



UNIVERSIDAD
NACIONAL
DE COLOMBIA

VIABILIDAD DE TRASPLANTES DE CORAL CUERNO DE ALCE
Acropora palmata (Lamarck, 1816) EN EL PARQUE
NACIONAL NATURAL TAYRONA, CARIBE COLOMBIANO



MARÍA EUGENIA OVIEDO

1190342

UNIVERSIDAD NACIONAL DE COLOMBIA
FACULTAD DE CIENCIAS – SEDE BOGOTÁ
CENTRO DE ESTUDIOS EN CIENCIAS DEL MAR (CECIMAR) – SEDE CARIBE
CONVENIO UNIVERSIDAD NACIONAL DE COLOMBIA - INVEMAR

Santa Marta, D.T.C.H., Colombia, octubre de 2011



UNIVERSIDAD
NACIONAL
DE COLOMBIA

VIABILIDAD DE TRASPLANTES DE CORAL CUERNO DE ALCE *Acropora palmata* (Lamarck, 1816) EN EL PARQUE NACIONAL NATURAL TAYRONA, CARIBE COLOMBIANO

MARÍA EUGENIA OVIEDO

1190342

Tesis para optar al título de Magíster en Ciencias en Biología – Línea Biología
Marina

DIRECTOR:

SVEN ZEA, Ph.D.

CODIRECTOR:

DIEGO LUIS GIL AGUDELO, Ph.D.

UNIVERSIDAD NACIONAL DE COLOMBIA

FACULTAD DE CIENCIAS – SEDE BOGOTÁ

CENTRO DE ESTUDIOS EN CIENCIAS DEL MAR (CECIMAR) – SEDE CARIBE

CONVENIO UNIVERSIDAD NACIONAL DE COLOMBIA - INVEMAR

Santa Marta, D.T.C.H., octubre de 2011

A mis padres, por apoyarme en este gran viaje.

Agradecimientos

Quiero decirle gracias a mis padres por apoyarme desde el primer momento, por ser mis guías en la vida y permitirme tomar mi propio camino. Gracias a toda mi familia, que aún a la distancia están siempre presentes para demostrarme su amor. Alejandro, gracias por la nueva felicidad y tranquilidad. A mis queridos amigos internacionales, los nuevos y los de toda la vida: Titi, Majo, Mari, Lucho, Lore, Ale, Lucy (guacamolita) y Pocho. A mis nuevos hermanos de la vida: Erikonnor, Angelinator, Elizita y Jair (zunguini). A la inigualable generación XVI de la maestría, gracias por todos esos inolvidables momentos en el querido salón. A los profesores de la Universidad Nacional, especialmente a Sven, por su generosidad al enseñar. A todas las personas que trabajan en el INVEMAR y en especial al grupo SIMAC. Gracias Diego por tu apoyo. Y a todos los que de alguna forma me ayudan a seguir intentando encontrar respuestas y ser feliz.

CONTENIDO

Resumen	XI
Abstract.....	XII
Introducción	1
Materiales y métodos.....	6
<i>Área de estudio</i>	6
<i>Obtención de los fragmentos</i>	7
<i>Trasplante</i>	9
<i>Seguimiento de los trasplantes y las colonias donantes</i>	10
<i>Análisis de datos</i>	11
Resultados	12
<i>Recuperación de las colonias donantes</i>	12
<i>Trasplantes</i>	13
<i>Recuperación de los cortes y fijación al sustrato</i>	13
<i>Supervivencia general</i>	15
<i>Esquemas de supervivencia inicial (3 meses)</i>	15
<i>Longevidad de los fragmentos</i>	17
<i>Fuentes bióticas de mortalidad</i>	18
<i>Relación de la mortalidad con las variables ambientales</i>	20
<i>Extensión lineal adicional</i>	23
<i>Dinámica del cambio de área de tejido vivo</i>	24
Discusión	27
Conclusiones y recomendaciones	33
Bibliografía	34

Viabilidad de trasplantes de coral cuerno de alce *Acropora palmata* (Lamarck, 1816) en el Parque Nacional Natural Tayrona, Caribe colombiano.

Resumen

Las poblaciones del coral *Acropora palmata*, importante constructor de los arrecifes someros del Gran Caribe, han disminuido radicalmente por varias causas. Como el potencial para una recuperación natural de esta especie es incierto, se requieren medidas de restauración basadas en estudios sobre su ecología. Para evaluar la influencia de condiciones ambientales y propias de las colonias de origen en el éxito de trasplantes, se obtuvieron y trasplantaron fragmentos en las bahías de Chengue, Gayraca y Nenguange del Parque Nacional Natural Tayrona, Caribe colombiano. El efecto de remover ramas a colonias donantes fue prácticamente nulo, pues éstas sanaron completamente sus superficies de corte durante los primeros tres meses y en cinco meses las ramas ya presentaban crecimiento lineal adicional. En cambio, al final del experimento la supervivencia de los trasplantes fue de tan sólo 7 %, aunque el área de tejido vivo de los sobrevivientes se incrementó en promedio 47 ± 26 %. Los trasplantes se adhirieron rápidamente al sustrato (ramas muertas del mismo coral), cerraron las heridas y comenzaron a crecer. Sin embargo, aquellos que comenzaron a morir parcialmente por enfermedades, depredación, sombreado por macroalgas y colonización por esponjas excavadoras nunca pudieron recuperarse. La mayor mortalidad parcial y total estuvo asociada a los períodos de altas temperaturas y bajas transparencias de la época de lluvias, y posiblemente altas tasas de sedimentación-resuspensión durante la época seca. Las mayores tasas de crecimiento se presentaron durante los primeros cuatro meses, siendo para aquellos fragmentos que no perdieron tejido de 5 cm/año para el largo y de 3 a 4 cm/año para el ancho. El desempeño de los fragmentos durante los tres primeros meses en términos de supervivencia y cambio del área de tejido vivo dependió de la localidad de origen de las colonias donantes y de la época de siembra. La mayoría de los trasplantes y principalmente los de Gayraca perdió tejido durante la época de lluvias. Ni el área inicial de tejido vivo, ni la porción utilizada de los fragmentos (ápice vs. base de la rama cortada) o la bahía de siembra tuvieron un efecto significativo en el desempeño en los tres primeros meses. La técnica utilizada fue efectiva, pero hay que minimizar las fuentes de mortalidad sembrando a comienzos de la época seca, cerca al sitio de origen y sobre sustratos libres de competidores (o pegando los fragmentos en posición vertical), y realizando limpiezas periódicas.

Palabras clave: *Acropora palmata*, restauración, Caribe colombiano

Transplant viability of elkhorn coral *Acropora palmata* (Lamarck, 1816) in the Tayrona National Park, Colombian Caribbean

Abstract

The populations of the coral *Acropora palmata*, a main builder of shallow reefs in the Greater Caribbean, have decreased dramatically for several reasons. As the potential for natural recovery of this species is uncertain, it requires restoration actions based on studies of their ecology. To evaluate the influence of environmental conditions and intra colonial properties in the success of transplants, fragments were obtained and transplanted at Chengue, Gayraca and Nenguange bays of the Tayrona National Park, Colombian Caribbean. The effect of fragment cut-off in donor colonies was null, as these healed completely the cut surfaces within the first three months, and after five months they showed additional linear growth. At the end of the experiment, survival of transplanted fragments was only 7 %, although the area of living tissue of the survivors increased on average 47 ± 26 %. Transplants quickly adhered to the substratum (dead branches of the same coral), closed the wounds and started to grow. However, those that started to partially die from diseases, predation, shadowing by macroalgae and colonization by excavating sponges never recovered. The greater partial and total mortality was associated to periods of high temperature and low transparency of the rainy season, and possibly to high sedimentation-resuspension rates during the dry season. The greatest growth rates occurred during the first four months, being 5 cm/year for length and 3-4 cm/year for width in those fragments which did not lose tissue. The performance of the fragments during the first three months in terms of survival and change in living tissue area depended on the bay of origin and climatic period. The majority of transplants and mainly those of Gayraca lost tissue during the rainy season. Neither the initial area of living tissue, nor the used portion of the fragments (apex vs. base of the branch), or the bay of planting had a significant effect on performance. The used technique was effective, but sources of mortality should be minimized by planting at the beginning of the dry season, near the place of origin, and on substrata free of competitors (or gluing the fragments in vertical position), and making periodic cleanings.

Key words: *Acropora palmata*, restoration, Colombian Caribbean

FIRMA DEL DIRECTOR:

Introducción

Los arrecifes coralinos constituyen uno de los ecosistemas más importantes y apreciados del planeta (Edwards y Gomez, 2007). Presentan una alta biodiversidad y proveen bienes y servicios ecológicos, económicos y sociales (Hughes, 1994; Moberg y Folke, 1999; Jackson *et al.*, 2001; Bruckner, 2002; Edwards y Gomez, 2007; Crabbe, 2008; Comín *et al.*, 2010). La heterogeneidad estructural de estos ecosistemas es fundamental para la coexistencia de muchos organismos asociados (Rinkevich, 1995; Jaap, 2000; Dyke, 2003; Gratwicke y Speight, 2005; Comín *et al.*, 2010).

Desafortunadamente, muchos arrecifes coralinos están en franco retroceso debido a perturbaciones tanto de origen natural como antrópico (Hughes, 1994; Edwards y Clark, 1999; Moberg y Folke, 1999; Cairns, 2000; Epstein *et al.*, 2001; Edwards y Gomez, 2007; Rinkevich, 2008). Algunas de estas fuentes de perturbación de origen natural corresponden a tormentas, actividad volcánica, mareas bajas extremas, eventos El Niño, blanqueamiento coralino, depredación, enfermedades y proliferación de algas (Clark y Edwards, 1995; Edwards y Clark, 1999; Moberg y Folke, 1999; Jaap, 2000; Bruckner y Bruckner, 2001; Garzón-Ferreira *et al.*, 2001; Precht *et al.*, 2002; Edwards y Gomez, 2007; Crabbe, 2008; Rodríguez-Ramírez *et al.*, 2008a, b). Aunque el origen de estos factores de perturbación sea natural, muchos están potenciados por las actividades humanas. Por ejemplo la acidificación de los océanos, que afecta la fijación de carbono, y el aumento de temperatura superficial del mar son una consecuencia del aumento de CO₂ atmosférico y el cambio climático, que están asociados a la actividad humana a escala global (Moberg y Folke, 1999; Precht *et al.*, 2002; Edwards y Gomez, 2007; Baker *et al.*, 2008; Rodríguez-Ramírez *et al.*, 2008a; Comín *et al.*, 2010).

A medida que las poblaciones humanas costeras van creciendo se vuelven cada vez más dependientes de un suministro continuo de recursos asociados a los arrecifes. Las actividades humanas que afectan el funcionamiento de estos ecosistemas a nivel localizado o regional son: incremento en la sedimentación, nutrientes y eutrofización por el cambio de uso de la tierra y mal manejo de las cuencas, descargas de aguas residuales, polución química, derrames de petróleo, encallamientos, pesca con dinamita, sobrepesca, dragado, extracción directa de corales y actividades recreativas costeras y de construcción (Hughes, 1994; Clark y Edwards, 1995; Rinkevich, 1995; Edwards y Clark, 1999; Moberg y Folke, 1999; Cairns, 2000; Jaap, 2000; Bruckner y Bruckner, 2001; Epstein *et al.*, 2001; Jaap y Hudson, 2001; Jackson *et al.*, 2001;

Precht *et al.*, 2002; Dyke, 2003; Edwards y Gomez, 2007; Rodríguez-Ramírez *et al.*, 2008a; Cooper *et al.*, 2009; Comín *et al.*, 2010). Cuando los arrecifes coralinos son continuamente degradados pierden sus características biológicas y ecológicas originales (Moberg y Folke, 1999; Baums *et al.*, 2006; Edwards y Gomez, 2007; Comín *et al.*, 2010), en muchos casos sin perspectivas de recuperación (Rinkevich, 2008). Pueden entrar en un estado de sucesión diferente dominado por otras especies, como por ejemplo macroalgas (Moberg y Folke, 1999; Jackson *et al.*, 2001; Edwards y Gomez, 2007).

Una de las especies de coral más afectada ha sido el coral cuerno de alce *Acropora palmata*, la cual dominaba en la mayoría de los arrecifes coralinos someros del Gran Caribe hasta finales de la década de 1970 (Goreau, 1959; Dustan, 1977; Highsmith *et al.*, 1980; Gladfelter, 1982; Rogers *et al.*, 1982; Hughes *et al.*, 1992; Jackson, 1992; Jordán-Dahlgreen, 1992; Jackson *et al.*, 2001; Forrester *et al.*, 2011), no sólo en abundancia y cobertura sino también en las tasas de deposición de carbonato de calcio y en tasas de crecimiento (5-10 cm/año, Gladfelter, 1982; 4-11 cm/año, Bruckner, 2002). Este coral comenzó a perder cobertura por la enfermedad banda blanca (Bak y Criens, 1981; Gladfelter, 1982; Aronson y Precht, 2001; Bruckner y Bruckner, 2001; Garzón-Ferreira *et al.*, 2001; Bruckner, 2002; Garzón-Ferreira *et al.*, 2004; Sutherland y Ritchie, 2004), ocurriendo una disminución poblacional mayor al 80 % (Miller *et al.*, 2002; Weil *et al.*, 2002) y generando muchos interrogantes relacionados con las implicaciones a nivel del ecosistema arrecifal (Aronson *et al.*, 2008). Esta disminución poblacional tuvo un impacto dramático en la cobertura total de los arrecifes coralinos someros del Caribe (Aronson y Precht, 2001; Garzón-Ferreira *et al.*, 2004) y se tradujo en una reducción permanente de su complejidad estructural tridimensional, ya que esta especie disipa eficientemente la energía del oleaje propia de su hábitat y genera una gran disponibilidad de microhábitats, protegiendo otras especies que habitan entre y detrás de las estructuras que forma (Werdning y Erhardt, 1976; Gladfelter, 1982; Highsmith, 1982; Rogers *et al.*, 1982; Dennis y Bright, 1988; Hughes, 1994; Rinkevich, 1995; Aronson y Precht, 2001; Bruckner y Bruckner, 2001; Jackson *et al.*, 2001; Bruckner, 2002; Precht *et al.*, 2002; Reyes *et al.*, 2002; Blanchon y Perry, 2004; Garzón-Ferreira *et al.*, 2004; Sutherland y Ritchie, 2004; Edwards y Gomez, 2007; Vega-Sequeda *et al.*, 2008; Forrester *et al.*, 2011).

Las poblaciones de *A. palmata* del Caribe colombiano también sufrieron grandes mortandades que dejaron como resultado una disminución significativa en su

abundancia y cobertura (Díaz *et al.*, 2000; Reyes *et al.*, 2002). En el Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo (PNNCRSB) la mortalidad llegó a un 80-90 % (Garzón-Ferreira y Díaz, 2003) y como consecuencia ha habido un notable aumento en la cobertura de algas (Giraldo, 2007; Rodríguez, 2007; Rodríguez-Ramírez *et al.*, 2010; Sarmiento, 2010). En el caso del Parque Nacional Natural Tayrona (PNNT), la mortalidad llegó a ser en algunos sectores hasta del 60 % (Reyes *et al.*, 2002; Garzón-Ferreira *et al.*, 2004). Incluso más de 15 años después, las poblaciones de acropóridos de este parque no se habían recuperado y, por el contrario, su condición era más dramática, llegando a una cobertura del tejido muerto del 88 % (Garzón-Ferreira *et al.*, 2004).

Algunas posibles razones por las cuales esta especie de coral no ha podido recuperarse después de casi tres décadas son la invasión por algas posterior a su muerte, exacerbada por fenómenos de contaminación, daños producidos por peces territoriales, presencia episódica de enfermedades como la enfermedad plaga blanca y la permanencia crónica de la enfermedad banda blanca (WBD) (Garzón-Ferreira *et al.*, 2004). Además, probablemente hay bajos niveles de reclutamiento sexual debidos posiblemente al poco éxito en la fertilización por la lejanía de las colonias luego de las mortalidades masivas (Hughes *et al.*, 1992; Aronson y Precht, 2001; Kojis y Quinn, 2001).

Acropora palmata presenta tanto reproducción sexual como asexual por fragmentación (Highsmith, 1982; Bruckner, 2002). El reclutamiento larval es muy raro (Kojis y Quinn, 2001). La reproducción asexual es la más común e importante, ya que los fragmentos logran colonizar sustratos en los que las larvas no son tan exitosas, y se reduce la probabilidad de muerte del genet (Bak y Engel, 1979; Bak y Criens, 1981; Highsmith, 1982; Hughes *et al.*, 1992; García *et al.*, 1995; Meesters y Bak, 1995; Forrester *et al.*, 2011). Los fragmentos primero se anclan al sustrato más o menos por casualidad, asegurándose entre grietas, y luego se adhieren por regeneración y extensión de los tejidos blandos y el esqueleto (Jaap, 2000; Soong y Chen, 2003).

Debido a la baja recuperación los arrecifes coralinos a nivel mundial por el continuo deterioro, se ha hecho necesario promover medidas de conservación y gestión ambiental que incluyan la restauración ecológica (Rinkevich, 1995; 2005; 2008; Cairns, 2000; Young, 2000; Epstein *et al.*, 2001; Raymundo, 2001; Shafir *et al.*, 2006), ya que usualmente los ecosistemas no se recuperan de estrés antropogénico sin manipulación (Pratt, 1994; Jaap, 2000; Bowden-Kerby, 2001; Kojis y Quinn, 2001;

Clewell y Aronson, 2007; Vargas, 2007; Rinkevich, 2008; Forrester *et al.*, 2011). Además, la restauración mediante procesos naturales puede tomar periodos prolongados, incluso décadas o siglos (Clark y Edwards, 1995; Rinkevich, 1995; 2000; Edwards y Clark, 1999; Hackney, 2000; Jaap, 2000; Soong y Chen, 2003; Vargas, 2007).

La restauración ecológica es una actividad deliberada que pretende iniciar o acelerar la recuperación de un ecosistema con respecto a su salud, integridad y sostenibilidad, mediante estudios de su funcionamiento y estrategias de manipulación generadas a partir de ese conocimiento (Pratt, 1994; Jordan, 1997; Meffe y Carroll, 1997; Young, 2000; Dyke, 2003; Choi, 2004; SER, 2004; Falk *et al.*, 2006a; Clewell y Aronson, 2007; Vargas, 2007). Los objetivos pueden incluir la introducción o aumento de una población, así como la restauración de comunidades y ecosistemas (Falk *et al.*, 2006a; Comín, 2010).

El potencial para una recuperación natural de las poblaciones de *Acropora palmata* es incierto (Precht *et al.*, 2002; Soong y Cheng, 2003), por lo que se hace necesario su estudio con fines de restauración y así favorecer la recuperación de las poblaciones alteradas en términos de estructura y función ecosistémica (Bruckner y Bruckner, 2001; Bruckner, 2002; Edwards y Gomez, 2007). La restauración de arrecifes coralinos es una disciplina relativamente nueva que ha sido empleada a pequeña escala, pero pronto será necesario aplicarla a gran escala (Rinkevich, 2000; Bruckner y Bruckner, 2001). Ha seguido los principios, conceptos y teorías aplicados en la restauración de bosques (Rinkevich, 2005; 2008) y actualmente está enfocada en los métodos para mejorar el reclutamiento coralino (Rinkevich, 2005; Levy *et al.*, 2010). Los corales que no se recuperan debido a la inhibición del reclutamiento de larvas deben ser los objetivos principales de la restauración (Bowden-Kerby, 2001; Kojis y Quinn, 2001), y el trasplante puede ser una buena opción, incluso la única (Clark y Edwards, 1995; Bowden-Kerby, 1997; Edwards y Clark, 1999; Jaap, 2000; Epstein *et al.*, 2001; Raymundo, 2001; Lirman y Miller, 2003; Rinkevich, 2005; Shafir *et al.*, 2006).

El fundamento del trasplante de corales es el remplazo de las colonias muertas por nuevas para acelerar la recuperación natural (Epstein *et al.*, 2001; Rinkevich, 2005). Se han trasplantado desde fragmentos o ramas hasta colonias enteras, tanto en el Mar Rojo como en el Indo-Pacífico y el Caribe (Epstein *et al.*, 2001; Rinkevich, 2005; Forrester *et al.*, 2011). Un beneficio claro e inmediato es el aumento de la cobertura y

diversidad en el área impactada (Guzman, 1991; Edwards y Clark, 1999; Epstein *et al.*, 2001; Rinkevich, 2005). Al aumentar la densidad de colonias puede aumentarse el éxito en la fertilización, resultando en la producción de plánulas y mejorando el reclutamiento en arrecifes locales y a nivel regional (Kojis y Quinn, 2001).

Varios experimentos de restauración han revelado que el uso de fragmentos de coral puede servir como una buena herramienta para la rehabilitación de los arrecifes (Yap y Gomez, 1985; Lirman y Fong, 1997; Muñoz-Chagin, 1997; Smith y Hughes, 1999; Lirman, 2000a; Rinkevich, 2000; Bruckner y Bruckner, 2001; Lindahl, 2003; Lirman y Miller, 2003; Soong y Chen, 2003; Okubo *et al.*, 2005; Lirman *et al.*, 2010). Los corales ramificados son buenos candidatos para el trasplante por su rápido crecimiento, la facilidad de manejar grandes cantidades de ramas y por su valor estético (Rinkevich, 1995; Jaap, 2000). Entonces, la estabilización de fragmentos de *Acropora palmata* podría mejorar la supervivencia, reducir el tiempo requerido para el restablecimiento de las colonias (García *et al.*, 1995; Bruckner y Bruckner, 2001), y mantener o incluso aumentar la dominancia de esta especie (Rogers *et al.*, 1982).

Considerando que la habilidad de los corales para tolerar cambios en las condiciones ambientales depende de sus mecanismos fisiológicos de aclimatación (Gates y Edmunds, 1999), en el presente estudio se pretendió evaluar las respuestas de fragmentos de *Acropora palmata* obtenidos en distintas bahías de origen a las características ambientales de los sitios de siembra y las diferentes épocas climáticas del área de estudio. Se esperaba que las respuestas, en términos de supervivencia y crecimiento (Raymundo, 2001), sean diferentes para cada genet de origen (Falk *et al.*, 2006b); considerándose como genet a un grupo de colonias genéticamente idénticas. Además, en este estudio se analizó el rendimiento de los fragmentos de acuerdo a si tenían una (ápices) o dos superficies de corte (bases). Esto teniendo en cuenta que después de la fragmentación la energía normalmente usada en calcificación es destinada a reparar y regenerar las superficies de corte (Bak y Criens, 1981), por lo que los fragmentos basales deberían invertir más energía en recuperarse que los apicales.

Estos nuevos conocimientos serán un aporte fundamental para la implementación de medidas de manejo y restauración que aseguren la conservación de *Acropora palmata* en el área del Parque Nacional Natural Tayrona y por consiguiente la estabilización y recuperación del andamiaje somero arrecifal y de la biodiversidad asociada. Además, este esfuerzo se constituye en un modelo para desarrollar

estudios en otros arrecifes de Colombia, con otras especies de coral y sobre la restauración de arrecifes coralinos en general (Rinkevich, 1995; Bowden-Kerby, 2001; Epstein *et al.*, 2001; Rinkevich, 2005).

Materiales y métodos

Área de estudio

Este trabajo se desarrolló en el Parque Nacional Natural Tayrona (PNNT), ubicado a 14 km al nororiente de la Ciudad de Santa Marta, NE Colombia, en el Mar Caribe (Rodríguez-Ramírez y Garzón-Ferreira, 2003). Este parque se extiende desde Punta Las Minas, en el flanco norte de la bahía de Taganga, hasta la desembocadura del Río Piedras (Díaz, 1990), abarcando una línea costera de 55 km (Zalabata, 2011) (Figura 1).

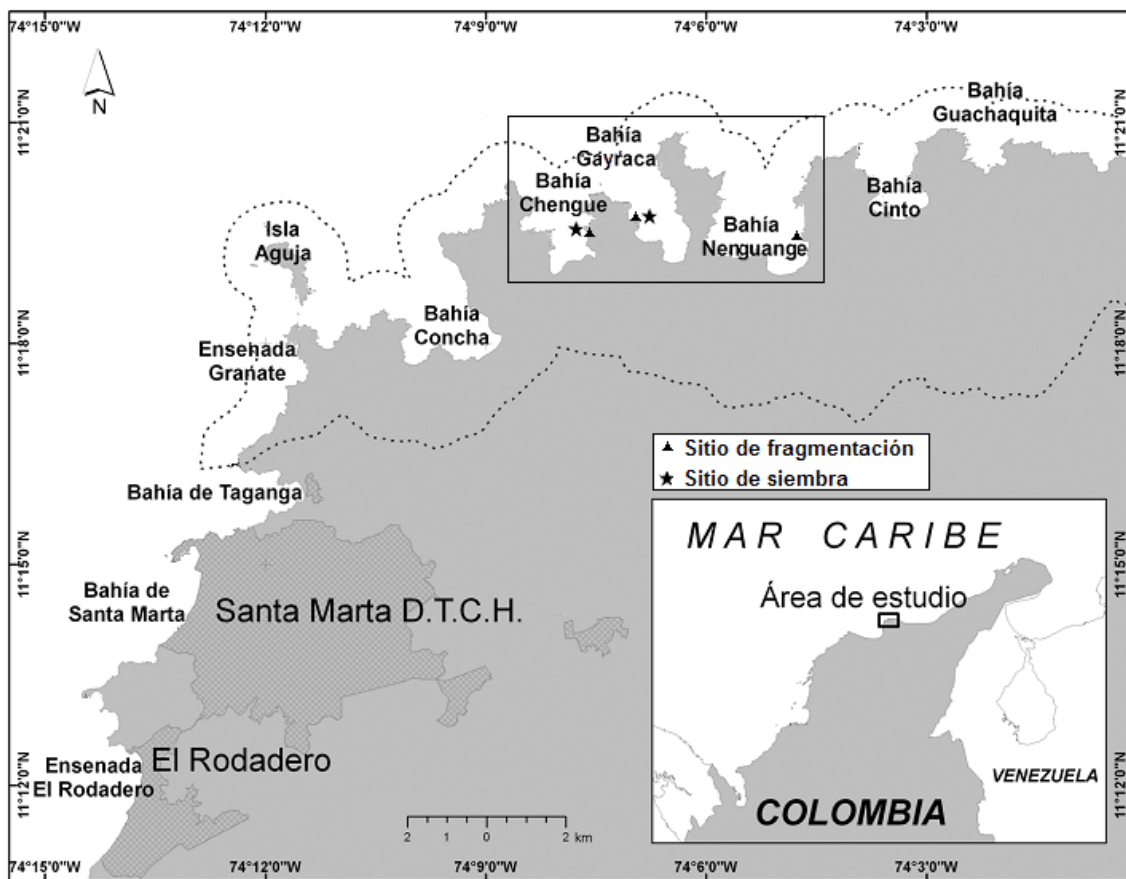


Figura 1. Área de estudio. El sector delimitado por la línea de puntos corresponde al Parque Nacional Natural Tayrona (modificado de Vega-Sequeda *et al.*, 2008). Los triángulos corresponden a los sitios de obtención de fragmentos y las estrellas a los sitios de siembra o trasplante.

La zona costera del área de Santa Marta está influenciada por una época seca (diciembre-abril) en la cual la presencia de los vientos Alisios del nororiente producen

el fenómeno local de afloramiento costero, que desciende la temperatura del agua (20°-25°C), eleva la salinidad (hasta 38) y la intensidad del oleaje. En la época de lluvias (mayo-noviembre) aumenta la temperatura (27°-29°C), disminuye la salinidad (34) y la carga de seston es mayor, incrementando la turbidez (Ramírez, 1990; Rodríguez-Ramírez y Garzón-Ferreira, 2003; Franco, 2005; Vega-Sequeda, 2008).

Las únicas corrientes de agua dulce con caudal significativo en el área son los ríos Piedras, Manzanares y Gaira (Díaz, 1990; Ramírez, 1990). Otros aportes menores (quebradas Giraca, Cinto, Chengue y Concha) tienen carácter más estacional y su caudal depende exclusivamente de lluvias locales (Díaz, 1990). El aporte de agua dulce por aguas lluvias en la región se puede considerar escaso, si se tiene en cuenta que el promedio anual de precipitación registrado para la Bahía de Santa Marta es aproximadamente de 500 mm (Ramírez, 1990). Durante la época lluviosa, donde el aporte de aguas continentales influencia la costa y aumenta la turbidez del agua, el 1 % de la luz que está incidiendo la superficie del agua penetra hasta los 9 o 15 m de profundidad. Durante el período climático seco, las aguas tienden a aclararse debido a la disminución de material particulado y disuelto de origen continental. Esto conlleva a que la luz penetre a mayor profundidad, llegando el 1 % de la luz hasta 46 m de profundidad (Franco, 2005).

Obtención de los fragmentos

Los fragmentos de *Acropora palmata* se obtuvieron en las bahías de Chengue, Gayraca y Nenguange, en las cuales se concentran importantes agrupaciones de esta especie dentro del PNNT (Garzón-Ferreira *et al.*, 2004). Los trasplantes se sembraron en las bahías Chengue y Gayraca. Tanto los sitios de obtención de fragmentos como los sitios de siembra fueron georeferenciados con un GPS Garmin e-trex y se ubicaron entre los 3 y 6 m de profundidad (Tabla 1).

Tabla 1. Coordenadas geográficas de los sitios de obtención y siembra de fragmentos de *Acropora palmata*.

Sitio	Coordenadas	Actividad
Bahía Chengue	11° 19,713' N; 74° 07,842' W	Fragmentación y siembra
Bahía Gayraca	11° 19,832' N; 74° 07,102' W	Fragmentación y siembra
Bahía Nenguange	11° 19,274' N; 74° 04,697' W	Fragmentación

Para determinar la influencia de la bahía de origen y la posición original del fragmento (ápice o base) en el éxito de los trasplantes, en términos de supervivencia y crecimiento (García *et al.*, 1995; Raymundo, 2001), durante la época lluviosa (agosto a octubre) del año 2009 se fragmentaron cuatro colonias saludables de cada una de

las tres bahías (García *et al.*, 1995; Omori y Fujiwara, 2004; Okubo *et al.*, 2005). De cada colonia se extrajeron tres ramas que se fragmentaron en dos partes con martillo y cincel, obteniéndose un ápice (una superficie de corte) y una base (dos superficies de corte) de cada una (Bak y Criens, 1981; Clark y Edwards, 1995; García *et al.*, 1995; Dizon y Yap, 2006). En total se obtuvieron seis fragmentos a trasplantar por colonia, es decir, 24 fragmentos por bahía (Figura 2).

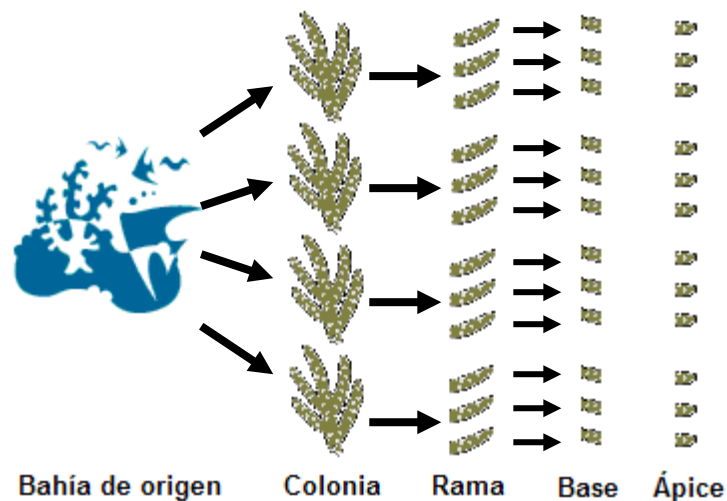


Figura 2. Esquema de fragmentación realizado en cada bahía de origen (Chengue, Gayraca y Nenguange).

Con el fin de evaluar la influencia de la época climática de trasplante y de la bahía de destino en el éxito de los trasplantes, se obtuvieron en bahía Chengue 36 fragmentos (18 ápices y 18 bases) y en bahía Gayraca 24 (12 ápices y 12 bases) durante la época seca (febrero y marzo) del año 2010. De los fragmentos obtenidos en la bahía de Chengue, 12 se sembraron en la bahía de Gayraca y el resto se sembró dentro de la misma bahía. De los trasplantes provenientes de bahía Gayraca, 14 se sembraron en esta bahía y el resto se trasplantaron a la bahía de Chengue.

Como no fue posible obtener todos los fragmentos necesarios en una sola fecha, se realizaron distintas fragmentaciones, obteniéndose diferentes grupos de trasplantes para cada bahía. Cada uno de estos grupos se denominó lote y se identificó de acuerdo a la fecha de fragmentación, bahía de origen y de destino (Tabla 2).

Los fragmentos se guardaron en bolsas plásticas herméticas con agua de mar y se dispusieron en contenedores plásticos llenos de agua de mar para evitar que se aplastaran o sufrieran estrés térmico (Omori y Fujiwara, 2004; Forrester *et al.*, 2011).

Así fueron transportados en una lancha hasta los sitios de siembra (Dizon y Yap, 2006).

Tabla 2. Lotes de fragmentos de acuerdo a la bahía de origen, fecha de trasplante y bahía de destino.

Bahía de origen	Fecha de trasplante	Época de trasplante	Bahía de destino
Gayraca			
Lote 1	19/08/2009	Lluviosa	Chengue
Lote 2	14/10/2009	Lluviosa	Chengue
Lote 3	08/02/2010	Seca	Chengue
Lote 4	08/02/2010	Seca	Gayraca
Chengue			
Lote 1	09/09/2009	Lluviosa	Chengue
Lote 2	14/10/2009	Lluviosa	Chengue
Lote 3	08/02/2010	Seca	Gayraca
Lote 4	10/03/2010	Seca	Chengue
Nenguange			
Lote1	16/10/2009	Lluviosa	Chengue

Adicionalmente, las colonias donantes se marcaron con etiquetas metálicas para su posterior seguimiento (Lirman y Fong, 1997) (Figura 3a). Las marcas se aseguraron a las colonias mediante alambres de cobre recubiertos con plástico, y cuando fue posible se pusieron en sectores donde no se encontró tejido vivo (Forrester *et al.*, 2011) (Figura 3b).



Figura 3. (a) Marca metálica numerada para el seguimiento de las colonias donantes, (b) marca de seguimiento ubicada en sector sin tejido vivo.

Trasplante

Una vez en el sitio de siembra, el sustrato, en este caso esqueletos firmes de *Acropora palmata* muerto (Bruckner y Bruckner, 2001), se limpió con cepillos de cerdas metálicas para eliminar la mayor cantidad posible de macroorganismos bentónicos adheridos que pudiesen competir con el fragmento (Jaap, 2000; Forrester *et al.*, 2011) (Figura 4a). Los fragmentos se sembraron de acuerdo a una distribución

aleatoria. Cada uno se amarró a la rama mediante una abrazadera plástica (Jaap, 2000; Rinkevich, 2000), a la cual se incorporó una marca metálica numerada para reconocer la colonia de origen, su posición original en la rama (ápice o base) y la fecha de fragmentación (Figura 4b). Los fragmentos se colocaron en ramas separadas del fondo para reducir la probabilidad de ser cubiertos con sedimento (Soong y Cheng, 2003).

La longitud de los fragmentos se midió bajo el agua con un metro flexible de manera lineal entre la superficie de corte y la punta en los ápices y entre las dos superficies de corte en las bases; mientras que el ancho se determinó perpendicularmente al largo (Shinn, 1966; Yap y Gomez, 1985). Estos datos junto a observaciones en campo se anotaron en tablas de acrílico.



Figura 4. (a) Limpieza del sustrato y (b) trasplante con marca de seguimiento.

Seguimiento de los trasplantes y las colonias donantes

Los fragmentos sembrados durante la época lluviosa del año 2009 se siguieron por 12 meses, mientras que los obtenidos en la época seca del año 2010 se alcanzaron a seguir sólo durante 7 meses, ya que el último monitoreo se realizó el 31 de agosto de 2010. Los monitoreos se realizaron aproximadamente cada 30 días.

Tanto en las colonias donantes como en los trasplantes se registró y estimó el área de mortalidad parcial y sus posibles causas, como enfermedades, depredadores, o el contacto con competidores (Jaap, 2000; Bruckner y Bruckner, 2001; Jaap y Hudson, 2001; Raymundo, 2001; Baums *et al.*, 2006). Los fragmentos que presentaron mortalidad en el 95 % de su superficie superior, así como los que se perdieron, fueron considerados muertos y no se repusieron (Raymundo, 2001; Dizon y Yap, 2006).

Para poder calcular el cambio del área de tejido vivo en el tiempo, en todos los monitoreos se midió el largo y ancho máximos de cada trasplante. Además se examinó el crecimiento del tejido vivo sobre el sistema de amarre y, en el caso de los fragmentos, también sobre el sustrato. Con el fin de verificar lo observado durante los monitoreos se llevó a cabo un seguimiento fotográfico.

En cada monitoreo se registraron los valores de temperatura superficial del mar, en el primer metro de profundidad, y transparencia (disco Secchi). Para complementar esta información y analizar las condiciones ambientales durante el estudio, se analizaron datos de temperatura superficial del mar, salinidad, transparencia y sedimentación más resuspensión (flujo de sedimentos hacia abajo, equivalente a lo que es transportado por la columna de agua y se sedimenta en el sitio, sumado a lo que se resuspende localmente y vuelve y cae), facilitados por el grupo de trabajo del Sistema de Monitoreo de Arrecifes Coralinos de Colombia (SIMAC) del Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras José Benito Vives de Andreis (INVEMAR).

Análisis de datos

Tanto el proceso de recuperación de las superficies de corte de las colonias donantes y los fragmentos, y de fijación al sustrato de los fragmentos, como las posibles fuente de mortalidad, se describieron de acuerdo a lo observado durante los monitoreos y a lo registrado mediante las fotografías submarinas.

Para tener una base de comparación cuantitativa del desempeño entre todos los lotes trasplantados (grupo de ramas de una bahía de origen ubicado en una bahía de destino y fecha determinada), y con el fin de observar la supervivencia al inicio, se analizaron los datos obtenidos durante los primeros tres meses. Los porcentajes de supervivencia de los ápices y bases por lote se contrastaron mediante una prueba t pareada. Para observar posibles diferencias entre los porcentajes de supervivencia de acuerdo a las bahías de origen (Chengue, Gayraca y Nenguange) y destino (Chengue y Gayraca), y la época de trasplante (lluviosa o seca), se utilizaron métodos gráficos y estadística descriptiva. Con el fin de identificar diferencias en la longevidad de los fragmentos de acuerdo a la época de trasplante y a la bahía de origen se hicieron tablas de contingencia para clases de edad, aplicando la prueba estadística de independencia Chi-cuadrado (X^2). Las posibles causas de estrés, mortalidad parcial o total de los trasplantes se describieron mediante tablas de frecuencia, métodos gráficos y fotografías submarinas.

Las tasas de extensión adicional al tamaño original del trasplante en largo y ancho se calcularon como el total de crecimiento en extensión lineal dividido por el número de meses de crecimiento (Raymundo, 2001). Como se trataba de crecimiento adicional, no se incluyeron los trasplantes con mortalidad parcial o total (Clark y Edwards, 1995), pero sí se tuvieron en cuenta aquellos que mantuvieron su tamaño.

Como un indicativo de la dinámica de la pérdida o ganancia de tejido vivo (crecimiento) se calculó para cada fragmento el porcentaje de cambio en el área de tejido vivo durante los primeros tres meses (Forrester *et al.*, 2011). En este caso sí se tomaron todos los fragmentos, para incluir también la pérdida de tejido. Debido a que la forma de los trasplantes de asemeja a una elipse, el área de tejido vivo se calculó como el área de esta figura, teniendo en cuenta el largo y ancho máximos ($A = \text{largo} \times \text{ancho} \times \pi$) (Rogers *et al.*, 1982). Los porcentajes de cambio en el área de tejido vivo se compararon entre los factores posición original del fragmento (ápices vs. base), bahía de origen, bahía de destino, y época de fragmentación y siembra, utilizando pruebas t-pareada, ANOVA multifactorial y Kruskal-Wallis y Mann-Whitney, dependiendo del caso y del cumplimiento de los supuestos de normalidad y homocedasticidad (Sokal y Rohlf, 1981). En los casos en que fue posible, el área de tejido vivo inicial se incluyó como covariable en el ANOVA para observar alguna relación entre el tamaño inicial y el crecimiento (Forrester *et al.*, 2011).

Resultados

Recuperación de las colonias donantes

En general, las superficies de corte se recuperaron rápidamente, y al cabo de un mes se observó un labio de crecimiento caracterizado por una banda de material calcáreo blanco recubierta por tejido vivo sin cálices formados (Figura 5a). Después de tres meses la mayoría de los muñones estaban totalmente cubiertos de tejido vivo (Figura 5b), y al cabo de cinco meses presentaron crecimiento lineal adicional (Figura 5c). A su vez, en los casos en que los amarres de las marcas se hicieron sobre tejido vivo, estos fueron recubiertos rápidamente por tejido saludable (Figura 5d), que creció incluso sobre algunas marcas (Figura 5e).

Durante el período de estudio sólo una de las veintidós colonias donantes mostró signos de deterioro tres meses y medio después de la fragmentación, presentando en toda la colonia lo que pareció ser la enfermedad llamada white pox. Esta colonia se encontraba en la bahía de Gayraca.

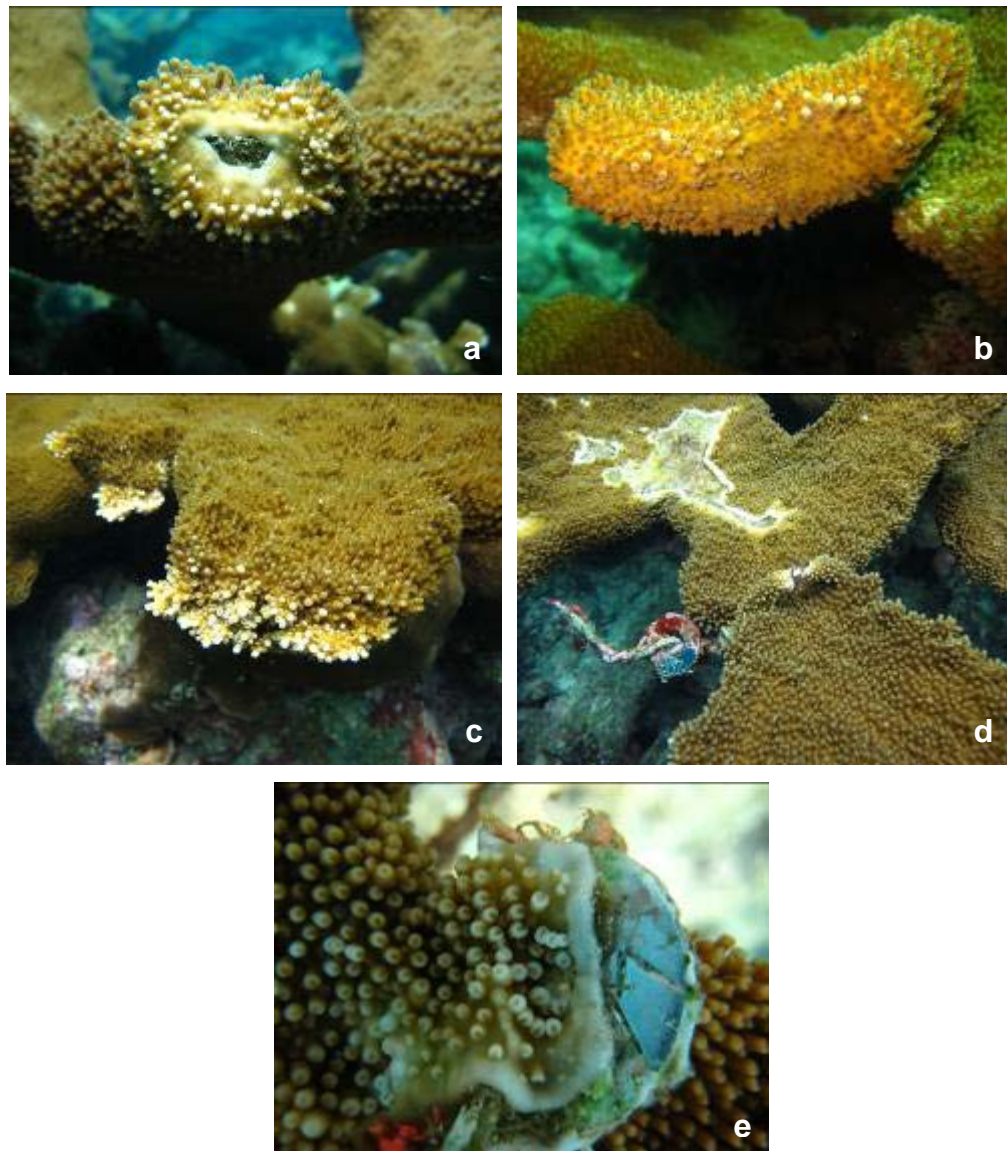


Figura 5. Recuperación de las colonias donantes. (a) Labio de crecimiento, (b) superficie de fragmentación totalmente recubierta de tejido vivo, (c) rama fragmentada con crecimiento lineal adicional, (d) crecimiento del tejido vivo sobre el amarre y (e) la marca de seguimiento.

Trasplantes

Recuperación de los cortes y fijación al sustrato

Durante los primeros dos meses después del trasplante, los fragmentos se repusieron del estrés de la fragmentación y reubicación. En este período, denominado como período de recuperación, comenzó a verse el labio de crecimiento en las superficies de corte descrito para las colonias donantes. A su vez, una vez cubiertas dichas superficies, los fragmentos que no tuvieron pérdida de tejido comenzaron a crecer linealmente a lo largo (pudiendo crecer también a lo ancho, ver abajo en extensión).

El 54 % (71 de 132) de los trasplantes sembrados durante el experimento cerró las heridas de corte (Figura 6a) y tuvo una extensión adicional por lo menos por algún tiempo (Figura 6b). De los fragmentos sembrados durante la época seca el 63 % (38 de 60) creció, mientras que de los trasplantes sembrados durante la época de lluvia creció el 46 % (33 de 72). Esto indica que en la medida en que se logren paliar las fuentes de mortalidad tisular se puede lograr recuperación y extensión adicional. Incluso, el 55 % (73 de 132) de la totalidad de los fragmentos creció sobre el amarre (Figura 6c). Este crecimiento sobre el amarre se observó en el 80 % (48 de 60) de los fragmentos sembrados durante la época seca y el 35 % (25 de 72) de los sembrados durante la época de lluvia.

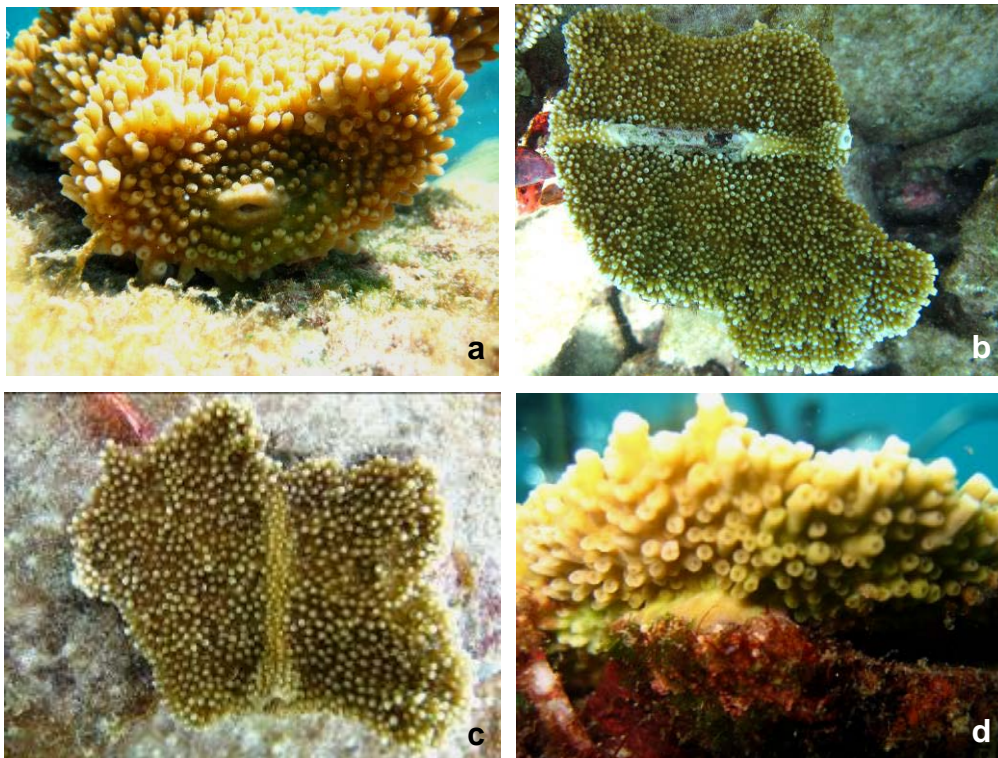


Figura 6. Recuperación de los trasplantes. (a) Crecimiento del tejido vivo sobre la superficie de fragmentación, (b) crecimiento lineal adicional, (c) sobre el amarre y (d) fijación del fragmento al sustrato.

Aunque la tendencia general fue que los trasplantes en los que se observó algún tipo de daño no se recuperaron, al menos el 32 % (39 de 123) de los fragmentos que posteriormente murieron ya se habían fijado al sustrato mediante un labio de calcificación blanquecino como el que recubrió las superficies de corte en un comienzo (Figura 6d). Esta fijación del tejido vivo al sustrato fue tan fuerte que muchos de los trasplantes, aún después de haber sufrido mortalidad total, no se

podieron desprender del sustrato, y después de dos eventos de mar de leva se perdieron tan sólo 5 trasplantes (4 % del total).

Supervivencia general

A pesar de la relativamente buena recuperación de las superficies de corte después de la siembra, hubo gran mortalidad posterior. La supervivencia final de todos los fragmentos, luego de 7 meses para los fragmentos sembrados durante la época seca y 12 meses para los de la época lluviosa, fue de tan sólo 7 % (9 de 132 fragmentos). No hubo mayor diferencia en supervivencia final entre las bahías de origen o la época climática de fragmentación y siembra de los fragmentos; tampoco hubo grandes diferencias en la supervivencia total entre los fragmentos sembrados en la bahía de Chengue y en bahía Gayraca (trasplantes recíprocos) durante la época seca (Tabla 3).

Tabla 3. Porcentajes de supervivencia al final del experimento por bahía de origen, bahía de destino, y la época de fragmentación y siembra.

Bahía de origen	Época Lluviosa	Época Seca
Gayraca	0 % (0 de 24)	17 % (4 de 24)
Chengue	4 % (1 de 24)	6 % (2 de 36)
Nenguange	8 % (2 de 24)	-
Bahía de destino		
Gayraca	-	12 % (3 de 26)
Chengue	4 % (3 de 72)	9 % (3 de 34)

Esquemas de supervivencia inicial (3 meses)

Con el fin de observar si existía algún efecto en la supervivencia de los trasplantes de acuerdo a los factores en estudio y debido a que la supervivencia final fue muy baja, para hacer los análisis estadísticos se decidió utilizar los datos de los primeros tres meses. La supervivencia de fragmentos por lote durante los primeros tres meses fue igual para aquellos que eran ápices (una superficie de corte) o bases (dos superficies de corte) (Prueba t pareada comparando ápices vs. bases al interior de cada lote, $p > 0,05$). Por ello, las demás comparaciones de supervivencia se hicieron ignorando la posición original.

Teniendo en cuenta todos los fragmentos sembrados en la bahía de Chengue, se pudo comparar la supervivencia de acuerdo a la bahía de origen y entre épocas de siembra (Figura 7a y 7b). Los trasplantes provenientes de la bahía de Gayraca y sembrados durante la época seca sobrevivieron los tres primeros meses en promedio un 58 ± 20 %, a diferencia de los sembrados en la época lluviosa, de los cuales

ninguno sobrevivió tanto tiempo (Figura 7). Los fragmentos obtenidos en la bahía de Chengue presentaron las mayores supervivencias en tres meses en ambas épocas (71 ± 4 % en promedio para la época seca y 67 ± 25 % en promedio durante la época lluviosa), mientras que los de bahía Nenguange, que sólo se sembraron en la época lluviosa, tuvieron una supervivencia de 42 % a los tres meses. En suma, los fragmentos provenientes de la bahía de Gayraca y sembrados en la época de lluvia murieron mucho más rápidamente que los demás (Figura 7).

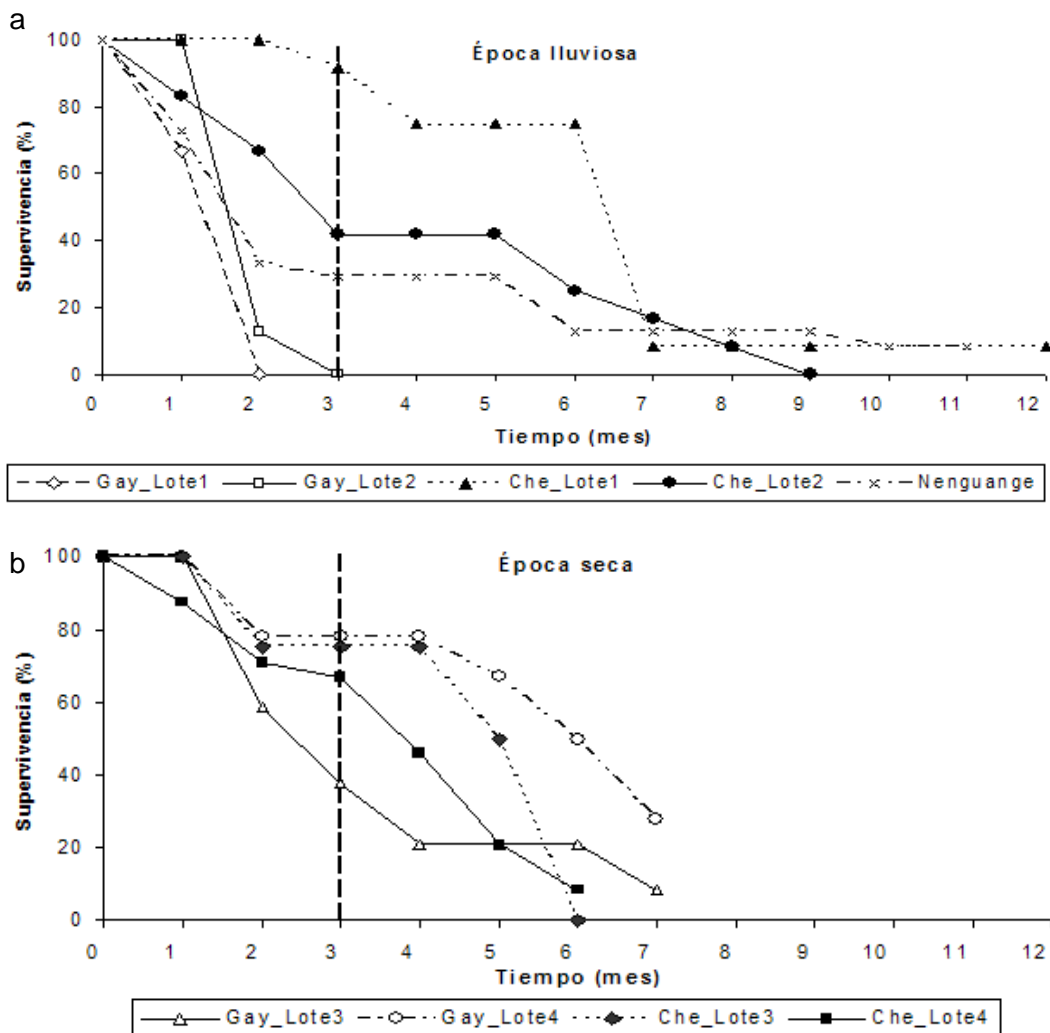


Figura 7. Porcentaje de supervivencia por bahía de origen de los fragmentos sembrados durante la época lluviosa (a) y la época seca (b). Gay=Gayraca, Che=Chengue. Los lotes son grupos de fragmentos sembrados separadamente. Todos los lotes fueron sembrados en la bahía de Chengue excepto el lote 4 de Gayraca y el 3 de Chengue que se sembraron en bahía Gayraca durante la época seca (b).

Durante la fragmentación y siembra de la época seca se hicieron trasplantes recíprocos entre las bahías Gayraca y Chengue (Fig. 7b), lo que permitió también comparar la supervivencia entre bahías de destino. En los primeros tres meses los

trasplantes de las bahías de Gayraca y Chengue que se sembraron en bahía Gayraca tuvieron una supervivencia similar (78 % y 75 % respectivamente), pero de los fragmentos que se sembraron en bahía Chengue, los provenientes de la bahía de Gayraca presentaron una supervivencia notoriamente menor (38 %) a los procedentes de la bahía de Chengue (67 %) (Figura 7b). Entonces, los trasplantes obtenidos en la bahía de Chengue tuvieron una mayor supervivencia durante los primeros tres meses, independientemente de la bahía de destino. En cambio, al cabo de tres meses después de la siembra, los fragmentos que provinieron de la bahía de Gayraca tuvieron una baja supervivencia al ser sembrados en otra bahía, tanto en época seca como de lluvias (Figura 7).

Longevidad de los fragmentos

Como complemento al análisis de la supervivencia se evaluó la longevidad de los trasplantes, encontrando que en general un 25 % de los fragmentos murió durante los primeros dos meses, el 58 % duró hasta los seis meses, y un 17 % sobrepasó los seis meses (Fig. 8a) (cabe considerar que los fragmentos sembrados durante la época seca se siguieron solo hasta los 7 meses mientras que los sembrados en la época lluviosa se pudieron seguir por 12 meses). La longevidad de los fragmentos varió significativamente con la época climática de siembra (Fig. 8b, Prueba de independencia χ^2 , $p < 0,05$). Los fragmentos sembrados en la época lluviosa murieron más rápidamente (menos de dos meses) que aquellos sembrados en la época seca, lo que se compensó con una mayor mortalidad en el intervalo de dos a seis meses para aquellos sembrados en la época seca.

La longevidad también varió con respecto al origen de los fragmentos (Fig. 8c, Prueba de independencia χ^2 , $p < 0,05$). Los trasplantes provenientes de bahía Gayraca no llegaron a vivir más de 6 meses, mientras que los de bahía Chengue tuvieron una mayor longevidad. Al analizar en detalle los datos de supervivencia (ver Fig. 7) y longevidad, es claro que la alta mortalidad inicial de los fragmentos provenientes de bahía Gayraca durante la época de lluvia fue la responsable principal de estos esquemas y que los fragmentos provenientes de la bahía de Chengue fueron los que vivieron en general más tiempo.

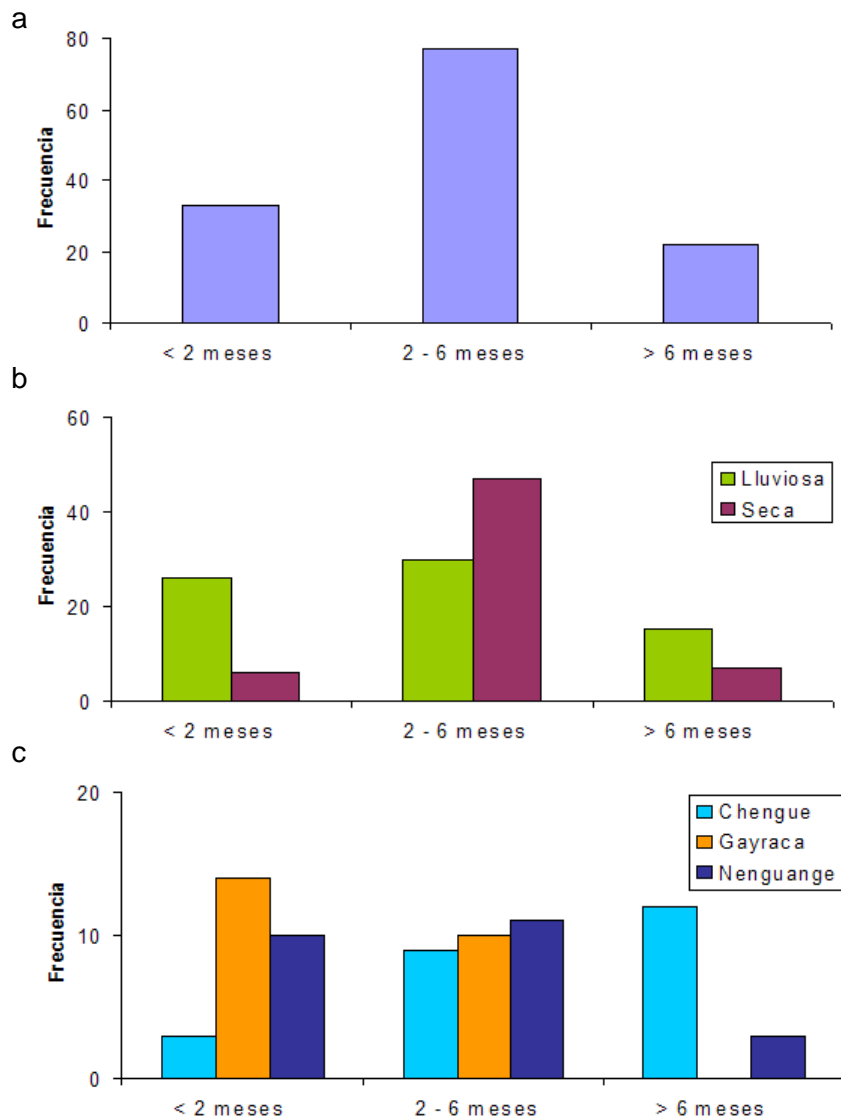


Figura 8. Histogramas de la longevidad general (a), por época de siembra (b), y bahía de origen (c).

Fuentes bióticas de mortalidad

En general, la ocurrencia de posibles fuentes de mortalidad, tales como depredación por el caracol *Coralliophila caribaea* y el poliqueto *Hermodice carunculata* (Figura 9a-c), enfermedades blancas (vistas como un frente abrupto entre el tejido vivo y el esqueleto sin tejido vivo) (Figura 9d), o contacto con competidores como macroalgas y esponjas excavadoras, principalmente del género *Cliona* (Figura 9e-h), fue mayor durante la época de lluvias (septiembre a noviembre del año 2009 y mayo a agosto del año 2010) (Tabla 4). El porcentaje de ocurrencia de contacto con macroalgas fue similar en ambas épocas (Tabla 4), pero el contacto con las algas del género *Dictyota* se observó más durante la época seca, que es cuando estas macroalgas presentan un aumento en su abundancia en el área de estudio.

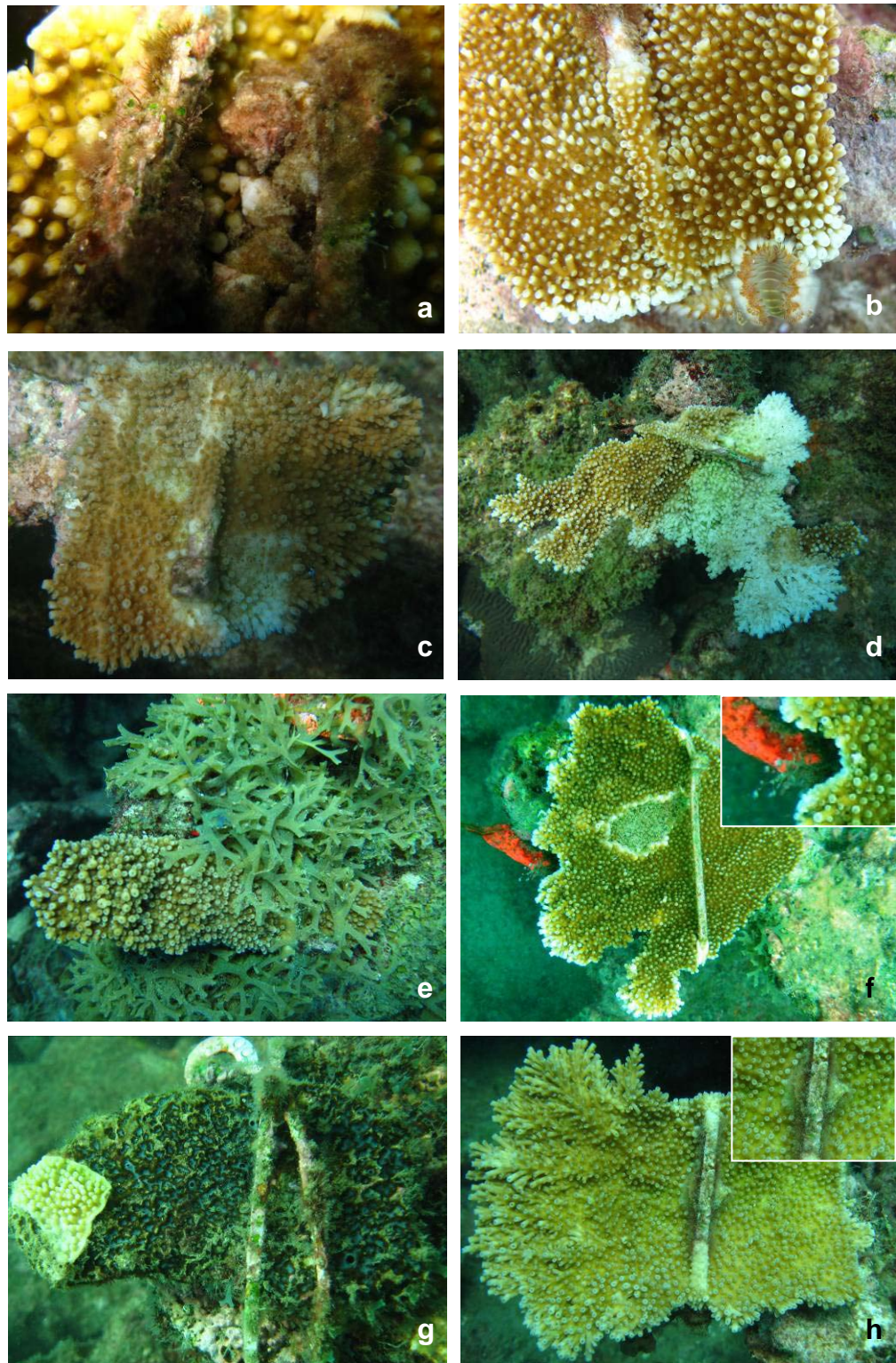


Figura 9. Fuentes de mortalidad parcial o total observadas en las bahías de Chengue y Gayraca. (a) Gasterópodo coralívoro *Coralliophila caribaea*, (b) poliqueto coralívoro *Hermodice carunculata*, (c) cálices rotos debido a la acción de un pez coralívoro, (d) mortalidad parcial causada posiblemente por la enfermedad de la banda blanca, (e) sombreado y contacto por macroalgas del género *Dictyota*, (f) mortalidad parcial causada posiblemente por el contacto con hidroides, (g) mortalidad causada por la esponja excavadora *Cliona aprica*, (h) Competencia con bivalvo.

Tabla 4. Porcentajes (%) de ocurrencia de fuentes de mortalidad durante la época de lluvias y la época seca.

Época	Depredación o enfermedad	Macroalgas	Hidroides	Esponjas excavadoras	Otros	Total
Lluviosa	30,4	17,1	4,6	3,0	1,1	56,3
Seca	8,9	15,4	1,4	0,7	0,0	26,4
Total	39,3	32,5	6,0	3,8	1,1	82,7

Relación de la mortalidad con las variables ambientales

Con el fin de observar alguna relación entre la mortalidad de los trasplantes y las condiciones ambientales del período de estudio, se graficó el porcentaje de supervivencia de los fragmentos por colonia vs. las fechas de seguimiento (Figura 10). Prácticamente todos (96 %) los trasplantes que se obtuvieron de colonias de bahía Gayraca (sembrados en agosto y octubre de 2009) y aproximadamente la mitad de los provenientes de bahía Nenguange (sembrados en octubre de 2009) murieron durante el período de recuperación (primeros dos meses) (figura 10a). Pero la mayoría de los fragmentos provenientes de colonias de bahía Chengue (sembrados entre septiembre y octubre de 2009) sobrevivieron este período. Estos fragmentos de bahía Chengue y los que sobrevivieron de bahía Nenguange murieron a partir del cuarto mes (Figura 10a). En contraste, mientras los fragmentos sembrados entre septiembre y octubre de 2009 continuaban sufriendo alta mortalidad al comienzo de la época seca de 2010 (Figura 10a), los fragmentos provenientes de la bahía de Chengue sembrados entre febrero y marzo de 2010 sobrevivieron bien durante este período y comenzaron a morir sólo hacia fines de junio (Figura 10b).

Independientemente del origen de los trasplantes, las mayores mortalidades parciales y totales se presentaron durante octubre y noviembre del año 2009 y desde abril hasta agosto del año 2010 (Figura 11a). Estas mortalidades coincidieron con los registros más altos de temperatura superficial del mar (valores mayores a 29 °C en la mayoría de los casos, Figura 11b) y con algunas de las transparencias más bajas (llegando a valores menores de 9 m en algunos casos, Figura 11c). La salinidad en general siguió el esquema estacional normal en el área de estudio, disminuyendo a 34 durante la época de lluvia, aunque a comienzos de septiembre, inmediatamente después de terminado el seguimiento, por las lluvias extremas de 2010 bajó hasta 25 (Figura 11d).

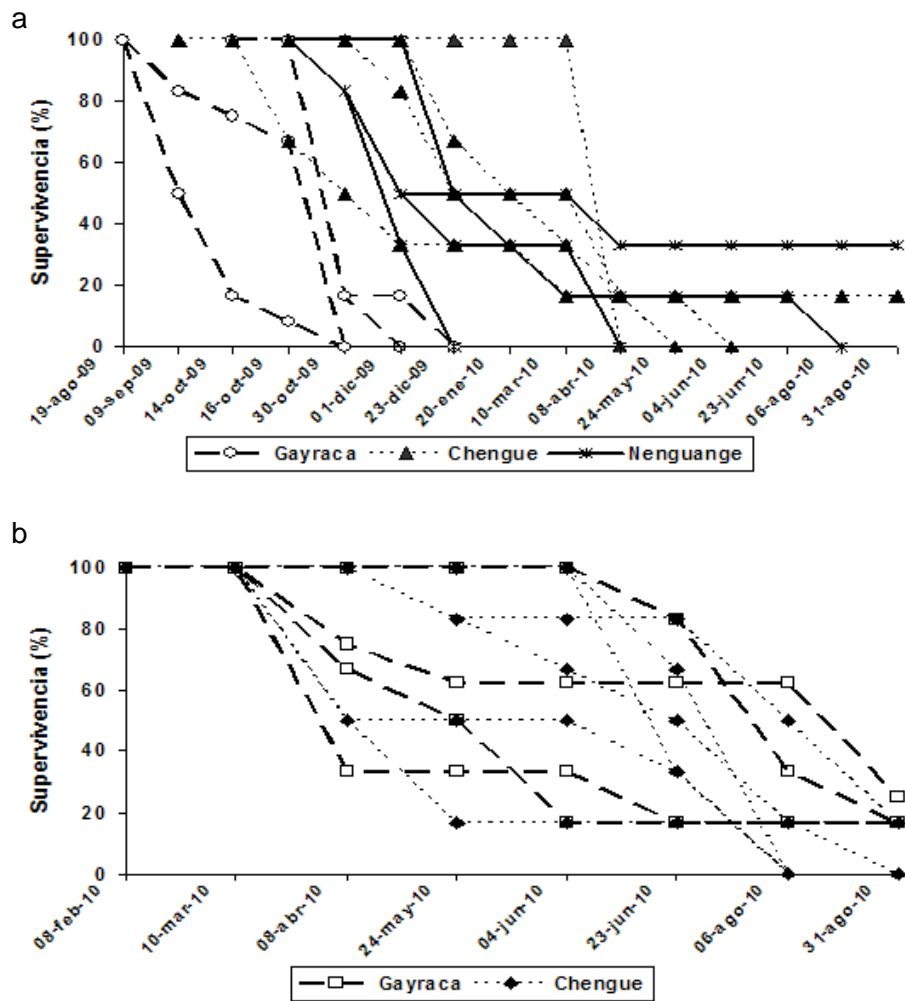


Figura 10. Supervivencia de los trasplantes de acuerdo a sus colonias de origen, sembrados durante la época de lluvias (a) y la época seca (b).

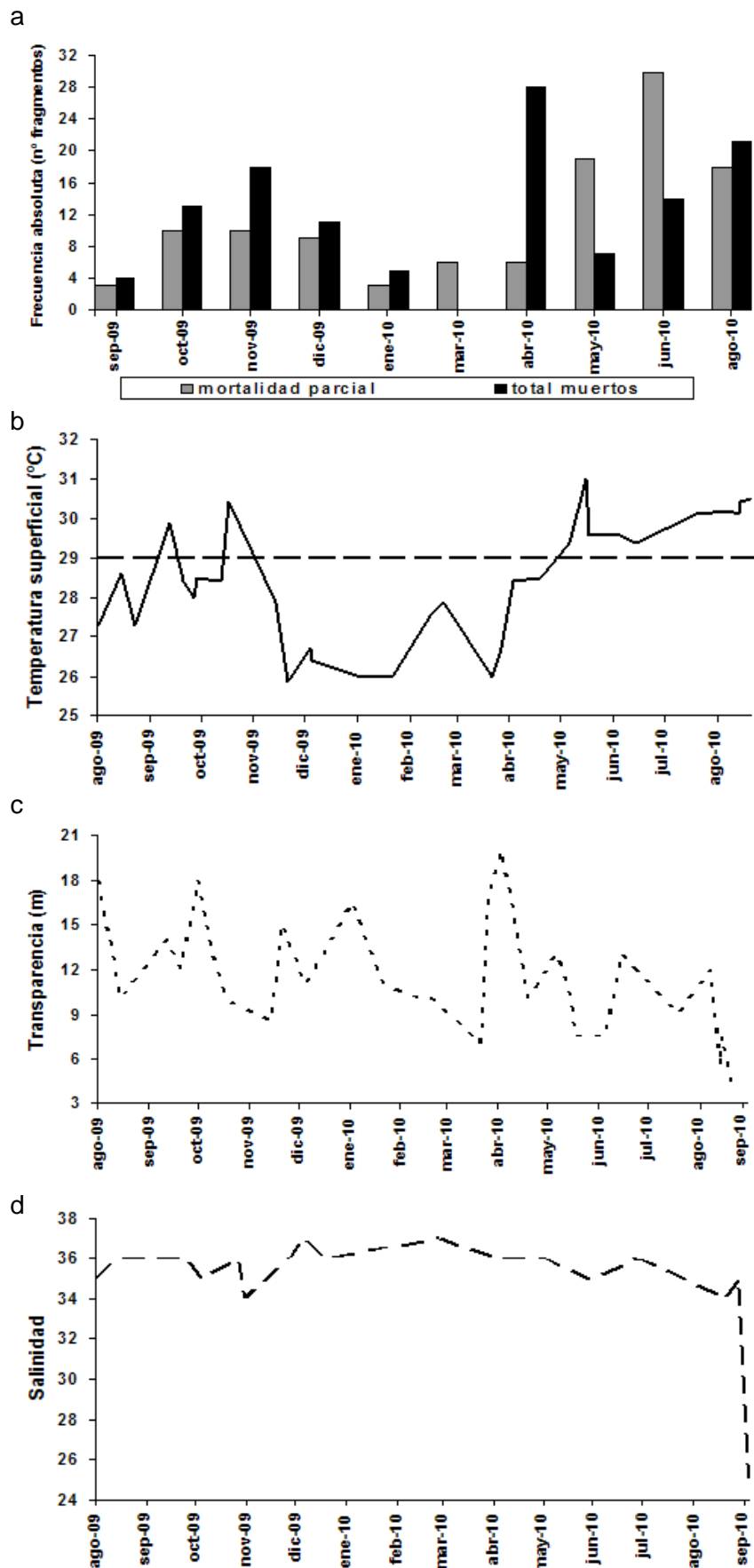


Figura 11. (a) Histograma de mortalidad parcial y total durante el experimento. (b) Temperatura superficial del mar, (c) transparencia y (d) salinidad en la bahía de Chengue durante el período de estudio. (Datos facilitados por SIMAC, 2010).

Durante el estudio, la tasa promedio (± 1 desviación estándar, DE) de sedimentación más resuspensión en la bahía de Chengue en la época de lluvias fue de $0,53 \pm 0,44$ mg/cm²/día y en la época seca fue de $2,41 \pm 1,83$ mg/cm²/día. El mínimo fue de $0,06$ mg/cm²/día en septiembre-octubre del año 2009, coincidiendo con la época lluviosa durante la cual la velocidad de los vientos Alisios disminuye. El valor máximo, de $5,18$ mg/cm²/día, ocurrió en marzo-abril del año 2010.

Extensión lineal adicional

Teniendo en cuenta que la tendencia general fue que los fragmentos que presentaron signos de mortalidad parcial no se recuperaron, y por consiguiente siguieron perdiendo tejido vivo, las tasas de extensión lineal de los trasplantes se calcularon mientras los fragmentos no presentaran mortalidad parcial o total, es decir, mientras mantuvieran su tamaño (crecimiento igual a cero) o crecieran tanto a lo largo como a lo ancho más allá del área original. Si bien durante todo el seguimiento la mayoría de los trasplantes no presentó extensión lineal adicional a su tamaño original (se incluyeron muchos valores iguales a cero en el análisis), las tasas de crecimiento lineal adicional tanto para el largo como para el ancho fueron en promedio mayores durante los primeros cuatro meses (Tabla 5; Figura 12).

Tabla 5. Tasas de extensión lineal adicional máximas y promedio en largo y ancho para los trasplantes.

Extensión lineal en largo	<2 meses	2-4 meses	>4 meses
Máximo mensual (cm/mes)	3,70	1,82	2,00
Promedio \pm DE mensual (cm/mes)	0,44 \pm 0,62	0,45 \pm 0,49	0,24 \pm 0,60
Promedio \pm DE anual (cm/año)	5,22 \pm 7,42	5,40 \pm 5,90	0,24 \pm 0,60
Extensión lineal en ancho			
Máximo mensual (cm/mes)	2,00	2,14	0,60
Promedio \pm DE mensual (cm/mes)	0,23 \pm 0,44	0,30 \pm 0,48	0,05 \pm 0,15
Promedio \pm DE anual (cm/año)	2,79 \pm 5,33	3,65 \pm 5,74	0,65 \pm 1,80

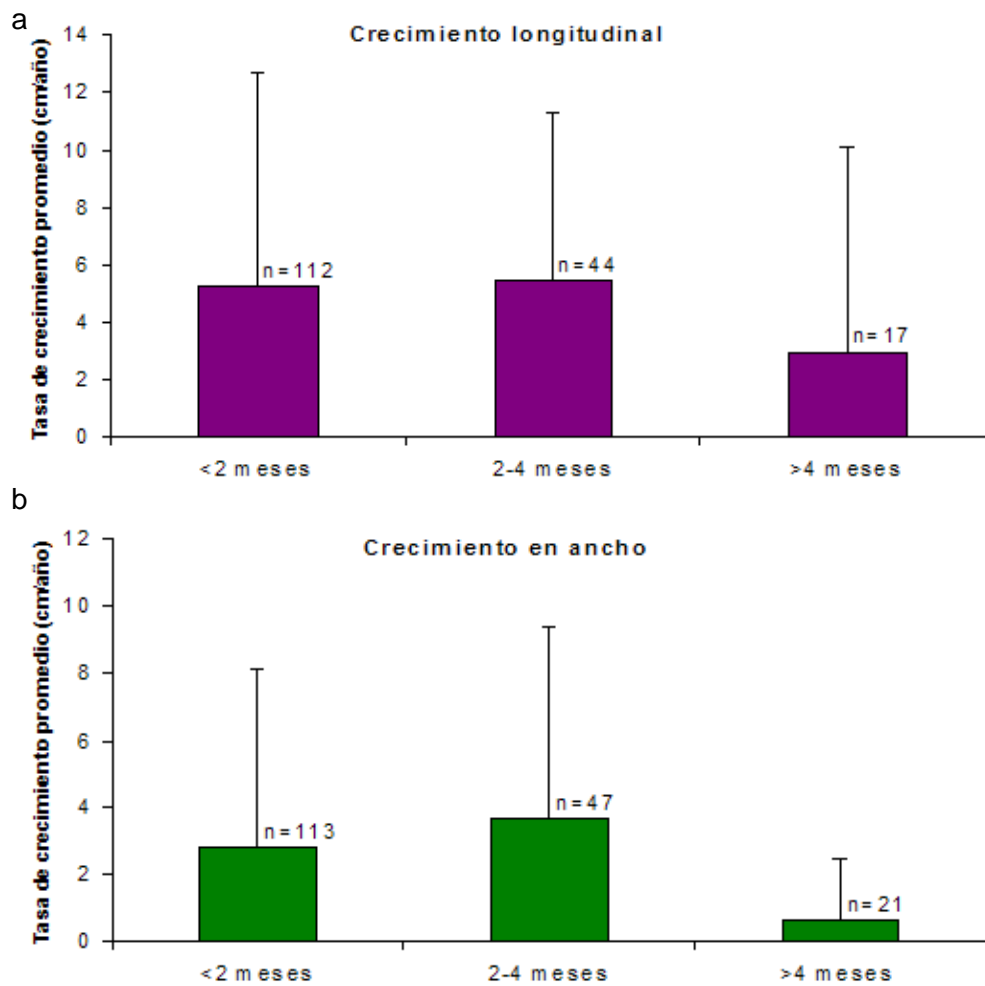


Figura 12. Esquema de crecimiento promedio (± 1 desviación estándar) en largo (a) y ancho (b) de los trasplantes mientras no se presentó mortalidad parcial o total.

Dinámica del cambio de área de tejido vivo

Si bien la supervivencia final del experimento fue baja, el área de tejido vivo remanente de los nueve trasplantes sobrevivientes después de doce meses se incrementó en promedio (± 1 desviación estándar) 47 ± 26 % (mínimo -53 %, máximo 205 %). Para detectar esquemas de variación en el área de tejido vivo, al igual que para la supervivencia, se tomaron los valores de los primeros tres meses. En la figura 13 se presentan los valores promedio de crecimiento (porcentaje de cambio del área inicial de tejido vivo) de los diferentes lotes de trasplantes.

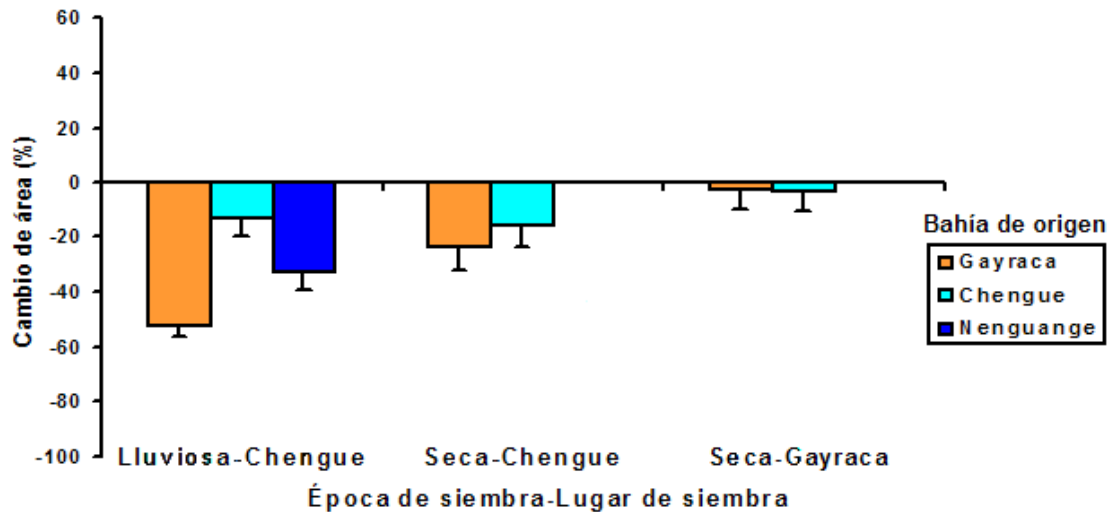


Figura 13. Crecimiento (cambio de área en porcentaje del valor inicial) promedio (- error estándar, EE) durante los tres primeros meses según la época de siembra, lugar de siembra y la bahía de origen.

No se pudo llevar a cabo en un solo análisis estadístico la comparación de crecimiento en los primeros tres meses entre bahía de origen, bahía de destino, época y posición original del fragmento en la colonia donante (ápice o base), por ausencia de algunas de las combinaciones experimentales. Por ello, el análisis se hizo por partes y se refiere a continuación.

Inicialmente, se comparó el crecimiento entre ápices y bases para los fragmentos sembrados durante la época de lluvia mediante una prueba de t pareada. Aún cuando los ápices perdieron en promedio (± 1 error estándar) una menor cantidad de tejido (-28 ± 5 %) que las bases (-36 ± 6 %), las diferencias no fueron significativas ($p > 0,05$).

Para comparar si el crecimiento varió entre las tres bahías de origen (Gayraca, Chengue, Nenguange) se tomaron los lotes sembrados en bahía Chengue en la época de lluvia. Se probó un ANOVA a dos vías que comparara bahía de origen y posición original del fragmento (ápice o base), pero éste no fue válido por falta de normalidad en los datos de crecimiento en porcentaje y de homogeneidad de las varianzas (grupos de datos de bahías por cada posición), aún luego de realizar transformaciones estándar. Usando la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis (ignorando la posición original del fragmento, que arriba se mostró no ser diferente) se encontraron diferencias significativas entre bahías en el porcentaje de cambio del área de tejido vivo promedio durante los primeros tres meses ($p < 0,05$), siendo todas las bahías diferentes entre sí estadísticamente (comparaciones pareadas Mann-Whitney U, $p < 0,05$). En efecto, aunque en promedio (± 1 error estándar) los

trasplantes de las tres bahías perdieron tejido durante los primeros tres meses, los provenientes de la bahía de Chengue perdieron una menor cantidad ($-13\pm 7\%$), respecto a los de la bahía de Nenguange ($-33\pm 7\%$) y los de la bahía de Gayraca ($-52\pm 4\%$).

Con el fin de comparar el crecimiento entre épocas de siembra, se tomaron los fragmentos sembrados en la bahía de Chengue (provenientes de bahía Gayraca y bahía Chengue) en ambas épocas (figura 13, sin considerar los de la bahía de Nenguange). La normalidad de los datos de crecimiento en porcentaje y la homogeneidad de las varianzas entre lotes permitieron llevar a cabo un ANOVA a tres vías comparando bahía de origen del fragmento, época de siembra y posición original (ápice o base de la rama), y añadiendo como covariable el área de tejido vivo inicial. Esta prueba mostró una interacción significativa entre los factores época y origen (Tabla 6), debido a que los fragmentos de bahía Gayraca sembrados en la época lluviosa presentaron mayor pérdida de tejido que los demás lotes (Figura 13). Tanto la posición original en la rama (ápice vs. base) como el área de tejido vivo inicial no incidieron en el crecimiento en área de tejido, aún cuando las longitudes iniciales variaron entre 6,5 cm (fragmento con área de tejido vivo inicial de 82 cm^2) y 18 cm de largo (área de tejido vivo inicial de 792 cm^2). De todas maneras la mayoría de los fragmentos tuvo un área inicial menor a 300 cm^2 .

Tabla 6. Resultados del ANOVA a tres vías comparando bahía de origen del fragmento, época de siembra y posición original (ápice o base de la rama). Covariable área de tejido vivo inicial.

Efectos principales	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Cuadrados medios	F	p
A: Época	9936,48	1	9936,48	11,32	0,0011
B: Origen	9822,92	1	9822,92	11,19	0,0012
C: Posición	275,426	1	275,426	0,31	0,5766
Interacciones					
AB	9798,74	1	9798,74	11,16	0,0012
AC	0,272966	1	0,272966	0,00	0,8960
BC	61,6723	1	61,6723	0,07	0,7915
Covariable					
Área inicial	171,223	1	171,223	0,20	0,6597
Residuo	85130,6	97	877,636		

Para comparar el crecimiento de tejido entre bahías de destino se utilizaron los lotes de las bahías de Chengue y Gayraca que se trasplantaron durante la época seca (Figura 13). Se realizó un ANOVA a tres vías comparando crecimiento entre los factores bahía de origen, bahía de destino y posición original del fragmento (ápice o

base), y teniendo como covariable la talla inicial. En este caso, ni los factores principales ni las interacciones o la covariable tuvieron un efecto significativo en el crecimiento para esta época (Tabla 7), aunque la pérdida de tejido vivo en promedio fue mayor en los fragmentos sembrados en la bahía de Chengue (Figura 13).

Tabla 7. Resultados del ANOVA a tres vías comparando bahía de origen del fragmento, bahía de destino y posición original (ápice o base de la rama). Covariable área de tejido vivo inicial.

Efectos principales	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Cuadrados medios	F	p
A: Origen	148,381	1	148,381	0,16	0,6948
B: Destino	3708,73	1	3708,73	3,89	0,0540
C: Posición	163,021	1	163,021	0,17	0,6809
Interacciones					
AB	191,926	1	191,926	0,20	0,6555
AC	4,61528	1	4,61528	0,00	0,9448
BC	408,059	1	408,059	0,43	0,5158
Covariable					
Área inicial	0,464537	1	0,464537	0,00	0,9825
Residuo	47627,7	50	952,554		

En suma, de forma similar al patrón de supervivencia, la pérdida de tejido promedio en los tres primeros meses de trasplante fue generalmente similar entre todos los fragmentos, independientemente de la época de siembra, la bahía de origen o destino y la posición original del fragmento, exceptuando los fragmentos de la bahía de Gayraca sembrados en bahía Chengue en época de lluvia, que tuvieron una mayor pérdida de tejido.

Discusión

Aunque pocos fragmentos de *Acropora palmata* sobrevivieron hasta el final del período de estudio, esta investigación deja varias lecciones para implementar en las acciones de restauración tendientes a la recuperación ecológica de este coral (Bowden-Kerby, 2001; Soong y Chen, 2003). En primer lugar, las colonias donantes se recuperaron rápidamente de la fragmentación y al cabo de cinco meses presentaron crecimiento adicional, lo que hizo difícil distinguir las ramas fragmentadas de las normales. En general, los tiempos y procesos de regeneración y crecimiento de las ramas donantes coinciden con los observados en el Caribe (Rogers *et al.*, 1982; Bak, 1983; García *et al.*, 1995; Meesters y Bak, 1995). Por lo anterior, es posible decir que las colonias de *A. palmata* pueden generar nuevas colonias sin sufrir mortalidad adicional a la ocasionada por la disminución de cobertura debida a la donación (Edwards y Clark, 1999; Lirman *et al.*, 2010). De cualquier manera, es preferible

fragmentar ramas de forma aplanada para que las caras de pólipos superior e inferior cubran rápidamente la superficie de corte y el proceso de recuperación sea más eficiente (Rogers *et al.*, 1982; García *et al.*, 1996; Lirman, 2000b). Adicionalmente, sólo una de las colonias donantes de la bahía de Gayraca mostró signos de la enfermedad white pox tres meses y medio después de la fragmentación, por lo que no se podría atribuir al estrés generado por el trasplante. De hecho, ese sitio ha sido registrado como una estación de prevalencia de esta enfermedad (Vega-Sequeda *et al.*, 2008).

Debido a que sólo 5 trasplantes (4 % del total) se perdieron después de dos eventos de mar de leva, se podría decir que la técnica de amarre utilizada es un método fácil, económico y efectivo para asegurar los fragmentos al nuevo sustrato, previniendo su pérdida por este tipo de eventos (Clark y Edwards, 1995; Lirman y Fong, 1997; Edwards y Clark, 1999; Jaap, 2000; Bowden-Kerby, 2001; Bruckner y Bruckner, 2001). La técnica de fragmentación y siembra utilizada pareció no causar estrés en los trasplantes. Estos lograron recuperarse completamente y cubrir las superficies de corte con tejido vivo y crecer rápidamente después de la siembra (Clark y Edwards, 1995; Edwards y Clark, 1999; Forrester *et al.*, 2011). Incluso, las máximas tasas de crecimiento se presentaron durante los primeros dos meses, y más de la mitad de los fragmentos se fijó al amarre y al menos un tercio de los fragmentos que murieron ya se habían fijado al sustrato. Esta fijación implica que los fragmentos ya eran reclutas (Fong y Lirman, 1995; Lirman y Fong, 1997; Bruckner y Bruckner, 2001). Esta recuperación y crecimiento se observó en un tiempo menor al que Bruckner y Bruckner (2001) registraron en fragmentos de Puerto Rico generados por el hundimiento de un barco (después de dos años el 11 % de los fragmentos cubrió completamente el alambre y sólo el 10 % se fijó exitosamente a esqueletos de *Acropora palmata*).

Sin embargo, en el presente estudio la supervivencia final fue muy baja (tan sólo sobrevivieron 9 de 132 trasplantes al cabo de 12 meses). Esto pudo estar asociado al tipo de forma de crecimiento de *Acropora palmata*, ya que en general las colonias trasplantadas de corales ramificados y de forma foliosa mueren más rápidamente que los corales masivos y sub-masivos, que tienen una mejor supervivencia (Clark y Edwards 1995; Edwards y Clark, 1999; Dizon y Yap, 2006). Pero incluso entre los corales ramificados, las formas más aplanadas tendientes a formar platos (como *A. palmata*) tienen una tasa de mortalidad más alta que las formas ramificadas cilíndricas erectas (como *A. cervicornis*) (Clark y Edwards, 1995). Adicionalmente, los corales

con altas tasas de crecimiento (por ejemplo *A. cervicornis*, y en este caso, *A. palmata*) exhiben una reducida capacidad para aclimatarse, en contraste a los corales con bajas tasas de crecimiento (por ejemplo *Siderastrea siderea*) que pueden aclimatarse más rápidamente (Gates y Edmunds, 1999).

La baja supervivencia de *A. palmata* en experimentos de trasplante parece ser generalizada. Trasplantes de fragmentos realizados en el Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo, Caribe colombiano, también experimentaron supervivencias bajas (García *et al.*, 1996). Igualmente, en el estudio de Clark y Edwards (1995) desarrollado en las Islas Maldivas la mortalidad fue alta durante los primeros meses, aún tratándose de colonias enteras.

En contraste con lo hallado por Bowden-Kerby (2001) para *Acropora cervicornis* en Puerto Rico, en el presente estudio no se observaron diferencias en la supervivencia entre los fragmentos con una superficie de corte (ápices) y aquellos con dos superficies de corte (bases). Pero las menores supervivencias de los fragmentos basales observadas por Bowden-Kerby (2001) pueden deberse a que para obtener los trasplantes basales en algunos casos se necesitó cortar ramas laterales, lo cual añade fuentes de estrés y superficies de corte adicionales a recuperar.

En cuanto al origen, los trasplantes provenientes de bahía Chengue sobrevivieron por más tiempo y perdieron menos tejido que los de la bahía de Gayraca, especialmente respecto a aquellos sembrados en época lluviosa. Al parecer los fragmentos provenientes de la bahía de Gayraca murieron en un comienzo por factores intrínsecos asociados a la adaptación a determinadas condiciones ambientales (Gates y Edmunds, 1999; Bowden-Kerby, 2001; Raymundo, 2001; Dizon y Yap, 2006). Seguramente las colonias provenientes de las bahías en estudio correspondieron a genets diferentes, adaptados a condiciones ambientales propias de cada sitio. En los sitios donde las condiciones ambientales son pobres, los trasplantes sufren una mortalidad alta, pero donde la calidad del agua es buena los trasplantes tienden a sobrevivir bien (Clark y Edwards, 1995; Edwards y Clark, 1999). Por ejemplo, la bahía de Gayraca tiene la mayor cobertura de coral y una de las menores de algas dentro del Parque Nacional Natural Tayrona (Vega-Sequeda *et al.*, 2008). Estas características han sido atribuidas a un gradiente ambiental de mejores condiciones desde la bahía de Santa Marta hacia el Tayrona (menor contaminación, sedimentación e influencia de descargas continentales) (Zea, 1994). Esto también explicaría por qué los fragmentos provenientes de la bahía de Chengue sobrevivieron

bien tanto en su sitio de origen (cuyas condiciones ambientales son menos favorables) como en la bahía de Gayraca. Además, en las poblaciones de *Acropora palmata* del Caribe occidental las colonias separadas por sólo unas decenas de metros (dentro de los arrecifes) hasta las separadas por algunos kilómetros (entre arrecifes) muestran patrones marcadamente diferentes en el éxito de la reproducción asexual a través de la fragmentación (Baums *et al.*, 2006). Para el coral escleractinio *Porites attenuata*, Raymundo (2001) también encontró diferencias en el desempeño de los trasplantes de acuerdo al sitio de origen.

La mortalidad parcial no sólo disminuye el tamaño de la colonia sino que también afecta las reservas de energía (Hughes *et al.*, 1992). Las posibles fuentes bióticas de mortalidad parcial y total observadas en este estudio fueron similares a las halladas por Bruckner y Bruckner (2001). Entre ellas, el gasterópodo *Coralliophila* y el poliqueto *Hermodice carunculata* son depredadores naturales de *A. palmata* (Dustan, 1977; Brawley y Adey, 1982; Bowden-Kerby, 1997). Otra fuente de pérdida de tejido fueron los mordiscos que realiza el pez *Stegastes planifrons* para generar espacios donde puedan crecer las algas de las que se alimenta (Santodomingo *et al.*, 2002). Sin embargo, la información obtenida no pudo confirmar si los fragmentos trasplantados sufrieron más depredación que las colonias locales, debido al estrés del trasplante. Algunos fragmentos mostraron una mayor ocurrencia de signos de mortalidad que coinciden con los descritos para la enfermedad banda blanca (White Band Disease) (Gladfelter, 1982; Gil-Agudelo *et al.*, 2009) durante el período en el que aumentó la temperatura superficial del mar (a partir de junio de 2010), cuando puede aumentar la frecuencia y virulencia de los patógenos coralinos (Ben-Haim *et al.*, 2003; Jones *et al.*, 2004). En otros se observaron esponjas excavadoras del género *Cliona*, que desplazan rápidamente el tejido vivo de corales estresados excavando los cálices desde abajo y recubriendo el esqueleto sin tejido vivo (Rützler, 2002; López-Victoria *et al.*, 2004; 2006; Chaves-Fonnegra y Zea, 2007).

Por otra parte, el contacto con macroalgas puede no ser una causa de mortalidad directa, pero sí puede significar una fuente de estrés para los trasplantes (McCook *et al.*, 2001). Durante todo el seguimiento se observó contacto y recubrimiento por algas, pero las mayores frecuencias de ocurrencia de contacto con macroalgas del género *Dictyota* fueron entre abril y mayo del año 2010, que coincide con el período habitual de dominancia de algas carnosas en el área de estudio (Díaz-Pulido y Garzón-Ferreira, 2002; Rodríguez-Ramírez y Garzón-Ferreira, 2003; Venera-Ponton *et al.*, 2011) y que fue cuando comenzaron a registrarse las mayores mortalidades parciales

y totales en este estudio. Las algas bentónicas compiten con los corales mediante diferentes mecanismos, como el recubrimiento, la asfixia, el sombreado, la abrasión y las interacciones químicas alelopáticas (McCook *et al.*, 2001; Venera-Ponton *et al.*, 2011). Existen algunos registros de recubrimiento de *Dictyota* sobre colonias saludables (McCook *et al.*, 2001; Márquez y Díaz, 2005) y el césped de algas que recubre los corales puede ahogarlos, ya que retiene sedimentos (Dustan, 1977; Nugues y Roberts, 2003; Roy, 2004).

La alta mortalidad parcial y total sufrida por los trasplantes que sobrevivieron el período de recuperación estaría asociada a factores externos, como las fuentes bióticas de estrés descritas anteriormente y las características climáticas generales de las épocas de trasplante (Ramírez, 1990; Franco, 2005) y de los años en estudio en particular (Hughes y Connell, 1987; Hughes, 1994; Bruckner y Bruckner, 2001). Normalmente durante la época lluviosa mayor (septiembre-noviembre) en el área de estudio se da más del 65 % de la precipitación anual, disminuyendo la salinidad y la transparencia (Ramírez, 1990; Franco, 2005). Para empeorar, durante el año 2010 se desarrolló el fenómeno climático La Niña, que en la costa Caribe colombiana se caracteriza por anomalías positivas en las precipitaciones (IDEAM, 2011). Se ha descrito para otras especies de coral que bajas salinidades reducen el asentamiento de larvas y la habilidad para sobrevivir, por ejemplo, a altas temperaturas (Coles y Jokiel, 1978; Jordán-Dahlgreen, 1992).

Sumado a la disminución en la salinidad se presentó un inusual aumento en la temperatura superficial del mar (Ramírez, 1990; Rodríguez-Ramírez y Garzón-Ferreira, 2003; Franco, 2005; Bernal *et al.*, 2006; Vega-Sequeda, 2008), llegando a 31 °C a comienzos de junio de 2010 y manteniéndose sobre los 29 °C hasta el final del experimento (agosto de 2010). En años donde se presentaron temperaturas máximas mayores a 30 °C se registraron eventos de blanqueamiento coralino en varios lugares del Caribe (Rodríguez-Ramírez y Garzón-Ferreira, 2003). Por todas estas condiciones anómalas de baja salinidad, alta turbidez y alta temperatura, a partir de septiembre de 2010, luego de finalizado este estudio, ocurrió el peor evento de blanqueamiento masivo de corales jamás registrado en el área, aunque no afectó tan extensamente a *A. palmata* como a otros corales (S. Zea, com. pers.).

Es posible que las altas tasas de sedimentación más resuspensión habituales de la época seca no representaran una fuente de mortalidad directa para los trasplantes, pero sí pudieron representar un factor de estrés adicional para los fragmentos

sembrados durante la época lluviosa del año 2009 que ya estaban muriendo y para los trasplantes efectuados durante la época seca (febrero-marzo del año 2010), afectando su recuperación (Rodríguez-Ramírez y Garzón-Ferreira, 2003).

Debido a que en la literatura no existen datos respecto a las tasas de crecimiento en ancho para *A. palmata*, sólo se discutirá la tasa de crecimiento longitudinal. Aún cuando las tasas de crecimiento lineal adicional promedio medidas durante el experimento fueron bajas (aproximadamente 5 cm/año), corresponden a lo registrado para la especie en las Islas Vírgenes de los Estados Unidos (4,7-10 cm/año, Gladfelter *et al.*, 1978; 4-11 cm/año, Rogers *et al.*, 1982), las Antillas holandesas (8,8 cm/año, Bak, 1983) y el Parque Nacional Natural Corales del Rosario en el Caribe colombiano (4,4 cm/año, García *et al.*, 1996). Cabe destacar que en algunos de los estudios sobre el crecimiento de *A. palmata* (Gladfelter *et al.*, 1978; Rogers *et al.*, 1982), las tasas se calcularon para los primeros cuatro meses, que fue cuando se presentaron las tasas máximas en este estudio. El crecimiento tiende a disminuir a medida que aumenta la edad del coral, independientemente de su tamaño inicial (Hughes y Connell, 1987).

En este estudio, los trasplantes sobrevivientes presentaron un aumento en la cobertura de tejido vivo. Esto coincide con lo hallado para *Acropora palmata* en otras localidades del Caribe (Clark y Edwards, 1995; Lirman y Fong, 1997; Edwards y Clark, 1999; Forrester *et al.*, 2011). En Santa Marta no se observaron diferencias en el crecimiento entre ápices y bases. Esto difiere con lo observado por Soong y Chen (2003), pero ellos trabajaron con una especie de *Acropora* de forma cilíndrica y erecta con muchas ramificaciones laterales y las tasas de crecimiento difieren entre las porciones apicales y basales de la colonia. Es posible que para *A. palmata* no se encontraran diferencias entre ápices y bases porque la mayoría de los fragmentos utilizados se encontraban en los 25 cm más distales dentro de la rama, donde las tasas de regeneración son iguales (Meesters y Bak, 1995). Al no observar diferencias en supervivencia y crecimiento entre ápices y bases, se podrían obtener múltiples fragmentos a partir de la misma colonia donante y aumentar el rendimiento (Bowden-Kerby, 1997; Edwards y Clark, 1999; Epstein *et al.*, 2001).

A diferencia de lo encontrado por Raymundo (2001) para otro coral escleractíneo (*Porites attenuata*), en este estudio la época de siembra sí afectó el crecimiento de los trasplantes de *A. palmata*, ya que los fragmentos sembrados durante la época de lluvia perdieron más tejido que los trasplantados en la época seca. En cuanto al efecto

de la bahía de destino en el crecimiento, aún cuando no fue significativo, los trasplantes sembrados en la bahía de Chengue perdieron más tejido que los fragmentos que fueron sembrados en la bahía de Gayraca. Esta variación en el desempeño asociada a la bahía de destino coincide con lo hallado por Raymundo (2001) para *Porites attenuata* y puede deberse al cambio en las condiciones ambientales de cada bahía, tal como se mencionó anteriormente (Zea, 1994; Vega-Sequeda *et al.*, 2008).

Si bien en otros trabajos (Highsmith *et al.*, 1980; Rogers *et al.*, 1982; Bak, 1983; Bruckner y Bruckner, 2001) se registra una relación entre el tamaño (longitud y/o área de tejido vivo) inicial y la supervivencia o el crecimiento de *A. palmata*, en este estudio el área de tejido vivo inicial no influyó en el crecimiento (porcentaje de cambio del tejido vivo). Esto puede deberse a que se trabajó con fragmentos de menor tamaño. En este estudio el trasplante de menor área inicial (82 cm²) tenía 6,5 cm de largo y el de mayor área (792 cm²) tenía 18 cm de largo vs. los fragmentos entre 10 y 102 cm de largo de los trabajos mencionados. Es sabido que los organismos modulares destinan diferentes cantidades de energía y recursos para reproducción, algunas colonias grandes de algunas especies invierten más energía en reproducción que en crecimiento (Jackson y Hughes, 1985; Hughes y Connell, 1987). Si esto es así, los fragmentos más pequeños de *A. palmata* tendrían mayores posibilidades de sobrevivir, debido a que concentrarían sus recursos para crecer, aumentando su habilidad para fijarse al sustrato rápidamente (Bruckner y Bruckner, 2001). Es posible que entonces el tamaño inicial de los fragmentos de este estudio esté debajo de un umbral en el que la talla empieza a afectar significativamente el crecimiento.

Conclusiones y recomendaciones

Por el bajo porcentaje de desprendimiento de los fragmentos, se puede decir que la técnica utilizada es fácil, económica y efectiva. Considerando que las superficies de corte de las colonias donantes y los fragmentos se recuperan completamente durante los primeros cinco meses, y que el área de tejido vivo inicial no afectó el crecimiento, el método propuesto puede servir como una herramienta para estabilizar y potenciar la recuperación de fragmentos naturales (Bak, 1983; Jaap, 2000; Lirman, 2003; Forrester *et al.*, 2011).

Sin embargo, hay que buscar disminuir al máximo las fuentes de mortalidad de tejido, por ejemplo evitando sembrar sobre esqueletos que tengan esponjas excavadoras e intentando separar el fragmento del sustrato para que no tenga que competir durante

el período de recuperación, aunque esto implique que no se fijará al sustrato rápidamente. Alternativamente, se pueden sembrar de manera vertical mediante pegantes o bases de soporte para no sacrificar una de las caras de pólipos; como ya quedarían fijos, el tejido coralino podría comenzar a crecer hacia la base y recubrir el sustrato. Es importante también incluir acciones periódicas de limpieza y remoción de competidores alrededor del fragmento (Bruckner y Bruckner, 2001; Forrester *et al.*, 2011). Otra opción incluye una fase previa al trasplante que consiste en el cultivo de los fragmentos o colonias en guarderías (Rinkevich, 1995; Bowden-Kerby, 1997; Epstein *et al.*, 2001; Jaap y Hudson, 2001; Soong y Chen, 2003; Rinkevich, 2005; Shafir *et al.*, 2006; Levy *et al.*, 2010; Lirman *et al.*, 2010).

Se recomienda que las transferencias de fragmentos de *A. palmata* con objetivos de restauración se realicen preferiblemente en el mismo sitio o entre sitios de características similares (Rinkevich, 1995), en términos de dinámica, profundidad y transparencia para mantener las condiciones a las que los genets estén intrínsecamente adaptados. También, se recomienda sembrar a comienzos de la época seca, para evitar que el período de recuperación de los trasplantes coincida con la mayor dominancia de algas frondosas (Díaz-Pulido y Garzón-Ferreira, 2002; Rodríguez-Ramírez y Garzón-Ferreira, 2003) y con condiciones desfavorables de la calidad de agua durante la época de lluvia. Además, los esfuerzos con fines de restauración de arrecifes coralinos deberían realizarse conjuntamente con acciones tendientes a disminuir las fuentes de perturbación de los mismos, por ejemplo, desarrollándolas en áreas con una alta densidad de herbívoros que controlen la abundancia de macroalgas, que pueden ahogar a los corales (Rogers *et al.*, 1984).

Bibliografía

Aronson, R.B. y W.F. Precht. 2001. White-band disease and the changing face of Caribbean coral reefs. *Hydrobiology* 460: 25-38

Aronson, R., A. Bruckner, J. Moore, B. Precht y E. Weil. 2008. *Acropora palmata*. En: IUCN 2008. 2008 IUCN Red List of Threatened Species. <<http://www.iucnredlist.org/>>.

Bak, R.P.M. 1983. Neoplasia, regeneration and growth in the reef-building coral *Acropora palmata*. *Marine Biology* 77: 221-227

Bak, R.P.M. y M.S. Engel. 1979. Distribution, Abundance and Survival of Juvenile Hermatypic Corals (Scleractinia) and the Importance of Life History Strategies in the Parent Coral Community. *Marine Biology* 54: 341-352

Bak R.P.M. y S.R. Criens. 1981. Survival after fragmentation of colonies of *Madracis mirabilis*, *Acropora palmata* and *A. cervicornis* (Scleractinia) and the subsequent impact of a coral disease. Proceedings of the 4th International Coral Reef Symposium, Manila, 1981, Vol.2: 221-227

Baker, A.C., P.W. Glynn y B. Riegl. 2008. Climate change and coral reef bleaching: An ecological assessment of long-term impacts, recovery trends and future outlook. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 80: 435-471

Baums, I.B., M.W. Miller y M.E. Hellberg. 2006. Geographic variation in coral structure in a reef-building Caribbean coral, *Acropora palmata*. *Ecological Monographs* 76 (4): 503-519

Ben-Haim, Y., M. Zicherman-Keren y E. Rosenberg. 2003. Temperature-Regulated Bleaching and Lysis of the Coral *Pocillopora damicornis* by the Novel Pathogen *Vibrio coralliilyticus*. *Applied and Environmental Microbiology* 69 (7): 4236-4242

Bernal, G.; Poveda, G.; Roldán, P. y C. Andrade. 2006. Patrones de variabilidad de las temperaturas superficiales del mar en la Costa Caribe Colombiana. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias*. 30 (115): 195-208

Blanchon, P. y C.T. Perry. 2004. Taphonomic differentiation of *Acropora palmata* facies in cores from Campeche Bank Reefs, Gulf of México. *Sedimentology* 51: 53-76

Bowden-Kerby, A. 1997. Coral transplantation in sheltered habitats using unattached fragments and cultured colonies. Proceedings of the 8th International Coral Reef Symposium, Panamá, Vol. 2: 2063-2068

Bowden-Kerby, A. 2001. Low-tech coral reef restoration methods modelled after natural fragmentation processes. *Bulletin of Marine Science* 69 (2): 915-931

Brawley, S.H. y W.H. Adey. 1982. *Coralliophila abbreviata*: a significant corallivore! *Bulletin of Marine Science* 32 (2): 595-599

Bruckner, A.W. 2002. Proceedings of the Caribbean *Acropora* Workshop: Potential Application of the U.S. Endangered Species Act as a Conservation Strategy. NOAA Technical Memorandum NMFS-OPR-24, Silver Spring, MD 184 p.

Bruckner, A. W. y R. J. Bruckner. 2001. Condition of restored *Acropora palmata* fragments off Mona Island, Puerto Rico, 2 years after the *Fortuna Reefer* ship grounding. *Coral Reefs* 20: 235-243.

Cairns Jr., J. 2000. Setting ecological restoration goals for technical feasibility and scientific validity. *Ecological Engineering* 15: 171-180

Chaves-Fonnegra, A. y S. Zea. 2007. Observations on reef coral undermining by the Caribbean excavating sponge *Cliona delitrix* (Demospongiae, Hadromerida). *Porifera Research: Biodiversity, Innovation and Sustainability-2007*: 247-254

Choi, Y.D. 2004. Theories for ecological restoration in changing environment: Toward “futuristic” restoration. *Ecological Research* 19: 75-81

Clark, S. y A.J. Edwards. 1995. Coral transplantation as an aid to reef rehabilitation: evaluation of a case study in the Maldiv Islands. *Coral Reefs* 14: 201-213

Clewell, A.F. y J. Aronson. 2007. *Ecological Restoration. Principles, Values, and Structure of an Emerging Profession*. Island Press, Washington, 217 p.

Coles, S.L. y P.L. Jokiel. 1978. Synergistic Effects of Temperature, Salinity and Light on the Hermatypic Coral *Montipora verrucosa*. *Marine Biology* 49: 187 – 195

Comín, F.A. (Ed.) 2010. *Ecological restoration. A Global Challenge*. Cambridge University Press, Cambridge. 291 p.

Comín, F.A., J. Serra y J.A. Herrera. 2010. Uses, abuses and restoration of the coastal zone. Chapter 10. In: Comín, F.A. (Ed.). *Ecological restoration. A Global Challenge*. Cambridge University Press, Cambridge. 291 p.

Cooper, T.F., J.P. Gilmour y K.E. Fabricius. 2009. Bioindicators of changes in water quality on coral reefs: review and recommendations for monitoring programmes. *Coral Reefs* 28: 589-606

Crabbe, M.J.C. 2008. Climate change, global warming and coral reefs: Modelling the effects of temperature. *Computational Biology and Chemistry* 32: 311-314

Dennis, G.D. y T.J. Bright. 1988. The impact of a ship grounding on the reef fish assemblage at Molasses Reef, Key Largo National Marine Sanctuary, Florida. *Proceedings of the 6th International Coral Reef Symposium, Australia, Vol. 2, 213-218*

Díaz, J.M. 1990. Descripción del área de estudio. En: Díaz, J.M. (Ed.). *Estudio ecológico integrado de la zona costera de Santa Marta y Parque Nacional Natural Tayrona. Informe final. Instituto de Investigaciones Marinas de Punta de Betín "José Benito Vives d'Andreis". Santa Marta, 9-17 p.*

Díaz, J.M., L.M. Barrios, M.H. Cendales, J. Garzón-Ferreira, J. Geister, M. López-Victoria, G.H. Ospina, F. Parra-Velandia, J. Pinzón, B. Vargas-Angel, F.A. Zapata y S. Zea. 2000. *Áreas coralinas de Colombia. INVEMAR, Serie Publicaciones Especiales 5, Santa Marta, 176 p.*

Díaz-Pulido, G. y J. Garzón-Ferreira. 2002. Seasonality in algal assemblages on upwelling-influenced coral reefs in the Colombian Caribbean. *Botanica Marina* 45: 284-292.

Dizon, R.T. y H.T. Yap. 2006. Effects of coral transplantation in sites of varying distances and environmental conditions. *Marine Biology* 148: 933-943

Dustan, P. 1977. Vitality of Reef Coral Populations Off Key Largo, Florida: Recruitment and Mortality. *Environmental Geology* 2: 51-58

Dyke, F.V. 2003. *Conservation biology. Foundations, concepts, applications. Mc Graw Hill, New York. 413 p.*

Edwards A.J. y S. Clark. 1999. Coral Transplantation: A Useful Management Tool or Misguided Meddling? *Marine Pollution Bulletin* 37 (8-12): 474-487

Edwards, A., y E. Gomez. 2007. Reef Restoration Concepts and Guidelines: making sensible management choices in the face of uncertainty. *Coral Reef Targeted Research & Capacity Building for Management Programme: St Lucia, Australia, 38 p.*

Epstein, N., R.P.M. Bak y B. Rinkevich. 2001. Strategies for Gardening Denuded Coral Reef Areas: The Applicability of Using Different Types of Coral Material for Reef Restoration. *Restoration Ecology* 9 (4): 432-442

Falk, D.A., M.A. Palmer y J.B. Zedler (Eds.). 2006a. *Foundations of Restoration Ecology*. Island Press, Washington, 365 p.

Falk, D.A., C.M. Richards, A.M. Montalvo y E.E. Knapp. 2006b. Population and Ecological Genetics in Restoration Ecology. Chapter 2. In: Falk, D.A., M.A. Palmer y J.B. Zedler (Eds.). *Foundations of Restoration Ecology*. Island Press, Washington, 365 p.

Fong, P. y D. Lirman. 1995. Hurricanes Cause Population Expansion of the Branching Coral *Acropora palmata* (*Scleractinia*): Wound Healing and Growth Patterns of Asexual Recruits. *Marine Ecology* 16 (4): 317-335

Forrester, G.E., C. O'Connell-Rodwell, P. Baily, L.M. Forrester, S. Giovannini, L. Harmon, R. Karis, J. Krumholz, T. Rodwell y L. Jarecki. 2011. Evaluating Methods for Transplanting Endangered Elkhorn Corals in the Virgin Islands. *Restoration Ecology* 19 (3): 299-306

Franco, A. 2005. *Oceanografía de la ensenada de Gaira: El Rodadero, más que un centro turístico en el Caribe Colombiano*. Fundación Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano, Bogotá, 56 p.

García, R.P., E.M. Alvarado y A. Acosta. 1995. Regeneración de colonias y trasplante de fragmentos de *Acropora palmata* (Cnidaria: Scleractinia) en el Parque Nacional Natural Corales del Rosario, Caribe colombiano. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras* 24 (1): 5-21

García, R.P., E.M. Alvarado y A. Acosta. 1996. Crecimiento del coral *Acropora palmata* (Lamarck, 1886) en el Parque Nacional Natural Corales del Rosario, Caribe colombiano. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras* 25: 7-18

Garzón-Ferreira, J. y J.M. Díaz. 2003. The Caribbean coral reefs of Colombia: 275-301. En: Cortés, J. (Ed.). *Latin American Coral Reefs*. Elsevier Science B.V., Amsterdam, 497 p.

Garzón-Ferreira, J., D.L. Gil, L.M. Barrios y S. Zea. 2001. Stony coral diseases observed in Southwestern Caribbean reefs. *Hydrobiologia* 460: 65-69

Garzón-Ferreira, J., M. Moreno-Bonilla y J.M. Valderrama Vásquez. 2004. Condición actual de las formaciones coralinas de *Acropora palmata* y *A. cervicornis* en el Parque Nacional Natural Tayrona (Colombia). *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras* 33: 117-136

Gates, R.D. y P.J. Edmunds. 1999. The Physiological Mechanisms of Acclimatization in Tropical Reef Corals. *American Zoologist* 39: 30-43

Gil-Agudelo, D.L., R. Navas-Camacho, A. Rodríguez-Ramírez, M.C. Reyes-Nivia, S. Bejarano, J. Garzón-Ferreira y G.W. Smith. 2009. Enfermedades coralinas y su investigación en los arrecifes colombianos. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras* 38 (2): 189-224

Giraldo, A.M. 2007. Estado actual de los corales *Acropora cervicornis* (Lamarck, 1816), *Acropora palmata* (Lamarck, 1816) y *Diploria labyrinthiformis* (Linneaus, 1758) en el Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo. Tesis Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano, 102 p.

Gladfelter, E.H., R.K. Monahan y W.B. Gladfelter. 1978. Growth rates of five reef-building corals in the northeastern Caribbean. *Bulletin of Marine Science* 28 (4): 728-734

Gladfelter, W.B. 1982. White-Band disease in *Acropora palmata*: implications for the structure and growth of shallow reefs. *Bulletin of Marine Science* 32 (2): 639-643

Goreau, T.F. 1959. The Ecology of Jamaican Coral Reefs I. Species Composition and Zonation. *Ecology* 40 (1): 67-90

Gratwicke, B. y M.R. Speight. 2005. Effects of habitat complexity on Caribbean marine fish assemblages. *Marine Ecology Progress Series* 292: 301-310

Guzman, H.M. 1991. Restoration of Coral Reefs in Pacific Costa Rica. *Conservation Biology* 5 (2): 189-195

Hackney, C.T. 2000. Restoration of coastal habitats: expectation and reality. *Ecological Engineering* 15: 165-170

Highsmith, R. 1982. Reproduction by Fragmentation in Corals. *Marine Ecology-Progress Series* 7: 207-226

Highsmith, R. C., A. C. Riggs y C. M. D'Antonio. 1980. Survival of Hurricane-Generated Coral Fragments and a Disturbance Model of Reef Calcification/Growth Rates. *Oecologia* 46 (3): 322-329

Hughes, T.P. 1994. Catastrophes, Phase Shifts, and Large-Scale Degradation of a Caribbean Coral Reef. *Science* 265 (5178): 1547-1551

Hughes, T.P. y J.H. Connell. 1987. Population Dynamics Based on Size or Age? A Reef-Coral Analysis. *The American Naturalist* 129 (6): 818-829

Hughes, T.P., D. Ayre y J.H. Connell. 1992. The Evolutionary Ecology of Corals. *TREE* 7 (9): 292-295

IDEAM - Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales. 2011. Boletín informativo sobre el monitoreo del fenómeno de "La Niña", 7 p. <http://www.ideam.gov.co>

Jaap, W.C. 2000. Coral reef restoration. *Ecological Engineering* 15: 345-364

Jaap, W.C. y J.H. Hudson. 2001. Coral reef restoration following anthropogenic disturbances. *Bulletin of Marine Science* 69 (2): 333

Jackson, J.B.C. 1992. Pleistocene Perspectives on Coral Reef Community Structure. *American Zoologist* 32 (6): 719-731

Jackson, J.B.C. y T.P. Hughes. 1985. Adaptive strategies of coral-reef invertebrates. *American Scientist* 73: 265-273

Jackson, J.B.C., M.X. Kirby, W.H. Berger, K.A. Bjorndal, L.W. Botsford, B.J. Bourque, R.H. Bradbury, R. Cooke, J. Erlandson, J.A. Estes, T.P. Hughes, S. Kidwell, C.B. Lange, H.S. Lenihan, J.M. Pandolfi, C.H. Peterson, R.S. Steneck, M.J. Tegner y R.R.

Warner. 2001. Ecology Through Time. Review. Historical Overfishing and the Recent Collapse of Coastal Ecosystems. *Science* 293: 629-638

Jones, R. J., J. Bowyer, O. Hoegh-Guldberg y L. L. Blackall. 2004. Dynamics of a temperature-related coral disease outbreak. *Marine Ecology Progress Series* 281: 63-77

Jordan, W.R. 1997. Ecological Restoration and the Conservation of Biodiversity. En: Reaka-Kudla, M.L., D.E. Wilson y E.O. Wilson (Eds.). *Biodiversity II. Understanding and Protecting Our Biological Resources*. Joseph Henry Press, Washington D.C., 371-387 p.

Jordán-Dahlgreen, E. 1992. Recolonization patterns of *Acropora palmata* in a marginal environment. *Bulletin of Marine Science* 51 (1): 104-117

Kojis, B.L. y N.J. Quinn. 2001. The importance of regional differences in hard coral recruitment rates for determining the need for coral restoration. *Bulletin of Marine Science* 69 (2): 967-974

Levy, G., L. Shaish, A. Haim y B. Rinkevich. 2010. Mid-water rope nursery – Testing design and performance of a novel reef restoration instrument. *Ecological Engineering* 36: 560-569

Lindahl, U. 2003. Coral reef rehabilitation through transplantation of staghorn corals: effects of artificial stabilization and mechanical damages. *Coral Reefs* 22: 217-223

Lirman, D. 2000a. Fragmentation in the branching coral *Acropora palmata* (Lamarck): growth, survivorship, and reproduction of colonies and fragments. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 251: 41-57

Lirman, D. 2000b. Lesion regeneration in the branching coral *Acropora palmata*: effects of colonization, colony size, lesion size, and lesion shape. *Marine Ecology Progress Series* 197: 209-215

Lirman, D. 2003. A simulation model of the population dynamics of the branching coral *Acropora palmata*. Effects of storm intensity and frequency. *Ecological Modelling* 161: 169-182

Lirman, D y P. Fong. 1997. Patterns of Damage to the Branching Coral *Acropora palmata* Following Hurricane Andrew: Damage and Survivorship of Hurricane-Generated Asexual Recruits. *Journal of Coastal Research* 13 (1): 67-72

Lirman, D. y M.W. Miller. 2003. Modeling and Monitoring Tools to Assess Recovery Status and Convergence Rates between Restored an Undisturbed Coral Reef Habitats. *Restoration Ecology* 11 (4): 448-456

Lirman, D., T. Thyberg, J. Herlan, C. Hill, C. Young-Lahiff, S. Schopmeyer, B. Huntington, R. Santos y C. Drury. 2010. Propagation of the threatened staghorn coral *Acropora cervicornis*: methods to minimize the impacts of fragment collection and maximize production. *Coral Reefs* 29: 729-735

López-Victoria, M., S. Zea y E. Weil. 2004. New aspects on the biology of the encrusting excavating sponges *Cliona aprica*, *Cliona caribbaea* and *Cliona* sp. *Boll. Mus. Ist. Biol. Univ. Genova* 68: 425-432

López-Victoria, M., S. Zea y E. Weil. 2006. Competition for space between encrusting excavating Caribbean sponges and other coral reef organisms. *Marine Ecology Progress Series* 312: 113-121

Márquez, J.C. y J.M. Díaz. 2005. Interacciones entre corales y macroalgas: dependencia de las especies involucradas. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras* 34: 227-242

McCook, L.J., J. Jompa y G. Diaz-Pulido. 2001. Competition between corals and algae on coral reefs: a review of evidence and mechanisms. *Coral Reefs* 19: 400-417

Meesters, E.H. y R.P.M. Bak. 1995. Age-related deterioration of a physiological function in the branching coral *Acropora palmata*. *Marine Ecology Progress Series* 121: 203-209

Meffe, G.K. y C.R. Carroll (Eds.). 1997. *Principles of conservation biology*. Second Edition. Sinauer Associates INC. Massachusetts, 729 p.

Miller, M.W., A.S. Bourque y J.A Bohnsack. 2002. An analysis of the loss of acroporid corals at Looe Key, Florida, USA: 1983-2000. *Coral Reefs* 21: 179-182

Moberg, F., y C. Folke. 1999. Ecological goods and services of coral reef ecosystems. *Ecological Economics* 29: 215–233

Muñoz-Chagín, R.F. 1997. Coral transplantation program in the Paraiso coral reef, Cozumel Island, México. En: Lessios H.A. y I.G. MacIntyre (Eds). Proc 8th International Coral Reef Symposium, Panamá, Vol. 2, 2075-2078

Nugues, M.M. y C.M. Roberts. 2003. Partial mortality in massive reef corals as an indicator of sediment stress on coral reefs. *Marine Pollution Bulletin* 46: 314–323.

Okubo N., H. Taniguchi y T. Motokawa. 2005. Successful methods for transplanting fragments of *Acropora formosa* and *Acropora hyacinthus*. *Coral Reefs* 24: 333-342

Omori M. y S. Fujiwara. 2004. Manual for restoration and remediation of coral reefs. Global Environment Research Fund of the Ministry of the Environment. Nature Conservation Bureau. Ministry of Environment, Japan. 90 p.

Pratt, J.R. 1994. Artificial habitats and ecosystem restoration: managing for the future. *Bulletin of Marine Science* 55 (2-3): 268-275

Precht, W.F., A.W. Bruckner, R.B. Aronson y R.J. Bruckner. 2002. Endangered acroporid corals of the Caribbean. *Coral Reefs* 21: 41-42

Ramírez, G. 1990. Evaluación de parámetros hidrográficos y su relación con la surgencia en las aguas costeras. En: Díaz, J.M. (Ed.). Estudio ecológico integrado de la zona costera de Santa Marta y Parque Nacional Natural Tayrona. Informe final. Instituto de Investigaciones Marinas de Punta de Betín “José Benito Vives d’Andreis”. Santa Marta, 18-78 p.

Raymundo, L.J. 2001. Mediation of growth by conspecific neighbors and the effect of site in transplanted fragments of the coral *Porites attenuata* Nemenzo in the central Philippines. *Coral Reefs* 20: 263-272

Reyes, J., N. Santodomingo y P Lattig-Matiz. *Acropora palmata*, 48-50. En N. Reyes, G. R. Navas, y J. Reyes (Eds.). 2002. Libro rojo de los invertebrados marinos de Colombia. INVEMAR. Ministerio del Medio Ambiente, Bogotá, Colombia.

Rinkevich, B. 1995. Restoration Strategies for Coral Reefs Damaged by Recreational Activities: The Use of Sexual and Asexual Recruits. *Restoration Ecology* 3 (4): 241-251

Rinkevich, B. 2000. Steps towards the evaluation of coral reef restoration by using small branch fragments. *Marine Biology* 136: 807-812

Rinkevich, B. 2005. Conservation of Coral Reefs through Active Restoration Measures: Recent Approaches and Last Decade Progress. *Environmental Science and Technology* 39: 4333-4342

Rinkevich, B. 2008. Management of coral reefs: We have gone wrong when neglecting active reef restoration. *Marine Pollution Bulletin* 56: 1821-1824

Rodríguez, D. 2007. Composición y estructura de las comunidades bentónicas asociadas a la unidad ecológica de *Acropora palmata* y *Acropora cervicornis* Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo (PNNCRSB) Cartagena Colombia. Tesis Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano, 93 p.

Rodríguez-Ramírez, A. y J. Garzón-Ferreira. 2003. Monitoreo de arrecifes coralinos, pastos marinos y manglares en la bahía de Chengue (Caribe colombiano): 1993-1999. INVEMAR, Serie de Publicaciones Especiales 8, Santa Marta, 170 p.

Rodríguez-Ramírez, A., C. Bastidas, J. Cortés, H. Guzmán, Z. Leão, J. Garzón-Ferreira, R. Kikuchi, B. Padovani, J.J. Alvarado, C. Jiménez, A. Fonseca, E. Salas, J. Nivia, C. Fernández, S. Rodríguez, D. Debrot, A. Cróquer, D. Gil, D.I. Gómez, R. Navas-Camacho, M.C. Reyes-Nivia, A. Acosta, E. Alvarado, V. Pizarro, A. Sanjuan, P. Herrón, F. Zapata, S. Zea, M. López-Victoria y J.A. Sánchez. 2008a. En: Wilkinson, C. (Ed). Status of coral reefs of the world: 2008. Global Coral Reef Monitoring Network and Reef and Rainforest Research Centre, Townsville, Australia, 298 p.

Rodríguez-Ramírez, A., C. Bastidas, S. Rodríguez, Z. Leão, R. Kikuchi, M. Oliveira, D. Gil, J. Garzón-Ferreira, M.C. Reyes-Nivia, R. Navas-Camacho, N. Santodomingo, G. Díaz-Pulido, D. Venera-Ponton, L. Florez-Leiva, A. Rangel-Campo, C. Orozco, J.C. Márquez, S. Zea, M. López-Victoria, J.A. Sánchez y M.C. Hurtado. 2008b. The effects of coral bleaching in the Southern Tropical America: Brazil, Colombia, and Venezuela. 105-114. En: Wilkinson, C y D. Souter (Eds.). Status of Caribbean Coral Reefs after

Bleaching and Hurricanes in 2005. Global Coral Reef Monitoring Network, and Reef and Rainforest Research Centre, Townsville. 152 p.

Rodríguez-Ramírez, A., M.C. Reyes-Nivia, S. Zea, R. Navas-Camacho, J. Garzón-Ferreira, S. Bejarano, P. Herrón y C. Orozco. 2010. Recent dynamics and condition of coral reefs in the Colombian Caribbean. *Revista de Biología Tropical (Int. J. Trop. Biol.)* 58 (1): 107-131

Rogers, C. S., T. H. Suchanek y F. A. Pecora. 1982. Effects of Hurricanes David and Frederic (1979) on shallow *Acropora palmata* reef communities: St. Croix, U.S. Virgin Islands. *Bulletin of Marine Science* 32 (2): 532-548

Rogers, C.S, H.C. Fitz III, M. Gilnak, J. Beets y J. Hardin. 1984. Scleractinian Coral Recruitment Patterns at Salt River Submarine Canyon, St. Croix, U.S. Virgin Islands. *Coral Reefs* 3: 69-76

Roy, R.E. 2004. Akumal's reefs: Stony coral communities along the developing Mexican Caribbean coastline. *Revista de Biología Tropical (Int. J. Trop. Biol.)* 52 (4): 869-881

Rützler, K. 2002. Impact of Crustose Clionid Sponges on Caribbean Reef Corals. *Acta Geologica Hispanica* 37 (1): 61-72

Santodomingo, N., A. Rodríguez-Ramírez y J. Garzón-Ferreira. 2002. Territorios del pez *Stegastes planifrons* en formaciones coralinas del Parque Nacional Natural Tayrona, Caribe colombiano: un panorama general. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras* 31: 65-84

Sarmiento, A. 2010. Composición de la comunidad arrecifal somera dentro y fuera del área marina protegida Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo, Caribe colombiano. Tesis Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano, 73 p.

Shafir, S., J. Van Rijn y B. Rinkevich. 2006. A mid-water coral nursery. *Proceedings of the 10th International Coral Reef Symposium, Japón, 1674-1679*

Shinn, E.A. 1966. Coral Growth-Rate, an Environmental Indicator. *Journal of Paleontology* 40 (2): 233-240

Smith, L.D. y T.P. Hughes. 1999. An experimental assessment of survival, re-attachment and fecundity of coral fragments. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 235: 147-164

Society for Ecological Restoration (SER) International, Grupo de trabajo sobre ciencia y políticas. 2004. Principios de SER International sobre la restauración ecológica. Washington D.C., 15 p.

Sokal, R.R. y F.J. Rohlf. 1981. *Biometry: the principles and practice of statistics in biological research*. W.H. Freeman, San Francisco, 776 p.

Soong K. y T. Chen. 2003. Coral Transplantation: Regeneration and Growth of *Acropora* Fragments in a Nursery. *Restoration Ecology* 11 (1): 62-71

Sutherland, K.P. y K. Ritchie. 2004. White Pox Disease of the Caribbean Elkhorn Coral, *Acropora palmata*. In: E. Rosemberg and Y. Loya (Eds). *Coral Health and Disease*. Springer-Verlag Berlin Heidelberg, 300 p.

Vargas, O. (Ed.). 2007. Guía metodológica para la RESTAURACIÓN ECOLÓGICA del bosque altoandino. Universidad Nacional de Colombia, Bogotá, 190 p.

Vega-Sequeda, J., Rodríguez-Ramírez, A., Reyes-Nivia, M.C. 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

Venera-Ponton, D.E., G. Diaz-Pulido, L.J. McCook y A. Rangel-Campo. 2011. Macroalgae reduce growth of juvenile corals but protect them from parrotfish damage. *Marine Ecology Progress Series* 421: 109-115

Weil, E., E.A Hernández-Delgado, A. Bruckner, A.L. Ortiz, M. Nemeth, y H. Ruiz. 2002. Distribution and status of acroporid populations in Puerto Rico. 67-94. En: A.W. Bruckner (Ed). *Proceedings of the Caribbean Acropora Workshop: potential application of the U.S. endangered species act as a conservation strategy*. University of Miami. Miami. 184p

Werding, B. y H. Erhardt. 1976. Los corales (Anthozoa e Hidrozoa) de la bahía Chengue en el Parque Nacional “Tairona” (Colombia). Mitt. Inst. Colombo-Alemán Invest. Cient. 8: 45-47

Yap, H.T. y E.D. Gomez. 1985. Growth of *Acropora pulcra*. III. Preliminary observations on the effects of transplantation and sediment on the growth and survival of transplants. Marine Biology 87: 203-209

Young, T.P. 2000. Restoration ecology and conservation biology. Biological Conservation 92: 73-83

Zalabata, L. 2011. Nuestra tierra, en la tradición arhuaca. Consultado en 25/01/2012 <http://www.lamochilaarhuaca.com/2011/08/31/koll/>

Zea, S. 1994. Patterns of coral and sponge abundance in stressed coral reefs at Santa Marta, Colombian Caribbean 257-264. En: van Soest, R.W.M., T.M.G. van Kempen y J. Braekman (Eds.). Sponges in Time and Space. Biology, Chemistry, Paleontology. Proceedings of the 4th International Porifera Congress, Amsterdam, Netherlands, 19-23 April 1993.