones primarias para el establecimiento de guarderías de coral a media agua en un área determinada). Igualmente, la presencia de sustrato libre en la superficie y en la parte inferior de las galletas de cemento fue la principal causa de interacción entre las algas y los fragmentos de coral, dándose una competencia por el sustrato. Sin embargo, al comparar las frecuencias de ocurrencia del sobrecrecimiento algal (mayor valor para la FO: 6.33 %) con los valores obtenidos por Murillo (2012) (mayor valor para

la FO: 5.88 %), se infiere que son similares. En consecuencia, puede decirse que a pesar de que las guarderías verticales de cuerda presentan como ventaja ofrecer un área mínima para la colonización algal (Quinn y Kojis, 2006), las guarderías flotantes a media agua sometidas a sesiones semanales de mantenimiento (principalmente limpieza rigurosa) también son eficientes en ese aspecto.

El palidecimiento, por su parte, pudo ser una consecuencia más de los efectos de altas TSM (Glynn, 1996; Schick *et al.*, 1996). Estas afectan la sensibilidad de los organismos simbios (zooxantelas), de manera que la luz que es esencial para la fotosíntesis causa daño a las células (Hoegh-Guldberg, 1999). Cabe resaltar que algunos fragmentos, tras presentar señales de palidecimiento, volvieron a su estado de normal de salud. Esto responde a que los corales están en la capacidad de retener hasta un 10 % de zooxantelas y parte de ese porcentaje se transloca desde las áreas más pobladas y saludables a las menos pobladas y palidecidas (Fitt *et al.*, 2000).

Crecimiento lineal

Debido a que las colonias pequeñas (sexualmente inmaduras) crecen en mayor proporción que las grandes durante la época reproductiva (Loya, 1985), su tasa de crecimiento lineal es mayor (Padilla y Lara, 1996). Esto explicaría los resultados obtenidos, los cuales muestran que la longitud promedio de los fragmentos de ambas especies aumentó durante la mayor parte del estudio. Con respecto a la tasa de crecimiento promedio de *A. palmata*, el estudio realizado por Murillo (2012) sugiere que esta es de 0.13 cm mes^{-1} . El valor hallado durante el presente estudio fue menor al encontrado por dicho autor y, en adición, fue menor al valor promedio de crecimiento lineal encontrado por Vega-Sequeda *et al.* (2008) para esta especie en el medio natural en el PNNT ($0.46 \pm 0.02 \text{ cm mes}^{-1}$). Esto, al igual que la disminución en el crecimiento hacia el último mes de muestreo, podría estar relacionado con el

incremento en la sedimentación (característico del periodo lluvioso), el cual representa una condición de estrés para la especie *A. palmata*, que en consecuencia destina la mayor parte de su energía a la producción de mucus (Hoegh-Guldberg, 1999). En contraste, la tasa de crecimiento lineal encontrada para *M. cavernosa* fue mayor a la reportada para el medio natural en Belice, las Bermudas, los cayos de la Florida y Panamá (entre 0.026 y 0.029 cm mes⁻¹). Lo anterior puede explicarse porque la especie *M. cavernosa* se caracteriza por su amplia capacidad de resistencia a condiciones de turbidez y sedimentación, así como a enfermedades potencialmente mortales (Vega-Sequeda *et al.*, 2008). Más aún, esto se relaciona con el hecho de que los corales con altas tasas de crecimiento como *A. palmata* exhiben una reducida capacidad para aclimatarse en comparación con los corales que presentan bajas tasas de crecimiento, como *M. cavernosa*, que pueden aclimatarse más rápidamente (Gates y Edmunds, 1999).

Volumen ecológico

Según Shaish *et al.* (2010), la fase inicial de crecimiento de los fragmentos de coral se caracteriza por que la tasa de crecimiento vertical se reduce mientras aumenta la tasa de crecimiento lateral, incrementándose el volumen ecológico. Lo anterior concuerda con los resultados obtenidos para *M. cavernosa* a lo largo de todo el muestreo y para *A. palmata* hasta el segundo mes. Esto, de acuerdo con Bruno y Edmunds (1998), tiene un importante efecto sobre la nutrición heterotrófica. Comparando los valores aquí registrados con los resultados obtenidos por Murillo (2012) para *A. palmata* (mayor medida de volumen ecológico en el cuarto mes de muestreo: entre 3 y 4 cm³), se infiere que la implementación de una guardería flotante a media agua es exitosa en términos de crecimiento coralino. Sin embargo, hasta el momento estos son los únicos resultados comparables, ya que a pesar de que en la actualidad el volumen ecológico es la medida que mejor refleja el crecimiento alcanzado por los fragmentos

en cultivo (Shaish *et al.*, 2010), esta hasta ahora se está implementando en el Caribe (Murillo, 2012). Por esta razón, aún no es posible realizar comparaciones fehacientes entre estudios desarrollados. Además, estos resultados, en conjunto con los obtenidos por Carrillo (en prep), son los primeros reportados para la cría *in situ* de fragmentos pertenecientes a la especie *M. cavernosa*

Pese al vacío de información existente para el Caribe, el panorama de la restauración coralina es alentador, puesto que de acuerdo con varios estudios (por ejemplo, Clark y Edwards, 1995; Bowden-Kerby, 1997), grandes colonias resultan de fragmentos relativamente pequeños en cultivo al cabo de tres años. Esto se constituye como el logro principal de las guarderías de coral a media agua, el cual implica la reducción de la mortalidad, entre otros aspectos. Lo anterior, se debe a que las colonias donantes se ubican a profundidades con características similares a las del sistema de cultivo, dándose un proceso de aclimatación óptimo. Sin embargo, es sumamente importante considerar que las condiciones ambientales no son estáticas, y que la calidad del agua circundante es un aspecto vital en el buen desarrollo de los corales, siendo clave su monitoreo (Edwards, 2010).

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

Los resultados sugieren que la implementación de guarderías flotantes a media es una estrategia viable para maximizar la supervivencia y el crecimiento coralino a pesar de las posibles condiciones ambientales adversas. Sin embargo, esta solo puede considerarse la fase inicial de un programa de restauración arrecifal, que es en realidad un proceso complejo que toma tiempo.

Se recomienda continuar evaluando la respuesta de las especies *A. palmata* y *M. cavernosa* ante las condiciones de cultivo en la guardería a media agua, ya que la realización de mediciones por un periodo mayor podría mostrar de manera más clara la tendencia del crecimiento en función de eventos ambientales que ocurren a diferentes escalas de tiempo.

Se aconseja evaluar la posible relación existente entre el tamaño y la supervivencia, principalmente para los fragmentos generados de *M. cavernosa*, a fin estandarizar la medida y aumentar el número de fragmentos vivos hasta el final del periodo de cría en la guardería.

El éxito de la cría de fragmentos en una guardería de coral como la implementada en el presente estudio radica principalmente en el seguimiento que se haga a la misma. La realización de sesiones de mantenimiento que apunten principalmente a la eliminación de organismos competidores como las algas y organismos erodadores, es fundamental para optimizar los valores de supervivencia y crecimiento.

Se recomienda ejecutar programas que vinculen el componente científico y social a los proyectos con propósitos de restauración coralina, no sólo por la necesidad de conservar a las especies en riesgo, sino también por la importancia de proteger los servicios que estos prestan.

AGRADECIMIENTOS

Agradezco infinitamente a mis padres y mi hermano, los amores de mi vida, mi razón. A la doctora Valeria Pizarro por las enseñanzas, dedicación y el apoyo incondicional que recibí a lo largo de este proceso. A Vanessa Carrillo, quien fue mi guía. A la Universidad Jorge Tadeo Lozano, el Centro de Buceo Calipso (TODO su staff), la Fundación Calipso C-Force y el Parque Nacional Natural Tayrona por unir fuerzas y posibilitar la realización del proyecto. Por su puesto, agradezco a los voluntarios por su trabajo incansable y la disposición para cuidar de los

pequeños corales. A mis queridos amigos, mis futuros colegas, quienes (estando cerca o distantes) me llenaron de ánimos y me sacaron de apuros una y mil veces.

BIBLIOGRAFÍA

- Acosta, L. 1994. Contamination gradient and its effect on the coral community structure in the Santa Marta area, Colombian Caribbean. 233-239. En: Ginsburg, R.N (Ed.). Proc. Coll. Glob. Coral. Reef., 420 p.
- Acosta, A. y S. Zea. 1997. Sexual reproduction of the coral *Montastraea cavernosa* (Scleractinia: Faviidae) in the Santa Marta Area, Caribbean coast of Colombia. Mar. Biol., 128: 141-148.
- Agardy, T., P. Bridgewater, M. Crosby, J. Day, P. Dayton, R. Kenchington, D. Laffoley, P. McConney, P. Murray, J. Parks y L. Peau. 2003. Dangerous targets? Unresolved issues and ideological clashes around marine protected areas. *Aquat. Conserv.*, 3: 353-367.
- Alvarado, E., L. Acosta y R. García. 2004. Sexual reproduction in the reef-building coral *Diploria labyrinthiformis* (Scleractinia: Faviidae), Colombian Caribbean. *Rev. Biol. Trop.*, 52 (4): 859-868.
- Bak, M., S. Criens. 1981. Survival after fragmentation of colonies of *Madracis mirabilis*, *Acropora palmata* and *A. cervicornis* (Scleractinia) and the subsequent impact of a coral disease. *Proc. 4th Int. Coral. Reef. Symp.*, 2: 221-227.
- Barber, R., A. Hilting y M. Hayes. 2001. The changing health of coral reefs. *Hum. Ecol. Risk Assess.*, 7: 1255-1270.
- Bellwood, D. y T. Hughes. 2001. Regional-scale assembly rules and biodiversity of coral reefs. *Science*, 292: 1532-1534.

- Bongiorni, L., S. Shafir, D. Angel y B. Rinkevich. 2003. Survival, growth and gonad development of two hermatypic corals subjected to in situ fish-farm nutrient enrichment. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 253: 1447-144.
- Bowden-Kerby, A. 1997. Coral transplantation in sheltered habitats using unattached fragments and cultured colonies. *Proc. 8th. Int. Coral. Reef. Symp.*, Panamá, Vol. 2: 2063-2068.
- Bruno, J. 1998. Fragmentation in *Madracis mirabilis* (Duchassaing and Michelotti): how common is size-specific fragment survivorship in corals? *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 230: 169-181.
- Brüggermann, J., M. Hernández, E. Rodríguez, J. Soler y R. Tapper. 2002. Biodiversity and tourism in the framework on the Convention of Biological Diversity: The case of Tayrona National Park, Colombia. German Federal Agency For Nature Conservation. 41 p.
- Carrillo, L. 2012. Aplicando el concepto de jardinería de coral para la restauración de los arrecifes coralinos someros del Parque Nacional Natural Tayrona. Manuscrito en preparación.
- CIOH. 2012. Boletín meteomarinero mensual del Caribe colombiano: Agosto 2012. 23 p.
- Clark, S y A. Edwards. 1995. Coral transplantation as an aid to reef rehabilitation. *Coral Reefs*, 14: 201-213.
- Díaz, J., L. Barrios, M. Cendales, J. Garzón, J. Geister, M. López, G. Ospina, F. Parra, J. Pinzón, B. Vargas, F. Zapata y S. Sea. 2000. Áreas coralinas de Colombia. *Invemar, Santa Marta*. 5: 130-136.
- Douglas, A. 2003. Coral bleaching-how and why?. *Mar. Pollut. Bul.*, 46: 385-392 p.
- Edwards, A. 2010. Reef rehabilitation manual. *Coral Reef Targeted Research & Capacity Building for Management*. Santa Lucía, Australia. 166 p.
- Edwards, A. y E. Gómez. 2007. Reef restoration: concepts and guidelines. *Coral Reef Targeted Research & Capacity Building For Management*, Santa Lucía, Australia. 38 p.

- Epstein, N., R. Bak y B. Rinkevich. 2003. Applying forest restoration principles to coral reef rehabilitation. *Aquat. Conserv.*, 13: 387-395.
- Franco-Herrera, A. 2005. Oceanografía de la Ensenada de Gaira. El Rodadero, más que un centro turístico en el Caribe colombiano. Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano. Servigraphics Ltda. Bogotá. 58 p.
- Fisher, W. 2007. Stony coral rapid bioassessment protocol. EPA. 61 p.
- Fitt, W., F. McFarland, M. Warner y G. Chilcoat. 2000. Seasonal patterns of tissue biomass and densities of symbiotic dinoflagellates in reef corals and relation to coral bleaching. *Limnol. Oceanogr.*, 45(3): 677–685.
- García R., E. Alvarado, y A. Acosta. 1995. Regeneración de colonias y trasplante de fragmentos de *Acropora palmata* en el Parque Nacional Natural Corales del Rosario, Caribe Colombiano. *Am. Ins. Mar, Punta Betín*. 24: 5-21.
- Gardner, T., I. Cotte, J. Gill, A. Grant y A. Watkinson. 2003. Long-term region-wide declines in Caribbean corals. *Science*, 301: 958 - 960.
- Garzón-Ferreira, J. 1997. Arrecifes coralinos: ¿un tesoro camino a la extinción?. *Cienc. Tecnol., Colombia*. 15 (1): 11-19.
- Garzón-Ferreira, J., D. Gil-Agudelo, L. Barrios y S. Zea. 2001. Stony coral diseases observed in southwestern Caribbean reefs. *Hidrobiología*. 460: 65-69.
- Garzón-Ferreira, J. y M. Kielman. 1994. Extensive mortality of corals in the Colombian Caribbean during the last two decades: 247-253. En Ginsburg, R. (Ed). *Proc. Coll. Glob Coral. Reef. Health, Hazards and History*. Miami.
- Garzón-Ferreira, J., M. Bonilla y J. Valderrama. 2004. Condición actual de las formaciones coralinas de *Acropora palmata* y *A. cervicornis* en el Parque Nacional Natural Tayrona (Colombia). *Invemar, Santa Marta*. 33(1): 117-136.

- Garzón-Ferreira, J. y M. Cano. 1991. Tipos, distribución, extensión y estado de conservación de los ecosistemas marinos costeros del Parque Nacional Natural Tayrona. Invemar, Santa Marta. 82 p.
- Gates, R. y P. Edmunds. 1999. The Physiological Mechanisms of Acclimatization in Tropical Reef Corals. *Am. Zool.*, 39: 30-43.
- Gattuso, J., P. Frankignoulle, I. Bourge, S. Romaine y R. Buddemeier. 1998. Effect of calcium carbonate saturation of seawater on coral calcification. *Global Planet Change*, 18: 3-46.
- Glynn, P. y R. Stewart. 1973. Distribution of coral reefs in the Pearl Islands (Gulf of Panama) in relation to thermal conditions. *Limnol. Oceanogr.*, 18(3):367-379.
- Grimsditch, G. y R. Salm. 2006. Coral Reef Resilience and Resistance to Bleaching. IUCN, Switzerland. 52 pp.
- Guzmán, H. y C. Guevara. 1998. Arrecifes coralinos de Bocas del Toro, Panamá: II. Distribución, estructura y estado de conservación de los arrecifes de las islas Bastimentos, Solarte, Carenero y Colón. *Rev. Biol. Trop.*, 46: 893-916.
- Heyward, A. y J. Collins, 1985. Fragmentation in *Montipora ramosa*: the genet and the ramet concept applied to a coral reef. *Coral Reefs*, 4: 35–40.
- Highsmith, R. 1982. Reproduction by fragmentation in corals. *Mar. Ecol-Prog. Ser.*, 7: 207-226.
- Hoegh-Guldberg, O. 1999. Climate change, coral blanching and the future of the world's coral reefs. *Mar. Freshwater. Res.*, 50: 839-866.
- Hoegh-Guldberg, O., P. Mumby, A. Hooten, R. Steneck, P. Greenfield, E. Gomez, C. Harvell, P. Sale, A. Edwards, K. Caldeira, N. Knowlton, C. Eakin, R. Iglesias-Prieto, N. Muthiga, R. Bradbury, A. Dubi y M. Hatzilos. 2007. Coral reefs under rapid climate change and ocean acidification. *Science*, 318: 1737-1742.
- Hughes, T., A. Baird, D. Bellwood, M. Card, S. Connolly, C. Folke, R. Grosberg, O. Hoegh-Guldberg, J. Jackson, J. Kleypas, J. Lough, P. Marshall, M. Nyström, S. Palumbi, J.

- Pandolfi, B. Rosen y J. Roughgarden. 2003. Climate change, human impact, and the resilience of coral reefs. *Science*, 301: 929-933.
- Jones, R., O. Hoegh-Guldberg, A. Larkum y U. Schreiber. 1998. Temperature-induced bleaching of corals begins with impairment of the CO₂ fixation mechanism in zooxanthellae. *Plant. Cell. Environ.*, 21: 1219–1230.
- Kobayashi, A. 1984. Regeneration and regrowth of fragmented colonies of the hermatypic corals *Acropora formosa* and *Acropora nasuta*. *Galaxea*, 3: 13–23.
- Lasker, H. 1990. Clonal propagation and population dynamics of a gorgonian coral. *Ecology*, 7: 1578–1589.
- Lewis, J. 1991. Testing the coral fragment size-dependent survivorship hypothesis for the calcareous hydrozoan *Millepora complanata*. *Mar. Ecol-Prog. Ser.*, 70: 101–104.
- Liddle, M. y A. Kay. 1987. Resistance, survival and recovery of trampled corals on the Great Barrier Reef. *Biol. Conserv.*, 42: 1–18.
- Lirman, D. y P. Fong. 1997. Patterns of damage to the branching coral *Acropora palmata* following Hurricane Andrew: damage and survivorship of hurricane-generated recruits. *J. Coastal Res.*, 13: 67–72.
- Lirman, D., N. Gracias, B. Gintert, A. Gleason, G. Deangelo, M. Dick, E. Martinez, y R. Reid. 2010. Damage and recovery assessment of vessel grounding injuries on coral reef habitats by use of georeferenced landscape video mosaics. *Limnol. Oceanogr: Methods*. 8: 88-97.
- Loya, Y. 1976. Skeletal regeneration in a Red Sea scleractinian coral population. *Nature*, 261: 490–491.
- Loya, Y. 1985. Seasonal changes in growth rate of a red sea coral population. *Proc. 5th. Int. Coral. Reef. Congr., Tahiti*. 6: 187-191.

- Mascia, M., J. Brosius, T. Dobson, B. Forbes, L. Horowitz, M. McKean y N. Turner. 2003. Conservation and the social sciences. *Conserv. Biol.*, 17 (3): 649-650.
- McClanahan, T., M. Ateweberhan, N. Graham, S. Wilson, C. Sebastian, M. Guillaume y J Bruggemann. 2007. Western Indian Ocean coral communities, bleaching responses, and susceptibility to extinction. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 33: 1-13.
- McClanahan T, M. Marnane, J. Cinner y W. Kiene. 2006. A comparison of marine protected areas and alternative approaches to coral reef management. *Curr. Biol.*, 16: 1408–1413.
- Miller, M., S. Bourque y J. Bohnsack. 2002. An analysis of the loss of acroporid corals at Looe Key, Florida, USA: 1983-2000. *Coral Reefs*, 21(2):179-182.
- Moberg, F. y C. Folke. 1999 Ecological goods and services of coral reef ecosystems. *Ecol. Econ.*, 29: 215-233.
- Murillo, I. 2012. Experimentos iniciales para la restauración de las especies *Acropora cervicornis* y *A. palmata* en el área arrecifal de Playa del Muerto (Par que Nacional Natural Tayrona). Trabajo de grado para optar al título de Biólogo Marino. Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano. 36 p.
- Padilla, C. y M. Lara. 1996. Efecto del tamaño de las colonias en el crecimiento *de Acropora palmata* en Puerto Morelos, Quinta Roo, México. *Hidrobiológica*, 6: 17-24.
- Quinn, N. y B. Kojis. 2006. Evaluating the potential of natural reproduction and artificial techniques to increase *Acropora cervicornis* populations at Discovery Bay, Jamaica. *Rev. Biol. Trop.*, 54: 105-116.
- Rinkevich, B. 2000. Steps towards the evaluation of coral reef restoration by using small branch fragments. *Mar. Biol.*, 136: 807-812.
- Rinkevich, B. 2002. The branching coral *Stylophora pistillata*: contribution of genetics in shaping colony landscape. *Israel. J. Zool.*, 48: 71–82.

- Rinkevich, B. 2005 Conservation of coral reefs through active restoration measures: recent approaches and last decade progress. *Environ. Sci. Technol.*, 39: 4333-4342.
- Rinkevich, B. y Y. Loya. 1983. Short-term fate of photosynthetic products in a hermatypic coral. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 73: 175-184.
- Rinkevich, B. y Y. Loya. 1989. Reproduction in regenerating colonies of the coral *Stylophora pistillata*. En: Spanier, B., Y. Steinberger y M. Luria (eds). *Environmental Quality and Ecosystem Stability*. Vol 4. Israeli Society for Ecology and Environmental Quality Sciences, Jerusalem. 257-259.
- Rogers, C., T. Suchanek y F. Pecora. 1982. Effects of Hurricanes David and Frederic (1979) on shallow *Acropora palmata* reef communities: St. Croix, U.S. Virgin Islands. *B. Mar. Sci.*, 32 (2): 532-548.
- Sanjuan, A. 1995. Crecimiento, regeneración, sobrevivencia y reproducción del coral *Acropora cervicornis* (Scleractinia: Acroporidae) en el Parque Natural Nacional Corales del Rosario, Cartagena, Colombia. Tesis de doctorado. Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano. 182 p.
- Schuhmacher, H. 1982. Korallenriffe, ihre Verbreitung, Tierwelt und Ökologie. BLV Verlagsgesellschaft, München, 274 p
- Shaish, L. Levy, G. Katzir y B. Rinkevich. 2010. Employing a highly fragmented, weedy coral species in reef restoration. *Ecol. Eng.*, 36: 1424-1432.
- Shafir, S., J. van Rijn y B. Rinkevich. 2006. Steps in the construction of underwater coral nursery, an essential component in reef restoration acts. *Mar. Biol.*, 149: 679-687.
- Shafir, S. y B. Rinkevich. 2010. Integrated long-term mid water coral nurseries: a management instrument evolving into a floating ecosystem. *University of Mauritius Research Journal*. 16: 365-386.

- Shafir S., A. Edwards, B. Rinkevich , L. Bongiorno, G. Levy y L. Shaish. 2010. Constructing and managing nurseries for asexual rearing of corals. In: Edwards, A (ed). Reef Rehabilitation Manual. Coral Reef Targeted Research & Capacity Building For Management, St. Lucia, Australia. 49-72 pp.
- Soong, K. 1991. Sexual reproduction patterns of shallow-water reef corals in Panamá. B. Mar. Sci., 49 (3): 832-846.
- Vega-Sequeda, J. 2006. Estado de las formaciones coralinas del área de Santa Marta: estado y patrones de distribución espacial de la comunidad bentónica. Trabajo de grado para optar al título de Biólogo Marino. Universidad Jorge Tadeo Lozano, Santa Marta. 72 p.
- Vega-Sequeda, J., A. Rodríguez-Ramírez, M. Reyes-Nivia y R. Navas-Camacho. 2008. Formaciones coralinas del área de Santa Marta: estado y patrones de distribución espacial de la comunidad bentónica. Boletín de Investigaciones Marinas Y Costeras. 37 (2): 87-105.
- Westmacott, S., K. Teleki, S. Wells y J. West. 2000. Manejo de arrecifes de coral blanqueados o severamente dañados. IUCN, Reino Unido. 36 p.
- Wilkinson, C. 2008. Status of coral reefs of the world: 2008. GLOBAL CORAL Reef Monitoring Network and Reef and Rainforest Research Center. Townsville, Australia. 296pp.
- Zea, S. 1994. Patterns of coral and sponge abundance in stressed coral reefs at Santa Marta, Colombian Caribbean. 257-264. En: Soest, R., van Kempen y J. Brackman, (Eds). Sponge in time and space. Balkema, Róterdam.