

**SOBREVIVENCIA, CRECIMIENTO, SALUD Y RECLUTAMIENTO DE *Acropora palmata* (Lamarck, 1816) Y *Acropora cervicornis* (Lamarck, 1816) EN EL PARQUE NACIONAL NATURAL TAYRONA (PNNT) Y EN EL PARQUE NACIONAL NATURAL CORALES DEL ROSARIO Y SAN BERNARDO (PNNCRSB)**

**IVONNE GALVIS GALINDO  
BIBIANA MOLINA TINJACÁ**

**UNIVERSIDAD JORGE TADEO LOZANO  
FACULTAD DE BIOLOGÍA MARINA  
SANTA MARTA, COLOMBIA  
2006**

**SOBREVIVENCIA, CRECIMIENTO, SALUD Y RECLUTAMIENTO DE *Acropora palmata* (Lamarck, 1816) Y *Acropora cervicornis* (Lamarck, 1816) EN EL PARQUE NACIONAL NATURAL TAYRONA (PNNT) Y EN EL PARQUE NACIONAL NATURAL CORALES DEL ROSARIO Y SAN BERNARDO (PNNCRSB)**

**IVONNE GALVIS GALINDO  
BIBIANA MOLINA TINJACÁ**

**Trabajo de grado para  
optar al título de Biólogo Marino**

**Director  
ADOLFO SANJUAN MUÑOZ  
Biólogo Marino M. Sc.**

**UNIVERSIDAD JORGE TADEO LOZANO  
FACULTAD DE BIOLOGÍA MARINA  
SANTA MARTA, COLOMBIA  
2006**

Nota de aceptación

---

---

---

---

---

---

---

Firma del presidente del jurado

---

Firma del jurado

---

Firma del jurado

Ciudad y fecha (día, mes y año)

## **AGRADECIMIENTOS**

A Dios por habernos dado la posibilidad de culminar exitosamente nuestra carrera, y por estar junto a nosotras en todo momento.

A nuestros padres por su apoyo incondicional, comprensión y sobretodo paciencia.

A nuestro director de trabajo de grado Adolfo Sanjuan Muñoz porque sin su orientación, sabiduría, buenos consejos y confianza no hubiera sido posible la realización de este sueño.

A las niñas (Lina, Carito y Deisy) por sus palabras y apoyo durante la carrera, en momentos de felicidad y de tristeza, donde fueron mas que simples compañeras creando una muy bonita amistad.

A Vene y Yuly quienes nos acompañaron y ayudaron en momentos difíciles y sintieron junto a nosotras el verdadero trabajo de campo.

A Alejandro Ochoa, por su valiosa ayuda y dedicación con la presentación y sobre todo paciencia.

A todos aquellos que durante este largo proceso hicieron posible la realización y culminación de este sueño.

A la marea por regalarnos tantos triunfos, alegrías y buenos momentos vividos... los queremos mucho.

A Charlie por su valiosa colaboración y por sus palabras de aliento en los momentos que creíamos desfallecer.

A Paulo Tigreros y a Diana Vargas Rodríguez, por sus valiosos comentarios y aportes para la realización de este trabajo.

A los pescadores de ASOPLAM por su apoyo logístico y acogida, nos hicieron sentir como en casa, personas que de verdad llevamos en el corazón por todo lo que hicieron por nosotras.

A Roberto, Beatriz, don Ramiro, don Juan y a los lancheros de Media Naranja en Islas del Rosario por acogernos y mes tras mes estar pendientes de nosotras y cuidarnos.

A mis tías, tíos y primos por su apoyo constante y aliento en todo momento, gracias, esto también es para ustedes. A mis amiguitas, Myriam, Johanna y Liliana, por su valiosa amistad estos 10 años, gracias por el apoyo incondicional, compañía y buenos deseos, las quiero mucho (Ivonne).

## **DEDICATORIA**

A mis papitos y hermanos, por toda su paciencia y esfuerzo para ayudarme a cumplir este reto y sobre todo este sueño. Gracias por confiar siempre en mí y por sus palabras de apoyo en todo momento, sin ustedes, no sería lo que soy ahora.

Los amo mucho.

**Bibiana Molina**

A los mejores padres que un hijo pudiera desear Gilma y Demetrio, los amo demasiado, gracias por todo, me honra ser su hija.

A mi malo porque de sus vivencias aprendí y lo sigo haciendo, gracias por enseñarme a tener sentido del humor frente a la vida, te amo mucho.

A mi tía Martha (mi segunda mamá), por su guía, consejos, compañía, apoyo, enseñanzas y amor, te amo titis y a mi tío Memo por enseñarme a vivir con humor y a plenitud y dejarme como el más grande legado su manera de afrontar la vida, te amare por siempre.

**Ivonne Galvis**

## TABLA DE CONTENIDO

<b>1</b>	<b>INTRODUCCIÓN</b>	<b>13</b>
<b>2</b>	<b>ÁREA DE ESTUDIO</b>	<b>19</b>
<b>2.1</b>	<b>PARQUE NACIONAL NATURAL TAYRONA (PNNT)</b>	<b>19</b>
2.1.1	Playa del Pozo	20
2.1.2	Playa del Muerto	21
2.1.3	Bahía de Cinto	21
<b>2.2</b>	<b>PARQUE NACIONAL NATURAL CORALES DEL ROSARIO Y SAN BERNARDO (PNNCRSB)</b>	<b>22</b>
2.2.1	Caño Ratón*	23
2.2.2	Tres en Uno*	24
<b>3</b>	<b>METODOLOGÍA</b>	<b>25</b>
<b>3.1</b>	<b>FASE PRELIMINAR</b>	<b>25</b>
<b>3.2</b>	<b>FASE DE CAMPO</b>	<b>25</b>
3.2.1	Sobrevivencia	26
3.2.2	Crecimiento	27
3.2.3	Estado de salud	28
3.2.4	Reclutamiento	28
<b>3.3</b>	<b>FASE DE GABINETE</b>	<b>29</b>
<b>4</b>	<b>RESULTADOS</b>	<b>33</b>
<b>4.1</b>	<b>SOBREVIVENCIA DE COLONIAS Y RAMAS</b>	<b>33</b>
4.1.1	<i>Acropora cervicornis</i>	33
4.1.2	<i>Acropora palmata</i>	34
<b>4.2</b>	<b>TAMAÑO DE LAS COLONIAS</b>	<b>35</b>
4.2.1	<i>Acropora cervicornis</i>	35
4.2.2	<i>Acropora palmata</i>	36
<b>4.3</b>	<b>CRECIMIENTO DE LAS RAMAS</b>	<b>36</b>
4.3.1	<i>Acropora cervicornis</i>	36
4.3.2	<i>Acropora palmata</i>	40

<b>4.4</b>	<b>ESTADO DE SALUD</b>	<b>42</b>
4.4.1	<i>Acropora cervicornis</i>	42
4.4.2	<i>Acropora palmata</i>	45
<b>4.5</b>	<b>RECLUTAMIENTO</b>	<b>48</b>
4.5.1	<i>Acropora cervicornis</i>	48
4.5.2	<i>Acropora palmata</i>	49
<b>5</b>	<b>DISCUSIÓN DE RESULTADOS</b>	<b>50</b>
<b>5.1</b>	<b>SOBREVIVENCIA DE COLONIAS Y RAMAS</b>	<b>50</b>
5.1.1	<i>Acropora cervicornis</i>	50
5.1.2	<i>Acropora palmata</i>	51
<b>5.2</b>	<b>CRECIMIENTO DE LAS RAMAS</b>	<b>51</b>
5.2.1	<i>Acropora cervicornis</i>	52
5.2.2	<i>Acropora palmata</i>	54
<b>5.3</b>	<b>ESTADO DE SALUD</b>	<b>56</b>
5.3.1	<i>Acropora cervicornis</i>	56
5.3.2	<i>Acropora palmata</i>	61
<b>5.4</b>	<b>RECLUTAMIENTO</b>	<b>68</b>
5.4.1	<i>Acropora cervicornis</i>	68
5.4.2	<i>Acropora palmata</i>	69
<b>6</b>	<b>CONCLUSIONES</b>	<b>71</b>
<b>7</b>	<b>RECOMENDACIONES</b>	<b>73</b>
<b>8</b>	<b>BIBLIOGRAFÍA</b>	<b>74</b>
<b>9</b>	<b>ANEXOS</b>	<b>85</b>



## TABLA DE FIGURAS

Figura 1. Parque Nacional Natural Tayrona. _____	20
Figura 2. Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo. _____	23
Figura 3. Marca de la rama con rotulo de acrílico (azul) y alambre. _____	26
Figura 4. Medición de una rama de <i>A. cervicornis</i> en Playa del Pozo. _____	27
Figura 5. Medición de una rama de <i>A. palmata</i> en Bahía de Cinto. _____	28
Figura 6. Material de referencia con el que se delimitó la parcela para evaluar reclutamiento. _____	29
Figura 7. Colonia de <i>A. cervicornis</i> que muestra ramas blanqueadas en el PNNCRSB. _____	33
Figura 8. Colonia de <i>A. cervicornis</i> que muestra ramas invadidas por algas en el PNNCRSB, después de un evento de blanqueamiento. _____	34
Figura 9. Colonias de <i>A. palmata</i> , después de un evento de blanqueamiento en el PNNCRSB. _____	34
Figura 10. Colonia de <i>A. palmata</i> colonizada por algas filamentosas en el PNNCRSB, después del evento de blanqueamiento. _____	35
Figura 11. Incremento promedio de <i>A. cervicornis</i> en cada periodo de muestreo con su respectivo error estándar. _____	37
Figura 12. Crecimiento promedio de las colonias de <i>A. cervicornis</i> durante los cinco meses de muestreo con su respectivo error estándar. _____	39
Figura 13. Incremento promedio de las ramas de <i>A. palmata</i> en cada periodo muestreo con su respectivo estándar. _____	40
Figura 14. Crecimiento promedio de <i>A. palmata</i> durante los cinco meses de muestreo con su respectivo estándar. _____	42
Figura 15. Porcentaje de las condiciones de deterioro encontradas en las colonias monitoreadas de <i>A. cervicornis</i> . _____	43
Figura 16. Colonia de <i>A. cervicornis</i> con anomalías esqueléticas en Playa del Pozo. _____	44
Figura 17. Porcentaje de las condiciones de deterioro encontradas en las colonias monitoreadas de <i>A. palmata</i> . _____	46
Figura 18. Anomalías esqueléticas en colonias de <i>A. palmata</i> de Playa del Muerto y Bahía de Cinto. _____	47
Figura 19. <i>Stegastes</i> spp. en colonia de <i>A. palmata</i> en Playa del Muerto. _____	48

Figura 20. Reclutamiento de colonias de <i>A. cervicornis</i> y <i>A. palmata</i> durante los meses de muestreo. _____	49
Figura 21. Base de <i>A. cervicornis</i> invadida por algas en Playa del Pozo. _____	50
Figura 22. Colonia de <i>A. cervicornis</i> en Caño Ratón invadida por la esponja <i>Desmapsamma anchorata</i> . _____	57
Figura 23. Ramas de <i>A. cervicornis</i> con anomalías esqueléticas en Playa del Pozo. _____	59
Figura 24. <i>Stegastes</i> spp. en colonia de <i>A. cervicornis</i> en Playa de Pozo. _____	60
Figura 25. Cangrejo ermitaño en colonia de <i>A. palmata</i> en Playa del Muerto. _____	62
Figura 26. Colonia de <i>A. palmata</i> con mortalidad reciente en Bahía de Cinto. _____	62
Figura 27. Colonia de <i>A. palmata</i> con anomalías esqueléticas en Playa del Muerto. _____	64
Figura 28. Rótulos cubiertos por tejido coralino en colonias de <i>A. palmata</i> _____	65
Figura 29. Secuencia de colonias de <i>A. palmata</i> antes, durante y después de un evento de blanqueamiento en el PNNCRSB. _____	67

## TABLAS

Tabla 1. Número de ramas vivas durante los meses de muestreo. _____	35
Tabla 2. Tamaño de las colonias de <i>A. cervicornis</i> y <i>A. palmata</i> (m <sup>2</sup> ), _____	36
Tabla 3. Incremento promedio mensual de las ramas <i>A. cervicornis</i> . _____	38
Tabla 4. Incremento promedio mensual de las ramas de <i>A. palmata</i> . _____	41
Tabla 5. Comparación del número de reclutas encontrados en cada una de las estaciones. _____	49
Tabla 6. Comparación de tasas de crecimiento de <i>A. cervicornis</i> . _____	52
Tabla 7. Comparación de las tasas de crecimiento de <i>A. palmata</i> _____	54

## Resumen

En el Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo (PNNCRSB) y en el Parque Nacional Natural Tayrona (PNNT), se llevó a cabo un estudio sobre sobrevivencia, crecimiento, salud y reclutamiento de los corales ramificados *Acropora cervicornis* (cacho de venado) y *Acropora palmata* (cuerno de alce) durante seis meses (enero a julio de 2005). Las estaciones de Tres en Uno y Caño Ratón pertenecen al PNNCRSB y las estaciones de Playa del Muerto, Playa del Pozo, y Bahía de Cinto (donde se muestreó tanto *A. cervicornis* como *A. palmata*) al PNNT. Se trabajó con un total de 236 ramas de las cuales 116 corresponden a *A. cervicornis* y 120 a *A. palmata*. La sobrevivencia en el PNNCRSB se vio afectada por un evento de blanqueamiento presentado a finales de mayo, como consecuencia de las altas temperaturas presentadas en la zona en este momento (hasta 32,75 °C), lo que llevó a la muerte del 100% de las ramas muestreadas para *A. palmata* y del 54% para *A. cervicornis* en dicho Parque. Para el PNNT, la mayor sobrevivencia de *A. palmata* se presentó en la estación de Playa del Muerto con el 100% de permanencia de las ramas durante el periodo de muestreo; y de *A. cervicornis* fue en la estación de Playa del Pozo con el 90%.

Para el crecimiento se usó la técnica de medida manual directa, encontrando promedios para *A. cervicornis* de  $0,61 \pm 0,04$  y  $0,75 \pm 0,04$  cm/mes en el PNNCRSB y PNNT respectivamente y para *A. palmata* de  $0,46 \pm 0,02$  y  $0,56 \pm 0,03$  cm/mes para el PNNT y PNNCRSB respectivamente.

Al evaluar el estado de salud, dentro de las condiciones de deterioro se observaron agentes de deterioro como: agresión por peces del género *Stegastes*, cangrejos y la invasión por algas y esponjas, y signos de deterioro tales como anomalías esqueléticas, mortalidad (reciente y parcial Tipo I) y blanqueamiento. En cuanto a las condiciones de deterioro, en las colonias del cacho de venado se observó variabilidad espacial mientras que temporalmente solo se observó variabilidad en Caño Ratón. En las colonias del cuerno de alce espacialmente la proporción de condiciones fue similar pero temporalmente presentaron variabilidad en Tres en Uno. Es de destacar que, de manera más específica, las anomalías esqueléticas de las colonias de *A. cervicornis* no presentaron variabilidad en el tiempo de muestreo, contrario a lo encontrado en las colonias de *A. palmata*. Los peces del género *Stegastes*, no evidenciaron interferir en el crecimiento de las colonias de los Acropóridos, y su abundancia fue menor en el PNNT que en el PNNCRSB, así como en colonias de *A. cervicornis* respecto a las de *A. palmata*.

Finalmente, al evaluar el reclutamiento entre estaciones, se obtuvo el mayor valor en Playa del Muerto para *A. palmata* con el 20,0% y en Playa del Pozo para *A. cervicornis* con 19,2 %, por el sustrato y abundancia de colonias que dichas estaciones presentan.

**Palabras clave:** *Acropora palmata*, *Acropora cervicornis*, crecimiento, condiciones de deterioro, sobrevivencia, reclutamiento.

## 1 INTRODUCCIÓN

Los arrecifes coralinos constituyen uno de los ecosistemas más importantes del planeta por su diversidad y productividad biológica, y a la vez se destacan por ser uno de los más frágiles. Debido a que las amenazas que se presentan sobre ellos tienden a ser cada día más fuertes, afectándolos significativamente, en algunas regiones se les considera en peligro de extinción local (Prah1 & Erhardt 1985; Garzón–Ferreira, 1997; Díaz *et al.*, 2000).

Los corales escleractíneos constructores de arrecifes, como *Acropora palmata* (cuerno de alce) y *Acropora cervicornis* (cacho de venado), corales muestreados en el presente estudio, son de gran importancia en el arrecife. *A. palmata* por su parte, es una especie coralina importante en la cresta arrecifal, ya que tiene la capacidad de reducir la energía entrante de las olas, ofreciendo una protección considerable a las costas. La pérdida de dicha especie puede afectar negativamente manglares y praderas de fanerógamas marinas, ecosistemas que dependen de las aguas calmadas que se generan por estas barreras de coral. Así mismo, *A. cervicornis* es una especie muy llamativa, lo que la cataloga como un coral con valor económico y recreativo, además de sustentar comunidades biológicas con valor ecológico (Bruckner, 2004).

El ecosistema de arrecife coralino debido a su elevada importancia biológica y ecológica ha despertado interés en cuanto a estudios de caracterización y estructura de comunidades (Garzón – Ferreira, 1997). Disturbios a pequeña escala como la erosión física, la bioerosión y la degradación arrecifal, han sido catalogados de gran importancia en el mantenimiento de la diversidad de especies del arrecife (Conell, 1978 En: Hutchings, 1986), sin embargo, a gran escala y magnificada por el desequilibrio en los arrecifes producto de eventos naturales o antrópicos, propicia cambios sustanciales y nocivos en éste. Edinger *et al.* (1998 En: Knowlton, 2001), documentaron pérdidas en la diversidad de especies de coral

## Introducción

entre el 30% y 60% en el Caribe, por actividades de degradación humana, con un 25% de pérdida en la diversidad genética en los últimos 15 años. En los Cayos de la Florida, se han reportado pérdidas del 87% o más. En otros arrecifes coralinos, la pérdida de acropóridos es acompañada por un cambio aparentemente ecológico de sustrato coralino a sustrato algal (Hughes, 1994).

La enfermedad de la Banda Blanca afectó los corales escleractíneos del Caribe desde finales de los 70's (Antonius, 1988; Bythell & Sheppard, 1993 En: Sutherland, 2004). Dicha enfermedad ha sido implicada como la principal causa de la mortalidad en masa de *A. cervicornis* y *A. palmata* ocurridas en los 80's y los 90's en el Caribe (Gladfelter 1982, Bythell & Sheppard 1993, Aronson & Precht, 2001, Aronson *et al.*, 2002), lo que trajo como consecuencia la mortalidad presentada en el Caribe colombiano, (Moreno-Bonilla & Valderrama, 2002). Por tal motivo, en el PNNT se han reportado mortalidades del 60% para *A. cervicornis* y 80% para *A. palmata* (Moreno-Bonilla & Valderrama, 2002). En el PNNCRSB las poblaciones de *Acropora* spp., han tenido mortalidades cercanas al 90%, no alcanzando el 5% de la cobertura media relativa de coral vivo (García *et al.*, 1996).

A pesar de conocer la total importancia que representan estas especies para el arrecife, el hombre no ha tomado conciencia de ello, por lo cual lo ha impactado continuamente de varias maneras (Lesser, 2004), en el PNNCRSB por sobrepesca y sedimentación y en el PNNT por desechos urbanos, pesca ilegal con explosivos, actividades de desarrollo urbano y portuario, actividades náuticas y asociadas con el turismo (Díaz *et al.*, 2000). Todo esto ha llevado a que estas especies se encuentren catalogadas en el libro Rojo de Invertebrados Marinos de Colombia como **en peligro** (*A. cervicornis*) y **en peligro crítico** (*A. palmata*) ya que enfrentan un alto riesgo de extinción o deterioro poblacional (Ardila *et al.*, 2002).

Así como dichos corales presentan gran deterioro poblacional, también es sabido que poseen una tasa de crecimiento alta. Los incrementos en el crecimiento de las colonias coralinas se basan principalmente en la acumulación de material esquelético muerto. El único agente de crecimiento es la capa de tejido coralino vivo sobre el exoesqueleto. La capa calicoblástica (resultante del crecimiento del

tejido vivo y el mantenimiento de la capa existente) es la directa responsable del crecimiento (Bak, 1974). Los corales escleractíneos racemosos tienden a ser el resultado de un crecimiento axial o apical donde un pólipo actúa como eje de crecimiento (Macintyre & Smith, 1974 En: Sanjuan-Muñoz, 1995).

En el Caribe, Bak & Criens (1981) han reportado para Curaçao tasas de crecimiento de 5,04 cm/año para *A. cervicornis* y de 3,60 cm/año para *A. palmata* sobre fragmentos, mientras que Lirman (2000), obtuvo tasas de crecimiento de 6.96 cm/año en *A. palmata* en la Florida. Estudios realizados en el Caribe colombiano reportan tasas de crecimiento de algunos Acropóridos de varios centímetros dentro de los que se encuentran el de Moreno-Bonilla & Valderrama (2002) en el Parque Nacional Natural Tayrona (PNNT) quienes encontraron un crecimiento longitudinal de las ramificaciones de *A. cervicornis* de 9,60 cm/año y de 7,52 cm/año para *A. palmata*. En el Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo (PNNCRSB) se encuentran los estudios de Sanjuan-Muñoz (1995) quien encontró que el promedio de crecimiento fue de 7,0 cm/año para *A. cervicornis* y el de García (1994) la cual trabajó con *A. palmata* encontrando un valor promedio de 5,8 cm/año.

El crecimiento de las colonias coralinas puede verse detenido por factores físicos y biológicos como el movimiento del agua, la depredación o la bioerosión (Knowlton, 2001); así mismo, las tasas de crecimiento de una misma especie pueden variar teóricamente debido a diferencias en la obtención de luz (Bak, 1974), turbidez, sedimentación o condiciones locales (Sanjuan-Muñoz, 1995).

Otros factores que pueden afectar el crecimiento coralino son las enfermedades o signos de deterioro, donde muchos pueden ser consecuencia de ataques de otros organismos, destacándose los erizos, moluscos y peces (Knowlton, 2001). En estos últimos, en especial los del género *Stegastes* llamados comúnmente damiselas, son de gran importancia en la comunidad arrecifal ya que además de hacer parte de ella pueden llegar a modificar su morfología (Peters *et al.*, 1986). Muchos estudios han indicado que la presencia de dichos peces puede interferir en el crecimiento coralino, principalmente a través del sobrecrecimiento algal y el

incremento en la bioerosión y sedimentación (Vine 1974; Kaufman 1977; Potts. 1977; Lobel 1980; Risk *et al.*, 1995; Knowlton 2001). Estos peces se caracterizan por constituir una porción significativa de las especies no crípticas, reproduciéndose durante todo el año con máximos en la época seca; se conocen por ser extremadamente territorialistas y de hábitos omnívoros, aunque existen algunos que se alimentan del plancton o de algas (Torres, 1993). Santodomingo *et al.*, (2002), evaluaron las densidades de la población de *Stegastes planifrons* en las formaciones coralinas de las Bahías de Chengue y Gayraca en el PNNT realizándolo sobre diferentes tipos de hábitats como parches monoespecíficos de *A. palmata* y *A. cervicornis* en su mayoría muerto. Encontraron que la mayor densidad se presenta en *Acropora cervicornis* y a pesar del deterioro que ha presentado esta especie coralina, las densidades de *Stegastes planifrons* se han mantenido en este hábitat ya que los restos de dicho coral proveen refugio a las damiselas.

Existen una cantidad de agentes que provocan modificaciones ambientales y que han sido involucrados como responsables potenciales del blanqueamiento de los corales. Dentro de los más estudiados están: 1) el incremento en la temperatura superficial del mar, 2) incremento en la radiación incluyendo la ultravioleta y 3) una combinación de ambos (Brown, 1997). Gates *et al.* (1991 En: Brown, 1997), afirman que el blanqueamiento se hace evidente en campo cuando el coral comienza a perder su coloración natural, sin embargo, siempre existen posibilidades de recuperación (Brown, 1997), ya que es posible que los corales vuelvan a adquirir zooxantelas (Toller *et al.*, 2001 En: Knowlton, 2001). El blanqueamiento ha sido descrito como una disociación de la relación simbiótica entre las algas y su respectivo hospedero (Prieto *et al.*, 1992 En: Brown, 1997), o la baja densidad de simbioses en el complejo coral-algas (Fitt *et al.*, 2001). Entre los corales escleractíneos, las especies pertenecientes a las familias Acroporidae y Pocilloporidae aparentemente son las más sensibles al blanqueamiento por estrés (Marshall & Baird, 2000).

Dentro de los signos que se tienen en cuenta para establecer el estado de salud de los corales están las anomalías esqueléticas. Estas son anomalías del



## Introducción

tejido coralino, caracterizadas por ser protuberancias blancas con forma irregular de mas de 1 cm de alto que se desarrollan en toda la colonia, provocando la perdida de zooxantelas, nematocistos y secreción de mucus (Bak, 1983; Peters *et al*, 1986; Coles & Seapy 1998; Yamashiro *et al.*, 2000) y aumentando la porosidad del esqueleto (Coles & Seapy 1998; Yamashiro *et al.*, 2000).

La fragmentación es una parte importante de la historia de vida de muchos corales escleractíneos, afectando la demografía, dinámica poblacional y la estructura genética de los corales. Se puede definir como una porción viva de coral que es físicamente separada, debido al rompimiento del esqueleto del resto de la colonia (Highsmith, 1982). De igual forma, Acosta *et al* (2001), la definen como el proceso reproductivo por el cual una porción viva de una colonia empieza a dividirse en una o mas partes por procesos exógenos al organismo; con las partes separadas físicamente de la colonia, cada una tiene el potencial de crecer en un organismo completo.

Dentro de los corales reportados que se reproducen por fragmentación en el Caribe, están *A. palmata* y *A. cervicornis* y aunque también tienen la capacidad de reproducirse sexualmente, en general, la abundancia local y la distribución sobre los arrecifes es debido en su mayoría, a la reproducción asexual (Highsmith, 1982). La importancia de la fragmentación radica en que el movimiento de dichos fragmentos resultan en: la extensión arrecifal, la formación de parches arrecifales, el desarrollo de grandes extensiones monoespecíficos y en la posibilidad de exclusión de competidores y depredadores del arrecife (Highsmith, 1982; Kramarsky-Winter *et al.*, 1997) al fijarse al sustrato, momento en que dichos fragmentos se convierten en nuevos **reclutas**.

Teniendo como base que el “Libro Rojo de Invertebrados Marinos” (Ardila *et al.*, 2002) recomienda la ejecución de programas de monitoreo e investigación dirigidos a conocer el estado actual y efectuar el seguimiento a dichos corales, esta propuesta se generó como aporte a la realización de investigaciones que buscan contribuir al conocimiento del estado actual de las especies amenazadas, proporcionando información biológica y ecológica que con posteriores

## Introducción

investigaciones sirvan de herramienta para formular estrategias eficaces para la recuperación, manejo y conservación de estas especies en Colombia, constituyendo una base para que se tomen medidas de conservación.

Por lo anterior, la presente investigación pretende determinar la sobrevivencia, crecimiento, reclutamiento de los corales *Acropora cervicornis* y *Acropora palmata* y relacionarlo con las principales condiciones de deterioro que influyen en estos atributos en el Parque Nacional Natural Tayrona y Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo. Este proyecto se desarrolló como trabajo de grado para optar al título de Biólogo Marino de la Universidad Jorge Tadeo Lozano.

## 2 ÁREA DE ESTUDIO

El presente estudio se llevó a cabo en dos regiones del Caribe colombiano: Parque Nacional Natural Tayrona específicamente en las Bahías de Neguange (Playa del Muerto y Playa del Pozo) y Cinto (Figura 1) y Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo concretamente al norte (Tres en Uno) y sur (Caño Ratón) de Isla Grande (Figura 2). Cabe destacar que las estaciones fueron descritas de acuerdo a lo observado en campo.

### 2.1 PARQUE NACIONAL NATURAL TAYRONA (PNNT)

Se encuentra en el litoral Caribe entre  $11^{\circ}15' - 11^{\circ}22' N$  y  $73^{\circ}57' - 74^{\circ}12' W$  (Díaz *et al.*, 2000), en la jurisdicción del Municipio de Santa Marta en el Departamento del Magdalena. Comprende un sector de la parte norte de la Sierra Nevada de Santa Marta (Guerrero & de la Zerda, 1994). La costa está caracterizada por una serie de ensenadas relativamente cerradas como Cinto, Neguange, Chengue, entre otras, cuyos costados occidentales son más expuestos al oleaje (Díaz *et al.*, 2000).

Las condiciones climáticas siguen el patrón del área de Santa Marta, el cual indica promedios de temperaturas superiores a  $27^{\circ}C$  y dos estaciones definidas: un periodo lluvioso (mayo-noviembre) y uno seco (diciembre-abril). Dentro de estas dos épocas hay un breve tiempo de sequía en julio llamado “veranillo de San Juan”. Durante la época seca es cuando se presenta la mayor intensidad de los vientos Alisios, ocurren descensos de temperatura y aumentos de salinidad evidenciándose una surgencia de aguas profundas. En periodo lluvioso hay aumentos de temperatura y disminuye la salinidad lo que indica el arribo de aguas continentales del suroeste provenientes del Río Magdalena (Ramírez, 1987).

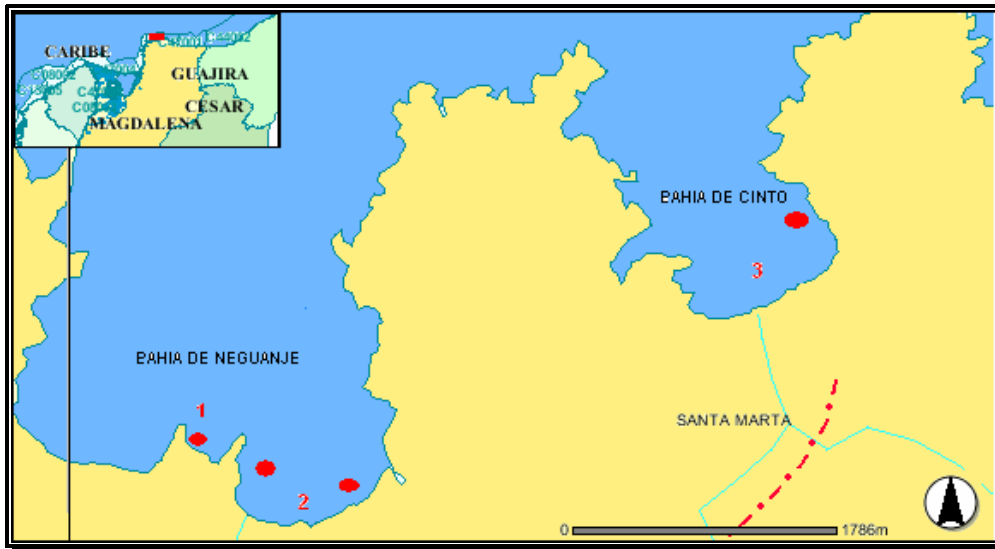


Figura 1. Parque Nacional Natural Tayrona. Los puntos rojos indican los sitios de muestreo: 1. Playa del Pozo; 2. Playa del Muerto; 3. Bahía de Cinto (modificado del Laboratorio Sistemas de Información -LabSI- INVEMAR 2006).

### 2.1.1 Playa del Pozo

Hace parte de la Bahía de Neguanje ubicada al noreste de la ciudad de Santa Marta. Los aportes de agua dulce en dicha Bahía se dan por: lluvias y arribo de aguas provenientes del Río Magdalena al disminuir la intensidad de los vientos Alisios del noreste (Ramírez, 1987).

Playa del Pozo se caracteriza por tener diferentes ecosistemas como manglar y pradera de *Thalassia*. Posee una zonación partiendo de este último ecosistema, seguido de una amplia porción de arena y diferentes especies coralinas como *Millepora* sp., pequeñas cabezas de *Diploria* sp., presencia mínima de *A. palmata* y grandes extensiones de *A. cervicornis* trabajadas a una profundidad de 3,0 a 4.0 m. Aunque esta Playa no tiene una gran afluencia turística, si se caracteriza por ser una zona donde la mayoría de lancheros dejan sus lanchas (Obs. pers.).

### **2.1.2 Playa del Muerto**

También hace parte de la Bahía de Neguange. Dicha Playa se caracteriza por ser un lugar donde habitan la mayoría de personas que trabajan en los restaurantes de la zona y presentar gran cantidad de turismo con paso continuo de lanchas y careteadores en la zona. Se encuentran varias especies coralinas como gorgonáceos, *Millepora* sp., *Diploria* sp., *Colpophyllia natans* y *A. palmata* encontrándose esta última a una profundidad de 0.5 a 4,5 m. Tales formaciones coralinas contribuyen a la generación de refugios para diferentes especies de peces coralinos de las familias Holocentridae (candiles), Acanthuridae (cirujanos), Chaetodontidae (mariposas), Pomacanthidae (ángeles), Pomacentridae (damiselas), Haemulidae (roncos), Labridae (loros) y Lutjanidae (pargos) entre otros (Obs. pers.).

### **2.1.3 Bahía de Cinto**

Está ubicada en la parte centro-oriental de la costa del PNNT. No posee un acceso directo por carretera; por vía marítima la punta entre Neguange y Cinto generalmente dificulta su paso por el grado de exposición al oleaje. Es una Bahía abierta hacia el norte, formada en los costados por rocas metamórficas (INGEOMINAS, 1983 En: Villa, 2001) que forman colinas altas de crestas alargadas y agudas con laderas de pendientes fuertes (25-50%) y erosión moderada o severa. La vegetación casi ha desaparecido debido al ataque continuo del mar, vientos secos cargados de sales y fenómenos de remoción por escorrentía lo que ha creado acantilados de pendientes hasta del 75% (Fletcher & Cortés, 1975 En: Villa, 2001). Las profundidades en las que se encuentra *A. palmata* oscilan entre 0,5 m y 4,0 m y las colonias de *A. cervicornis* se encontraron en un rango de 4,0 m a 8,0 m (Obs. pers.).

## **2.2 PARQUE NACIONAL NATURAL CORALES DEL ROSARIO Y SAN BERNARDO (PNNCRSB)**

Se ubica en el Mar Caribe, a 45 km de la Bahía de Cartagena; se encuentra entre 10° 08' y 10° 15' N y 75° 40' y los 75° 48' W (García, 1994). Está demarcado por la línea más alta de mareas alrededor de la Isla de Barú, el Archipiélago de Nuestra Señora del Rosario y los 50 m de profundidad, mar afuera. Su valor biológico lo debe principalmente a los corales. Según Guerrero & de la Zerda (1994) en el Parque hay cerca de 50 especies de corales, entre los que se encuentran *Acropora palmata*, *Acropora cervicornis*, *Porites porites*, *Agaricia agaricites* y *Millepora* sp., sin embargo, desde principios de los 90's esta cobertura se ha visto reducida, encontrando una gran cantidad de esqueletos de coral cubiertos de algas y esponjas. Así mismo, el avanzado estado de deterioro en el que se encuentra ahora, comenzó con la apertura del Canal del Dique que comunica el río Magdalena con Cartagena y Barbacoas, aportando agua dulce y una gran carga de sedimentos.

El Parque está conformado por 28 islas de tamaño variable siendo Isla Grande de 3.218,68 m de largo la de mayor extensión, hasta las más pequeñas de 50 m de largo. Dentro de estas islas, hay algunas dispersas como Isla Tesoro a 3.742,69 m de Isla Grande o reagrupadas como el complejo San Martín de Pajarales, que comprende más de 10 islotes en una superficie de menos de 4 millas cuadradas (Sarmiento *et al.*, 1989).

La localización privilegiada de las Islas con respecto al régimen de corrientes y vientos dan lugar a la formación de diferentes ambientes y asociaciones biológicas constituyéndola como una de las áreas coralinas más desarrolladas geomorfológicamente en el Caribe colombiano (Díaz *et al.*, 2000).

El PNNCRSB posee un típico clima tropical donde generalmente el cielo está despejado. Las lluvias son frecuentes en el segundo periodo del año, aunque no muy abundantes (precipitación total anual de 57,8 mm). Al principio del año hay vientos constantes del este y nor-este, comúnmente conocidos como los vientos Alisios. En la

zona se marcan dos épocas climáticas en el año: época húmeda (junio-noviembre) con lluvias frecuentes, una temperatura del agua alrededor de los 29 °C y un oleaje suave a cualquier hora y época seca (diciembre-mayo) con lluvias ausentes, temperatura de 27 °C y un oleaje fuerte, frecuentemente en horas de la tarde (Bohórquez, 2002). Zapata (2005) reportó salinidades de 35 UPS pero puede disminuir a 30 UPS por la influencia de aguas continentales que llegan a la zona. A diferencia del PNNT, en el sector norte del Caribe colombiano, en el PNNCRSB no se presenta el fenómeno de surgencia.

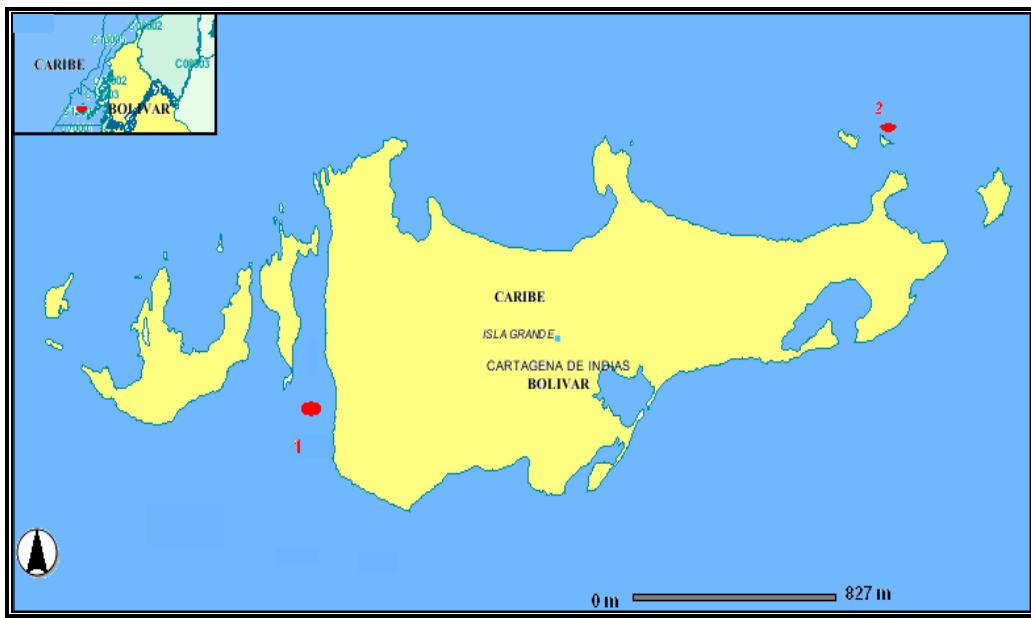


Figura 2. Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo. Los puntos rojos indican los sitios de muestreo: 1. Caño Ratón. 2. Tres en Uno (modificado del Laboratorio Sistemas de Información -LabSI- INVEMAR 2006).

### 2.2.1 Caño Ratón\*

Esta zona se encuentra ubicada entre Isla Grande e Isla Naval; tiene una gran pendiente y se caracteriza por tener dos áreas muy marcadas: a) una somera (con una profundidad máxima de 4 m) que se encuentran hacia la parte protegida del arrecife con *Porites porites* como especie que presenta una gran abundancia, además de otros en menor proporción como *Millepora* sp., *Diploria* sp y b) un área profunda (desde los 8 m) con corales duros como *Montastraea* sp. *Diploria* sp., corales blandos como

*Gorgonia ventalina* y en mayor proporción varias especies de esponjas. En ambas áreas se encuentra *Acropora cervicornis*. Gracias a esta diversidad, es frecuente que varias empresas turísticas hagan *tours* en dicho lugar para hacer *snorkeling* y en ocasiones se observan escuelas de buceo llevando personas a practicar buceo. El cacho de venado trabajado en esta zona, estuvo en un rango de 4.0 a 12 m (Obs. pers.).

### **2.2.2 Tres en Uno\***

Se encuentra ubicada al norte de Isla Grande. Es una zona caracterizada por poseer gran cantidad de parches coralinos en su mayoría muertos, cuyo sustrato rugoso presenta pendientes hacia la parte expuesta donde se encuentran grandes cabezas de *Colpophyllia* sp. Hacia la parte protegida, en el área somera, se encuentra gran cantidad de parches de *Porites porites* en su mayoría muerto y *Montastraea*. La profundidad en el área donde están los corales de *Acropora palmata* muestreados estuvo en un rango de 0,5 m a 4,0 m (Obs. pers.).

\* Nombres coloquiales



### 3 METODOLOGÍA

#### 3.1 FASE PRELIMINAR

En primera instancia, se hizo una revisión de las investigaciones en ambas regiones con el fin de saber los sitios específicos donde se han registrado una o ambas especies de *Acropora* (e.g. García, 1994; Sanjuan-Muñoz, 1995; Moreno- Bonilla & Valderrama (2000). Con base en esta información se realizó un muestreo en el mes de diciembre, el cual consistió en un reconocimiento de las zonas coralinas a pulmón libre. En estos sitios se colocaron boyas de icopor a media agua en los setos de *Acropora* con el fin de facilitar posteriormente su ubicación.

Adicionalmente, se diseñó un formato con el fin de tener la información de manera organizada y detallada para colonia y ramas. Este fue llevado a campo con los datos registrados en el muestreo anterior a fin de tener mayor certeza en las nuevas mediciones (Anexos A y B).

#### 3.2 FASE DE CAMPO

Utilizando equipo Scuba se seleccionaron 10 colonias de cada especie en cada una de las estaciones de muestreo y se procedió a marcar las colonias a tener en cuenta en el estudio. Estas colonias fueron elegidas teniendo en cuenta que tuvieran un estado de salud aceptable, el número de ramas fuese superior a cinco y su fácil ubicación en el área. Para el número de colonias se tuvo en cuenta los requerimientos para la estadística y la cantidad de dinero disponible para realizar el estudio.

*A. palmata* fue encontrada en Playa del Muerto, Cinto y Tres en Uno, mientras *A. cervicornis* se muestreó en Playa del Pozo, Cinto y Caño Ratón. En cada colonia se eligieron cinco ramas las cuales se marcaron utilizando rótulos de acrílico (cinta róx) (Figura 3) codificados de acuerdo al número de la colonia y rama (e.g. colonia 4 rama

2 se codificaba así: C4 – R2). Estos rótulos se ataron a la rama con un alambre maleable. Periódicamente se limpiaron los rótulos y en algunos casos, por estar invadidos por organismos colonizadores, fueron cambiados.

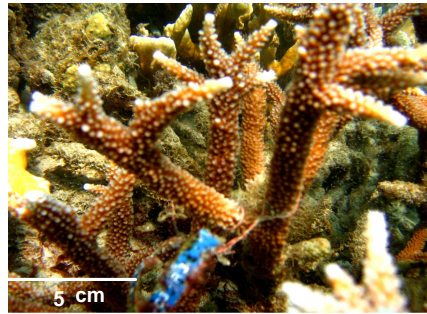


Figura 3. Marca de la rama con rotulo de acrílico (azul) y alambre.

Los muestreos fueron realizados cada mes, procurando cumplir exactamente con los 30 días calendario. Sin embargo, no todas las veces fue posible, por lo que se promediaban los resultados para obtener el valor exacto por mes. Conforme a esto, cada estación fue visitada seis veces, en el PNNT en el periodo de enero a junio y en el PNNCRSB de enero a julio. Sin embargo, aunque no estaba dentro del plan de trabajo, por el evento de blanqueamiento presentado en el PNNCRSB, se realizó una visita más a dicho Parque en el mes de agosto para establecer si alguna colonia de las marcadas se recuperaba del blanqueamiento o por el contrario se había dado una mortalidad total de la colonia.

Una vez escogidas las colonias a muestrear, se les midió el diámetro mayor y el menor, para estimar posteriormente el área en m<sup>2</sup>.

### **3.2.1 Sobrevivencia**

En el presente estudio, se diferenciaron solo dos tipos de mortalidad: mortalidad parcial (actual) y mortalidad reciente, donde ambas pueden ocurrir tanto en una parte como en la totalidad de las ramas o de la colonia. La razón por la que mortalidad actual y parcial se trabajaron dentro de una sola, es la dificultad de su diferenciación tanto teórica como en campo, definiendo las mortalidades trabajadas de esta manera:

**Mortalidad parcial:** es aquella donde se ve claramente la estructura esquelética sin invasión algal ni colonización por otros organismos.

**Mortalidad reciente:** es aquella en la que se encuentran áreas invadidas por algas u otros organismos y por lo tanto, la estructura de sus cálices no es evidente.

La sobrevivencia se determinó en cada muestreo observando si había mortalidad total de la colonia en un momento determinado, anotando la posible causa de muerte (invasión algal, invasión por esponjas, enfermedades, etc.). Las ramas que murieron durante el muestreo, también se tuvieron en cuenta.

### 3.2.2 Crecimiento

A las ramas marcadas de *A. cervicornis* se les determinó la talla mediante medida manual directa, midiendo el largo desde la bifurcación de la rama hasta su ápice con una cinta métrica (Sanjuan-Muñoz, 1995) (Figura 4). Se eligió la medida manual directa porque según lo encontrado por Sanjuan-Muñoz (1995) no causa daños permanentes a la colonia, la perturbación temporal que produce es mínima y es una medida que no presenta diferencias significativas con otros métodos más exactos pero que requieren el sacrificio de las ramas como el rojo de alizarina.



Figura 4. Medición de una rama de *A. cervicornis* en Playa del Pozo.

En *A. palmata*, también se efectuó la técnica de medida manual directa, ya que García (1994) obtuvo resultados similares en esta especie a los encontrados en *A. cervicornis* por Sanjuan-Muñoz (1995). Teniendo como referencia el alambre se realizaron tres mediciones: una hacia el extremo izquierdo, otra hacia el centro y la tercera hacia el extremo derecho debido al crecimiento radial de sus ramas (García, 1994) (Figura 5).

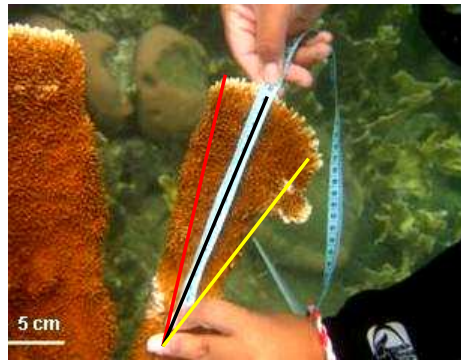


Figura 5. Medición de una rama de *A. palmata* en Bahía de Cinto. La línea roja corresponde a la medida de la derecha, la negra al centro y la amarilla a la izquierda.

### 3.2.3 Estado de salud

Se determinó observando durante cada muestreo la presencia de organismos tales como cangrejos, ofiuros, esponjas, peces del género *Stegastes* y demás individuos, que pudieran estar presentes tanto en las ramas como en las colonias marcadas, así como los signos que se pudieran presentar (diferentes tipos de mortalidades, mordeduras de peces, lunares, decoloración, enfermedades, anomalías esqueléticas, etc.), registrándose en tablas acrílicas y fotográficamente mediante una cámara Canon® Power Shot A 95 con estuche subacuático.

### 3.2.4 Reclutamiento

Cabe destacar que en el presente estudio, el *ramet* o fragmento se convierte en colonia cuando se fija al sustrato. Para saber la tasa de reclutamiento asexual de cada una de las especies se delimitó una parcela de 100 m<sup>2</sup> en cada estación con ayuda de un decámetro colocando material de referencia (Figura 6) en cada uno de los extremos. Dentro de ésta se contaron y marcaron todas las colonias con un alambre

de colores en la base de ellas para su posterior identificación. Mensualmente se determinaba si había nuevas colonias fijas.



Figura 6. Material de referencia con el que se delimitó la parcela para evaluar reclutamiento.

### 3.3 FASE DE GABINETE

Para calcular el área ocupada por cada colonia, la forma de estas se asemejó a una elipse como recomiendan Meesters *et al.* (1996) utilizando la ecuación:

$$A = \pi ab$$

donde  $a$  es el eje mayor y  $b$  el eje menor

Inicialmente se elaboraron matrices de datos de la talla mensual de las ramas marcadas tanto de *A. cervicornis* como de *A. palmata* en las estaciones de muestreo. Con base en estas se realizaron matrices de cálculos del incremento mensual y análisis exploratorios mediante los estadísticos descriptivos de tendencia central (promedio) y variabilidad (error estándar y coeficiente de variación). Los datos de las cinco ramas de cada colonia, fueron promediados para trabajar finalmente con un solo valor por colonia.

Para determinar la densidad en función del recurso (Begon *et al.*, 1996) que presentan los peces *Stegastes* spp. en cada una de las colonias evaluadas, se empleó la siguiente fórmula:

$$\text{Abundancia} = \frac{\text{No. de individuos totales}}{\text{No. de colonias marcadas de } Acropora}$$

En el estado de salud, se estimó la frecuencia de ocurrencia (F.o. %) de cada condición, la cual se graficó para cada estación muestreada. Se calculó mediante la fórmula:

$$\text{F.o. \%} = \frac{\text{\# de colonias en que aparece la condición}}{\text{\# de colonias totales}} * 100$$

El reclutamiento (Rc) de *ramets*, se determinó mediante la fórmula:

$$\text{Rc} = \frac{\text{Cantidad de colonias nuevas}}{\text{Cantidad de colonias iniciales}} * 100$$

Con los resultados obtenidos se realizaron gráficas comparando el reclutamiento por estación durante el tiempo muestreado.

Previo a la ejecución de pruebas estadísticas, se evaluó la normalidad de los datos de cada una de las muestras con la prueba de Shapiro-Wilks (Zar, 1999; Daniel, 2004) y la homogeneidad de varianzas con la prueba de Bartlett (Zar, 1999; Daniel, 2004) con el fin de decidir si se utilizaban pruebas paramétricas o no paramétricas para cotejar las hipótesis planteadas.

Para llevar a cabo comparaciones intercoloniales, los incrementos en crecimiento de las distintas ramas de una misma colonia fueron promediados.

Para determinar la sobrevivencia, se halló el porcentaje de ésta en cada una de las estaciones muestreadas, esperando comprobar la siguiente hipótesis:

H<sub>1</sub>: Se espera que la sobrevivencia sea menor en el PNNCRSB que en el PNNT, debido al mayor deterioro que presentan las especies coralinas en el primero.

Con el tamaño de cada colonia muestreada (área en m<sup>2</sup>) y el incremento promedio de sus ramas, se realizó la prueba de correlación de Spearman (Zar, 1999) y de esta forma se determinó si existía alguna relación entre el crecimiento de las ramas y el tamaño de cada colonia, cotejando la siguiente hipótesis:

H<sub>2</sub>: El incremento en el crecimiento de las ramas de *A. cervicornis* y *A. palmata* está relacionado con el tamaño de las colonias, ya que es sabido que las colonias más pequeñas tienen un mayor crecimiento que las colonias grandes.

Para comparar tasas de crecimiento entre las estaciones de muestreo se llevó a cabo la prueba de Kruskal Wallis. En caso de encontrar diferencias significativas se usó la prueba de Scheffe para detectar entre que parejas de muestras se encuentran las diferencias (Zar, 1999). Esta prueba permitió evaluar la siguiente hipótesis:

H<sub>3</sub>. Se presentan diferencias en las tasas crecimiento entre las estaciones tanto en *A. cervicornis* como en *A. palmata*.

La variabilidad del crecimiento en el tiempo, se hizo mediante mediciones consecutivas sobre las mismas unidades (ramas), por lo cual se utilizó la prueba de Friedman para Mediciones Repetidas (Daniel, 2004) evaluando la siguiente hipótesis:

H<sub>4</sub>: El incremento de crecimiento de las colonias de *A. cervicornis* y *A. palmata* es diferente entre los meses de muestreo tanto en el PNNT como en el PNNCRSB, por las diferencias en las condiciones ambientales.

Para determinar si hay diferencias en el estado de salud entre las estaciones se usaron tablas de contingencia (Zar, 1999) con un nivel de confianza del 95%, aplicadas a las frecuencias de ocurrencia de las distintas condiciones de deterioro. Esta prueba permitió evaluar las siguientes hipótesis:

H<sub>5</sub>: El estado de salud (frecuencia de condiciones de deterioro) es diferente entre las estaciones debido a que el impacto a nivel antrópico y natural difiere entre ellas.

Para comprobar la incidencia de *Stegastes* spp. sobre las colonias de *A. palmata* y *A. cervicornis*, se comparó la densidad (no. de ind./colonia) entre estaciones y especies estudiadas utilizando la prueba de Mann - Whitney (Zar, 1999).

H<sub>6</sub>: *Stegastes* spp. presenta menor abundancia en las especies de *Acropora* del PNNCRSB que en el PNNT, debido al mayor deterioro que presentan las especies coralinas en el primero.

H<sub>7</sub>: *Stegastes* spp. tiene mayor abundancia sobre *A. palmata* que sobre *Acropora cervicornis*, debido a que la forma de crecimiento del cuerno de alce proporciona una mayor área y refugio a estos peces.



## 4 RESULTADOS

### 4.1 SOBREVIVENCIA DE COLONIAS Y RAMAS

#### 4.1.1 *Acropora cervicornis*

La sobrevivencia ( $H_1$ ) de las colonias del cacho de venado durante el periodo de estudio en todas las estaciones fue del 100%, mientras que la sobrevivencia de las ramas fue del 90% en Playa del Pozo, 76% en la Bahía de Cinto y 46% en Caño Ratón (Tabla 1). Esto indica que la sobrevivencia de las ramas de esta especie en el PNNT supera al menos en un 40% a la encontrada en el PNNCRSB. La menor sobrevivencia en el PNNCRSB se debió al evento de blanqueamiento detectado entre mayo y junio de 2005 (Figura 7). Durante la visita en agosto se observó que las ramas blanqueadas de las colonias fueron invadidas por algas filamentosas, mas el resto de la colonia permanecía viva (Figura 8). Es decir, que se produjo solo una mortalidad parcial de las colonias.

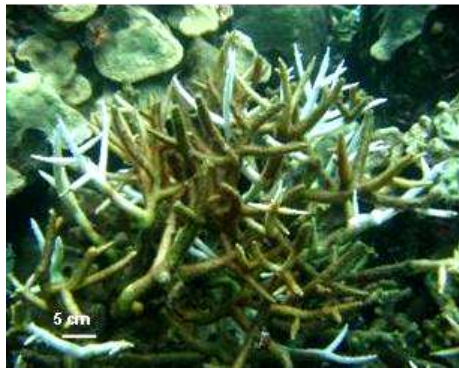


Figura 7. Colonia de *A. cervicornis* que muestra ramas blanqueadas en el PNNCRSB.



Figura 8. Colonia de *A. cervicornis* que muestra ramas invadidas por algas en el PNCRSB, después de un evento de blanqueamiento.

#### 4.1.2 *Acropora palmata*

En el coral cuerno de alce, la sobrevivencia de las colonias al finalizar el muestreo en las estaciones del PNNT fue del 100% mientras que en el PNCRSB fue del 0% (Tabla 1), ya que todas las colonias sufrieron un blanqueamiento en el transcurso del periodo mayo a junio, que finalmente condujo a su muerte (Figura 9). Durante la visita realizada en el mes de agosto, se observó que las colonias blanqueadas habían sido colonizadas por algas filamentosas (Figura 10).

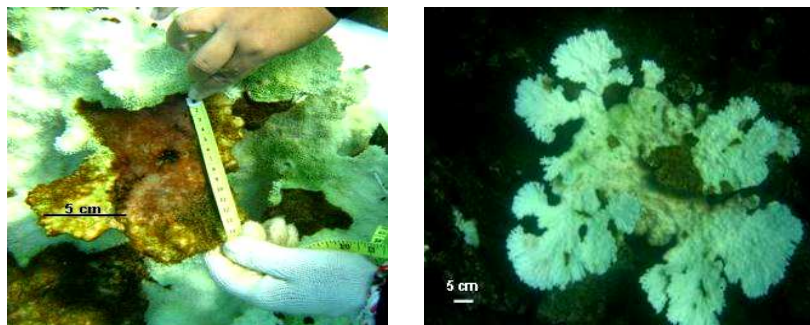


Figura 9. Colonias de *A. palmata*, después de un evento de blanqueamiento en el PNCRSB.

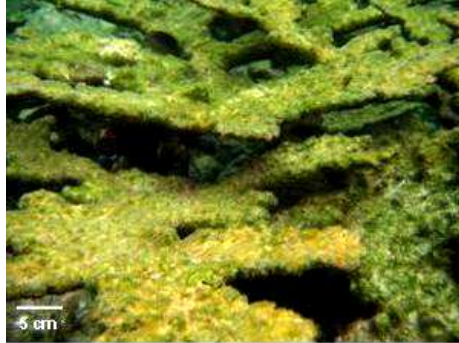


Figura 10. Colonia de *A. palmata* colonizada por algas filamentosas en el PNNCRSB, después del evento de blanqueamiento.

En cuanto a la sobrevivencia de las ramas en esta especie, se tuvo un 100% en Playa del Muerto, 98% en la Bahía de Cinto y evidentemente 0% en Tres en Uno - como producto de la muerte de todas las colonias- (Tabla 1).

Tabla 1. Número de ramas vivas durante los meses de muestreo.

		Ene.	Feb.	Mar.	Abr.	May.	Jul.	Sobrevivencia final (%)	
		Ramas						Ramas	Colonias
<i>A. cervicornis</i>	Playa del Pozo	50	50	50	50	47	45	90%	100%
	Bahía de Cinto	50	50	43	43	42	38	76%	100%
	Caño Ratón	50	47	46	46	45	23	46%	100%
<i>A. palmata</i>	Playa del Muerto	50	50	50	50	50	50	100%	100%
	Bahía de Cinto	50	50	50	50	50	49	98%	100%
	Tres en Uno	50	50	50	50	40	0	0%	0%

## 4.2 TAMAÑO DE LAS COLONIAS

### 4.2.1 *Acropora cervicornis*

En general, el tamaño promedio de las colonias fueron similares siendo de  $1,06 \pm 0,16$  m<sup>2</sup> en el PNNCRSB y de  $1,07 \pm 0,12$  m<sup>2</sup>; en el PNNT. La colonia de esta especie que presentó un menor tamaño se encontró en Bahía de Cinto con  $0,19$  m<sup>2</sup>, mientras que la de mayor tamaño estuvo en Playa del Pozo con  $2,22$  m<sup>2</sup>. Los valores promedio encontrados en cada estación fueron de  $0,82 \pm 0,20$  m<sup>2</sup> en Bahía de Cinto,  $1,06 \pm 0,16$  m<sup>2</sup> en Caño Ratón y finalmente  $1,32 \pm 0,17$  m<sup>2</sup> en Playa del Pozo (Tabla 2).

#### 4.2.2 *Acropora palmata*

En el PNNCRSB el tamaño promedio de las colonias fue de  $3,92 \pm 1,01 \text{ m}^2$  mientras que en el PNNT fue de  $4,82 \pm 1,14 \text{ m}^2$ . La colonia de *A. palmata* con menor tamaño se halló en Tres en Uno con un área de  $1,06 \text{ m}^2$  y la de mayor tamaño se encontró en Bahía de Cinto con  $24,9 \text{ m}^2$ . En Tres en Uno se encontró un valor promedio de  $3,92 \pm 1,01 \text{ m}^2$ , en Playa del Muerto de  $4,27 \pm 0,80 \text{ m}^2$  y en Bahía de Cinto de  $5,38 \pm 2,19 \text{ m}^2$  (Tabla 2).

Tabla 2. Tamaño de las colonias de *A. cervicornis* y *A. palmata* ( $\text{m}^2$ ), resaltado en azul se muestran las colonias de mayor tamaño y en rosado las de menor para cada una de las especies.

Colonia	<i>A. palmata</i>			<i>A. cervicornis</i>		
	Playa del Muerto	Bahía de Cinto	Tres en Uno	Playa del Pozo	Cinto	Caño Ratón
1	10,74	1,42	3,85	0,74	0,30	1,13
2	5,32	4,05	1,06	0,77	0,19	1,53
3	1,51	1,81	1,24	1,70	1,96	0,55
4	3,71	4,54	3,14	2,06	0,34	0,65
5	4,34	2,63	2,19	1,02	0,36	1,83
6	4,25	24,89	11,94	1,46	0,75	1,06
7	3,01	4,01	4,55	2,22	0,69	0,82
8	3,81	3,38	3,01	0,84	1,03	1,09
9	3,77	3,96	5,89	0,94	0,71	0,25
10	2,20	3,11	2,31	1,47	1,87	1,74
Promedio (X)	4,27	5,38	3,92	1,32	0,82	1,06
D. estándar (s)	2,52	6,93	3,18	0,54	0,63	0,52
E. estándar (s <sub>x</sub> )	0,80	2,19	1,01	0,17	0,20	0,16
C. variación (v)	59,09	128,80	81,14	40,97	76,87	48,68

#### 4.3 CRECIMIENTO DE LAS RAMAS

Las ramas que no pudieron ser medidas en al menos el 80% de los muestreos no se incluyeron en el trabajo, por tal razón los resultados se basaron en 116 ramas de *A. cervicornis* y 120 de *A. palmata* correspondientes a 30 colonias de cada especie en los cinco (5) meses de monitoreo.

##### 4.3.1 *Acropora cervicornis*

La talla inicial promedio fue de  $9,59 \pm 0,38 \text{ cm}$  y de  $10,81 \pm 0,61 \text{ cm}$  para el PNNT y PNNCRSB respectivamente. La talla inicial de las ramas de *A. cervicornis* en cada

estación fluctuó entre 5,3 y 19,0 cm en Playa del Pozo (v.= 32,55%), entre 4,2 y 12,9 cm en Cinto (v.= 22,97%) y oscilo entre 4,0 y 18,5 cm en Caño Ratón (v.= 33,27%). Este rango de variación se explica en el hecho que las ramas fueron escogidas en diferentes partes de la colonia (i.e. apical, central, basal, interna o externa).

Temporalmente, en Caño Ratón se presentó el menor incremento mensual con  $0,41 \pm 0,10$  cm en el intervalo de mayo a julio, mientras que el mayor crecimiento mensual se detectó en colonias tanto de Caño Ratón con  $1,02 \pm 0,10$  cm (enero a febrero) como de Playa del Pozo con  $1,02 \pm 0,08$  cm (febrero a marzo) (Figura 11).

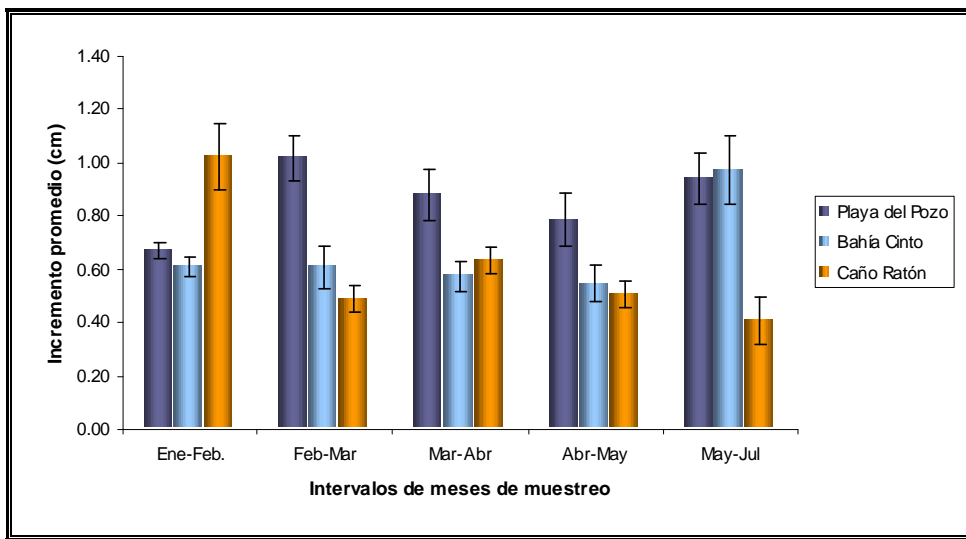


Figura 11. Incremento promedio de *A. cervicornis* en cada periodo de muestreo con su respectivo error estándar.

Espacialmente, la estación con el menor incremento promedio mensual del cacho de venado fue Caño Ratón con  $0,61 \pm 0,04$  cm y el mayor fue de  $0,86 \pm 0,05$  cm en Playa del Pozo (Tabla 3).

El mayor crecimiento promedio en Playa del Pozo no se debe a que unas pocas ramas tuviesen una alta tasa de crecimiento, sino a que la gran mayoría de colonias superan el valor de crecimiento promedio de 4,0 cm, mientras que en las estaciones de Cinto y

Caño Ratón, la mayoría de valores estuvieron en el intervalo entre 3,0 y 4,0 cm llegándose a encontrar incrementos inclusive, inferiores a 2,0 cm (Figura 12).

Tabla 3. Incremento promedio mensual de las ramas *A. cervicornis*; el color azul resalta el promedio máximo y el morado resalta el promedio mínimo.

Colonia	Playa del Pozo	Error	Bahía Cinto	Error	Caño Ratón	Error
1	0,80	0,08	0,68	0,32	0,78	0,22
2	0,82	0,04	0,82	0,20	0,61	0,12
3	0,78	0,08	0,91	0,18	0,61	0,02
4	1,02	0,12	0,66	0,15	0,77	0,03
5	0,64	0,01	0,72	0,07	0,40	0,00
6	0,73	0,11	0,45	0,05	0,62	0,05
7	0,82	0,12	0,69	0,14	0,55	0,17
8	0,82	0,12	0,52	0,09	0,45	0,08
9	1,14	0,05	0,35	0,00	0,50	0,20
10	1,04	0,06	0,59	0,09	0,80	0,14
<b>Promedio (X)</b>	<b>0,86</b>		0,64		<b>0,61</b>	
<b>D. estándar (s)</b>	0,16		0,17		0,14	
<b>E. estándar (s<sub>x</sub>)</b>	0,05		0,05		0,04	
<b>C. variación (v)</b>	18,21		26,29		22,94	

La prueba de correlación de Spearman señala que el crecimiento de *A. cervicornis* es independiente del tamaño de las colonias ( $H_2$ ) en Caño Ratón ( $p = 0,8410$ ;  $r_s = 0,0669$ ), Playa del Pozo ( $p = 0,9129$ ;  $r_s = 0,0365$ ) y Bahía de Cinto ( $p = 0,4783$ ;  $r_s = -0,2364$ ).

La prueba de Kruskal-Wallis indica diferencias estadísticamente significativas en el crecimiento entre las estaciones corroborando lo planteado en  $H_3$  ( $p = 0,0032$ ;  $H = 11,48$ ) y la prueba de múltiples rangos de Scheffe revela que las diferencias están dadas entre Playa del Pozo y Caño Ratón y entre Playa del Pozo y Bahía de Cinto. Esta diferencia esta dada por el mayor crecimiento de *A. cervicornis* en Playa del Pozo, que supera en un 30% al incremento dado en las otras dos estaciones, siendo Playa del Pozo la única estación en la que algunas de sus colonias presentan incrementos mensuales promedio superiores a 1 cm (Tabla 3).

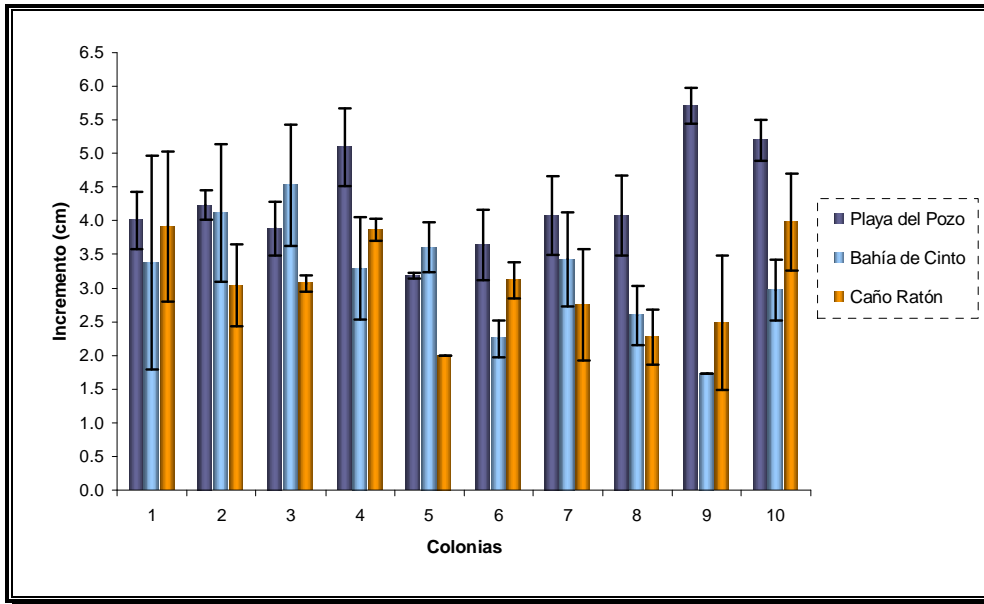


Figura 12. Crecimiento promedio de las colonias de *A. cervicornis* durante los cinco meses de muestreo con su respectivo error estándar.

Se comparó el crecimiento entre las colonias del PNNT y PNNCRSB encontrando que las colonias del primero presentan menor crecimiento que en el segundo por el efecto de la surgencia, ya que se encontró que Playa del Pozo tiene un crecimiento significativamente mayor que Caño Ratón ( $p = 0,9991$ ;  $U = 8,0$ ) y que Bahía de Cinto tiene un crecimiento levemente superior al de Caño Ratón ( $p\text{-value} = 0,6612$ ;  $U = 44,0$ ).

La prueba de Friedman de Mediciones Repetidas, para determinar si existía variabilidad en el crecimiento durante el tiempo de muestreo para *A. cervicornis* estableció que Playa del Pozo no presenta diferencias significativas temporales en los incrementos ( $p = 0,230$ ;  $F = 5,614$ ), pero Bahía de Cinto ( $p = 0,003$ ;  $F = 15,872$ ) y Caño Ratón ( $p = 0,0000$ ;  $F = 23,951$ ) si presentan, corroborándose en estas dos últimas estaciones lo planteado en  $H_4$ .

### 4.3.2 *Acropora palmata*

Dado que al momento de muestrear las ramas de *A. palmata* se hicieron tres mediciones (izquierda, derecha y centro de la rama), los valores de dichas mediciones fueron promediados para obtener un solo dato por rama. En el PNNCRSB la talla promedio inicial de las ramas fue de  $5,85 \pm 0,34$  cm y en el PNNT fue de  $9,43 \pm 1,42$  cm. Los valores mínimos y máximos oscilaron entre  $3,1 \pm 0,5$  cm y  $24,1 \pm 0,1$  cm ( $v = 52,18\%$ ) en Playa del Muerto,  $3,6 \pm 0,2$  y  $14,5 \pm 1,9$  cm ( $v = 32,65\%$ ) en Cinto y  $2,0 \pm 0,5$  y  $13,1 \pm 1,7$  cm ( $v = 43,23\%$ ) en Tres en Uno, indicando con los coeficientes de variación diferencias importante entre el tamaño de las ramas dentro de una misma colonia.

Los incrementos promedio se muestran en la Figura 13 donde el menor valor fue de  $0,23 \pm 0,02$  cm en Tres en Uno (mayo a julio) y el mayor fue de  $0,77 \pm 0,10$  cm en Bahía de Cinto (mayo a junio).

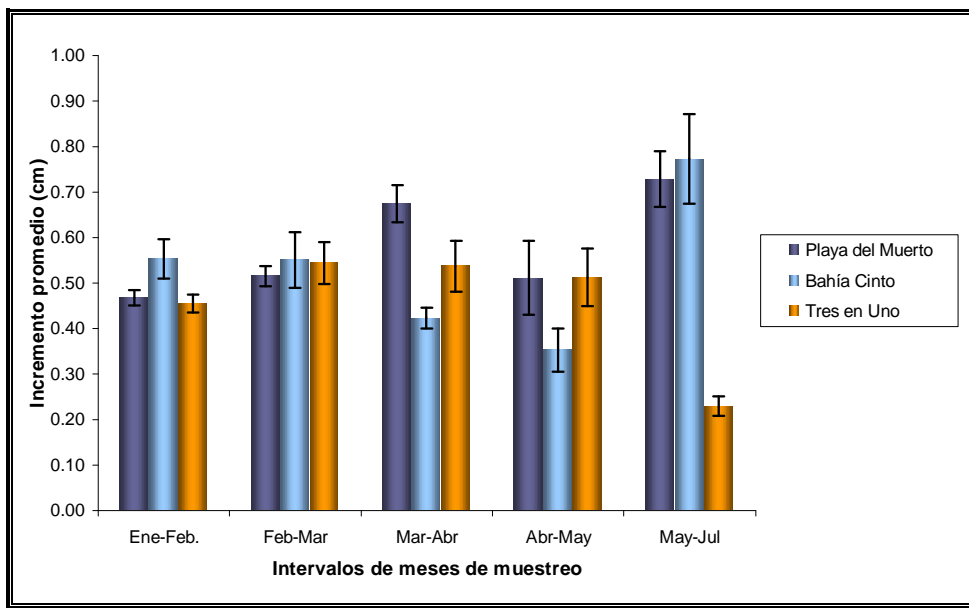


Figura 13. Incremento promedio de las ramas de *A. palmata* en cada periodo muestreo con su respectivo estándar.



## Resultados

Los valores obtenidos durante el tiempo que duró el muestreo fueron promediados, encontrándose espacialmente un incremento mínimo mensual de  $0,46 \pm 0,02$  cm en Tres en Uno y un valor máximo de  $0,58 \pm 0,03$  cm en Playa del Muerto (Tabla 4).

Tabla 4. Incremento promedio mensual de las ramas de *A. palmata*; el color azul resalta el promedio máximo y el morado resalta el promedio mínimo.

Colonia	Playa del Muerto	Error	Bahía de Cinto	Error	Tres en Uno	Error
1	0,49	0,02	0,51	0,04	0,39	0,03
2	0,64	0,05	0,39	0,05	0,40	0,06
3	0,56	0,07	0,56	0,09	0,56	0,09
4	0,67	0,07	0,67	0,04	0,36	0,08
5	0,58	0,02	0,64	0,06	0,48	0,09
6	0,76	0,13	0,77	0,19	0,39	0,05
7	0,53	0,11	0,45	0,04	0,54	0,05
8	0,55	0,05	0,50	0,02	0,51	0,01
9	0,54	0,04	0,50	0,02	0,50	0,07
10	0,48	0,07	0,31	0,04	0,42	0,04
<b>Promedio (X)</b>	0,58		0,53		0,46	
<b>D. estándar (s)</b>	0,09		0,14		0,07	
<b>E. estándar (s<sub>x</sub>)</b>	0,03		0,04		0,02	
<b>C. variación (v)</b>	14,85		25,79		15,59	

En el cuerno de alce el incremento generalmente estuvo entre 2,0 y 3,8 cm tanto en Playa del Muerto como en Bahía de Cinto, sin embargo, en esta última se encontraron valores inferiores a 2,0 cm. Los menores valores encontrados estuvieron entre 1,8 y 2,7 cm en Tres en Uno (Figura 14).

La prueba de correlación de Spearman muestra que el crecimiento en Playa del Muerto ( $p = 0,5011$ ;  $r_s = 0,2242$ ), Bahía de Cinto ( $p = 0,6354$ ;  $r_s = 0,1581$ ) y Tres en Uno ( $p = 0,5352$ ;  $r_s = -0,2067$ ), no se encuentra relacionado con el tamaño de las colonias ( $H_2$ ).

Se encontraron diferencias en el incremento ( $p = 0,032$ ;  $H = 6,8433$ ) entre las estaciones ( $H_3$ ) de Playa del Muerto y Tres en Uno (Scheffe = 0,125), debido a que el crecimiento en Playa del Muerto supera por lo menos en 12% al de Tres en Uno.

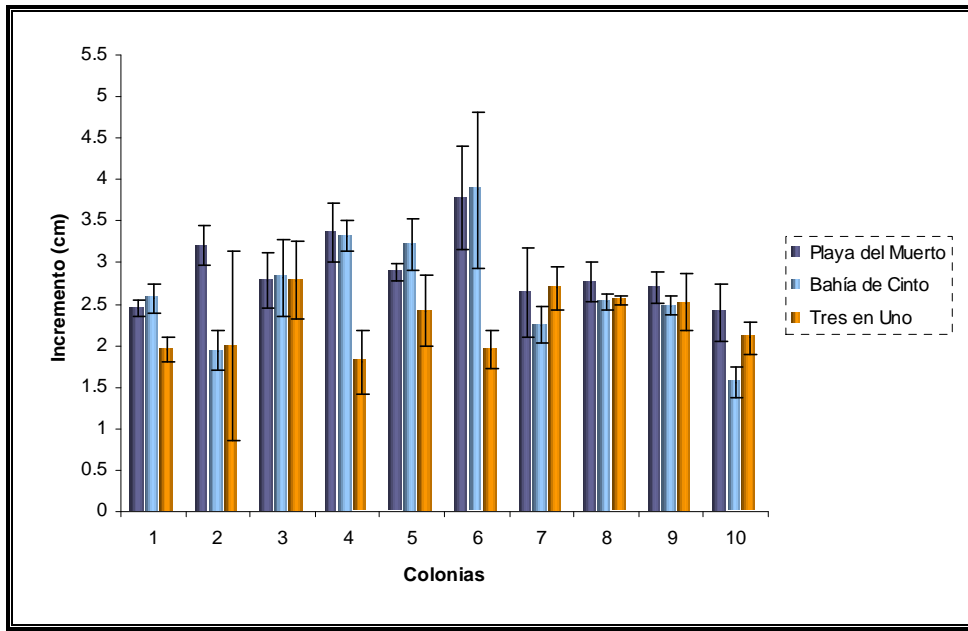


Figura 14. Crecimiento promedio de *A. palmata* durante los cinco meses de muestreo con su respectivo estándar.

La comparación entre las colonias de Playa del Muerto y Tres en Uno ( $p = 0,9967$ ;  $U = 13,5$ ) y entre Bahía de Cinto y Tres en Uno ( $p = 0,8947$ ;  $U = 33,0$ ) arrojó como resultado que las colonias de las estaciones del PNNT tienen mayor crecimiento que las del PNNCRSB.

Con la prueba Friedman de Mediciones Repetidas, para determinar si existía variabilidad en el crecimiento durante el tiempo de muestreo para *A. palmata* ( $H_4$ ), se pudo comprobar que existe en Playa del Muerto ( $p = 0,000$ ;  $F = 25,535$ ), Bahía de Cinto ( $p = 0,000$ ;  $F = 21,605$ ) y Tres en Uno ( $p = 0,000$ ;  $F = 41,800$ ).

#### 4.4 ESTADO DE SALUD

##### 4.4.1 *Acropora cervicornis*

Al evaluar las condiciones de deterioro sobre las colonias marcadas, se observaron tanto signos como agentes de causantes de estas, entre los signos se encontraron anomalías esqueléticas (A.e), blanqueamiento (Blanq), mortalidad reciente (M.r),

mortalidad parcial (M.p) y los agentes como agresión por los peces del género *Stegastes* (A.s.) y la invasión por algas (I.a.) y esponjas (I.e.).

Playa del Pozo fue la estación donde se presentó la mayor diversidad de condiciones de deterioro: la invasión por algas estuvo en el 100% de las colonias, la agresión por peces del género *Stegastes* obtuvo el 70% las anomalías esqueléticas y la mortalidad reciente obtuvieron el 60%, seguida de la mortalidad parcial con el 50% y finalmente el blanqueamiento el 20%, en Bahía de Cinto la agresión por *Stegastes* obtuvo el mayor porcentaje con el 70%, seguida de la invasión por algas con el 60%, la mortalidad reciente con el 50% y finalmente el blanqueamiento y a invasión por esponjas con el 10%. En Caño Ratón, el blanqueamiento obtuvo el mayor porcentaje con el 100%, seguida de la invasión por algas con el 50%, la agresión por *Stegastes* con el 30% y la mortalidad reciente e invasión por esponjas con el 20% y 10%, respectivamente (Figura 15).

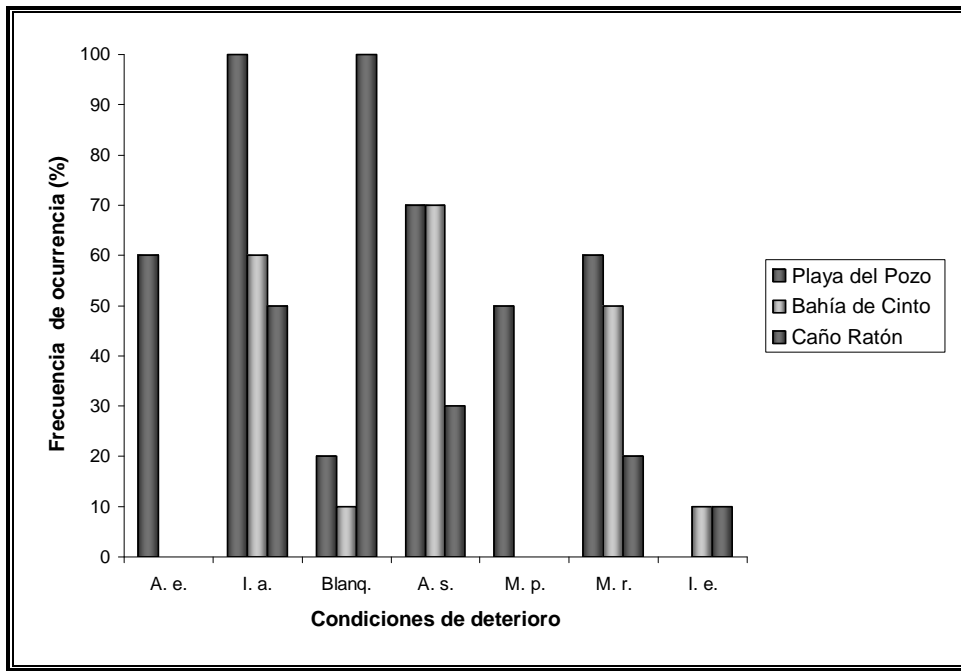


Figura 15. Frecuencia de las condiciones de deterioro encontradas en las colonias monitoreadas de *A. cervicornis*. Anomalías esqueléticas (A.e.), invasión por algas (I.a.) blanqueamiento (Blanq), agresión por peces del género *Stegastes* (A.s), mortalidad parcial (M.p), mortalidad reciente (M.r.) e invasión por esponjas (I.e.).

## Resultados

Con el fin de determinar si la frecuencia de las condiciones de deterioro presentan proporciones similares entre las estaciones ( $H_5$ ) se realizaron tablas de contingencia evaluando el número de colonias sanas *versus* el número de colonias con condiciones de deterioro halladas al final del muestreo, encontrando que éstas son similares ( $p = 0,0821$ ;  $\chi^2 = 5,00$ ).

Temporalmente, al determinar si la frecuencia de las condiciones de deterioro por estación presenta diferencias significativas, se obtuvo que en Playa del Pozo ( $p = 0,2249$ ;  $\chi^2 = 5,67$ ) y en Bahía de Cinto ( $p = 0,9871$ ;  $\chi^2 = 0,34$ ) ésta proporción sí se mantuvo durante los meses de muestreo, contrario a lo encontrado en Caño Ratón ( $p = 0,0193$ ;  $\chi^2 = 11,76$ ), debido quizás al evento de blanqueamiento que se produjo los últimos meses en dicha estación. Para determinar la proporción de las condiciones de deterioro entre las estaciones, se observó que esta no se mantiene ( $p = 0,0148$ ;  $\chi^2 = 22,06$ ). No se pudo realizar la tabla de contingencia para determinar la proporción entre colonias vivas y muertas dado que no se presentó mortalidad total en ninguna de las colonias.

Las anomalías esqueléticas solamente se encontraron en Playa del Pozo (Figura 16), con una frecuencia de ocurrencia del 60 %. Para determinar si la cantidad de dicha condición cambiaba durante el tiempo de muestreo, se hizo la prueba de Friedman de Mediciones Repetidas encontrando que la frecuencia se mantiene estable en el tiempo ( $p = 0,285$ ;  $\chi_r^2 = 6,229$ ).



Figura 16. Colonia de *A. cervicornis* con anomalías esqueléticas en Playa del Pozo.

La abundancia en función del recurso de *Stegastes* spp. sobre las colonias del coral cacho de venado fue de  $0,80 \pm 0,08$  individuos por colonia, llegando a estar ausente en algunas colonias y encontrando dos peces de dicho género solamente sobre una de ellas en la estación de Playa del Pozo. En cuanto a la abundancia entre estaciones ( $H_6$ ), se comprobó que tanto para Playa del Pozo y Caño Ratón ( $p = 0,096$ ;  $U = 63,5$ ) como para Bahía de Cinto y Caño Ratón ( $p = 0,481$ ;  $U = 50,0$ ) es significativamente mayor la abundancia de estos peces en el PNNCRSB.

#### **4.4.2 *Acropora palmata***

Las condiciones de deterioro encontradas en las estaciones fueron: la agresión por los peces del género *Stegastes* (A.s.), cangrejos (A.c.) y la invasión por algas (I.a.) en cuanto a agentes de deterioro y anomalías esqueléticas (A.e), blanqueamiento (Blanq.) y mortalidad reciente (M.r.) correspondiente a signos de deterioro.

En Playa del Muerto se presentaron las mayores frecuencias en todas las condiciones de deterioro encontradas. La mortalidad reciente registró el 100%, seguida de las anomalías esqueléticas con el 90%, agresión por peces del género *Stegastes* con el 80% y finalmente la agresión por cangrejos con el 70%. En Bahía de Cinto las anomalías esqueléticas obtuvieron la mayor frecuencia de ocurrencia con el 60% al igual que la agresión por peces del género *Stegastes*, seguida de la mortalidad reciente con el 30% y de la agresión por cangrejos con el 10%. Finalmente, en Tres en Uno, el blanqueamiento y la invasión algal, obtuvieron el 100% de ocurrencia y la agresión por cangrejos el 10% (Figura 17). Cabe destacar que la invasión se presentó después del blanqueamiento.

Al evaluar el número de colonias sanas *versus* el número de colonias con condiciones de deterioro halladas al final del muestreo se determinó que se presentan frecuencias similares entre las estaciones ( $H_5$ ) ( $p = 0,1328$ ;  $\chi^2 = 4,04$ ).

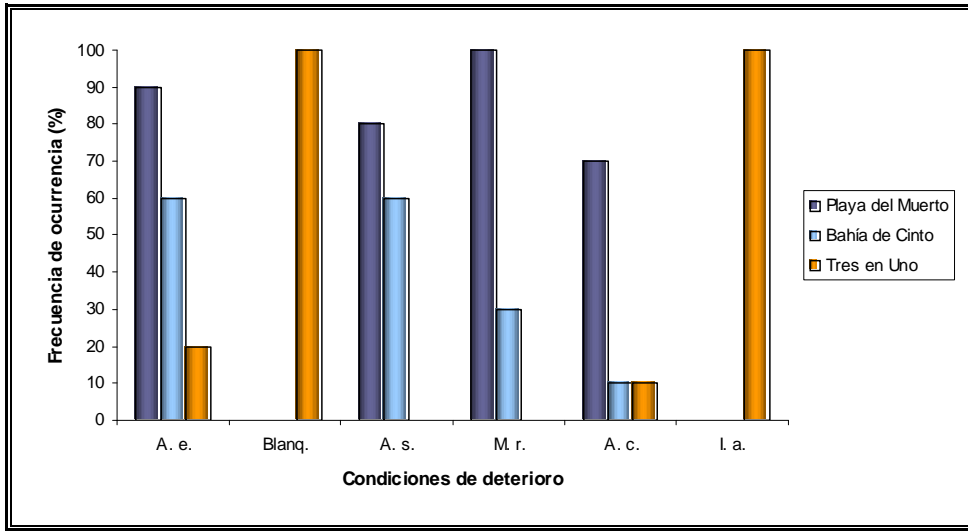


Figura 17. Frecuencia de las condiciones de deterioro encontradas en las colonias monitoreadas de *A. palmata*. Anomalías esqueléticas (A.e.), blanqueamiento (Blanq), agresión por peces del género *Stegastes* (A.s), mortalidad reciente (M.r.), agresión por cangrejos e invasión por esponjas (l.e.).

Temporalmente, la frecuencia de las condiciones de deterioro se mantuvo en Playa del Muerto ( $p = 0,3951$ ;  $\chi^2 = 4,08$ ) y Bahía de Cinto ( $p = 0,9339$ ;  $\chi^2 = 0,83$ ) durante los meses de muestreo, contrario a lo encontrado en Tres en Uno ( $p = 0,0012$ ;  $\chi^2 = 18,10$ ). De la misma manera, al determinar la proporción entre colonias vivas y muertas se obtuvo que ésta no se mantiene entre las estaciones ( $p = 0,000$ ;  $\chi^2 = 30$ ), debido quizás al evento de blanqueamiento que se produjo los últimos meses en Tres en Uno. En cuanto a la proporción de las condiciones de deterioro entre las estaciones, se observó que esta no se mantiene ( $p = 0,0003$ ;  $\chi^2 = 32,43$ ).

Las anomalías esqueléticas estuvieron presentes en las estaciones de Playa del Muerto (Figura 18) y Bahía de Cinto con frecuencias de ocurrencia del 90% y 70% respectivamente. Hubo variabilidad en la cantidad de anomalías esqueléticas durante el tiempo de muestreo en la estación de Playa del Muerto ( $p = 0,000$ ;  $F = 27,600$ ) y en Bahía de Cinto ( $p = 0,007$ ;  $F = 16,415$ ).

Se realizó la prueba de correlación de Spearman para comprobar si el número de anomalías esqueléticas presentes en toda la colonia está relacionado con el tamaño

## Resultados

de las mismas obteniendo como resultado que no se presenta dicha relación en la estación de Playa del Muerto ( $p = 0,434$ ;  $r_s = 0,260$ ) y en Bahía de Cinto ( $p = 0,252$ ;  $r_s = 0,381$ ).

La abundancia en función del recurso que se obtuvo para *Stegastes* spp. en las colonias del coral cuerno de alce fue de  $1,04 \pm 0,07$  individuos, de igual forma ( $H_6$ ), se obtuvo que entre Playa del Muerto y Tres en Uno ( $p = 0,183$ ;  $U = 60,0$ ) y entre Bahía de Cinto y Tres en Uno ( $p = 0,949$ ;  $U = 36,0$ ), la abundancia es mayor en la estación perteneciente al PNNCRSB.

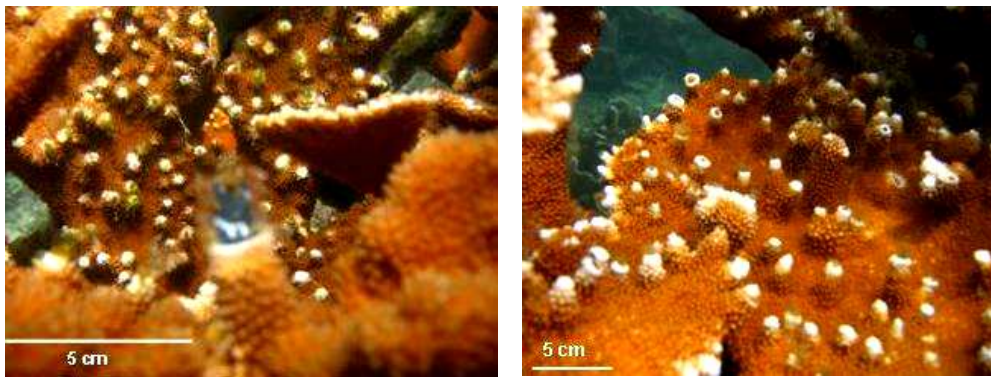


Figura 18. Anomalías esqueléticas en colonias de *A. palmata* de Playa del Muerto (izquierda) y Bahía de Cinto (derecha).

Para saber si hubo diferencias significativas en la abundancia de *Stegastes* spp. ( $H_7$ ) entre las dos especies de *Acropora*, la prueba de Mann Whitney ( $p = 0,0071$ ;  $U = 18,5$ ) indica que *A. palmata* presenta una abundancia significativamente mayor de *Stegastes* spp. que *A. cervicornis* (Figura 19).



Figura 19. *Stegastes* spp. en colonia de *A. palmata* en Playa del Muerto.

#### 4.5 RECLUTAMIENTO

Aparentemente el modo predominante de reproducción de algunos corales constructores de arrecife (e.g., *Acropora*, *Montastrea* y *Porites*) es la fragmentación, la cual ayuda a expandir su dominio en varias comunidades arrecifales (Acosta *et al.*, 2001). Para convertirse en recluta, un fragmento debe sobrevivir, fijarse sobre el arrecife y empezar a crecer hacia arriba con el objeto que pueda competir por luz (Lirman & Fong, 1997).

##### 4.5.1 *Acropora cervicornis*

En Playa del Pozo se presentaron cinco colonias nuevas (19,2%) seguida de Bahía de Cinto con dos (7,1%). En la estación de Caño Ratón solo se pudo registrar el reclutamiento dado en el periodo de marzo a mayo con una colonia (5%). Después del evento de blanqueamiento, cuatro de las colonias de la parcela, que no habían sido monitoreadas, murieron (20,0%).



### 4.5.2 *Acropora palmata*

El valor más alto de reclutamiento se encontró en Playa del Muerto con seis colonias nuevas (20,0%) seguido de Bahía de Cinto con dos (12,5%) durante el tiempo de estudio (Figura 20; Tabla 5).

Tabla 5. Comparación del número de reclutas encontrados en cada una de las estaciones.

		marzo-abril	abril-mayo	mayo-junio
<i>A. cervicornis</i>	Playa del Pozo	2	0	5
	Bahía de Cinto	1	0	2
	Caño Ratón	0	1	0
<i>A. palmata</i>	Playa del Muerto	2	0	6
	Bahía de Cinto	1	0	2

- ← Con formato: Centrado
- ← Con formato: Centrado
- ← Con formato: Centrado
- ← Con formato: Centrado
- ← Con formato: Centrado

Debido a que antes y después del evento de blanqueamiento no hubo reclutamiento en la estación de Tres en Uno, no se tuvo en cuenta.

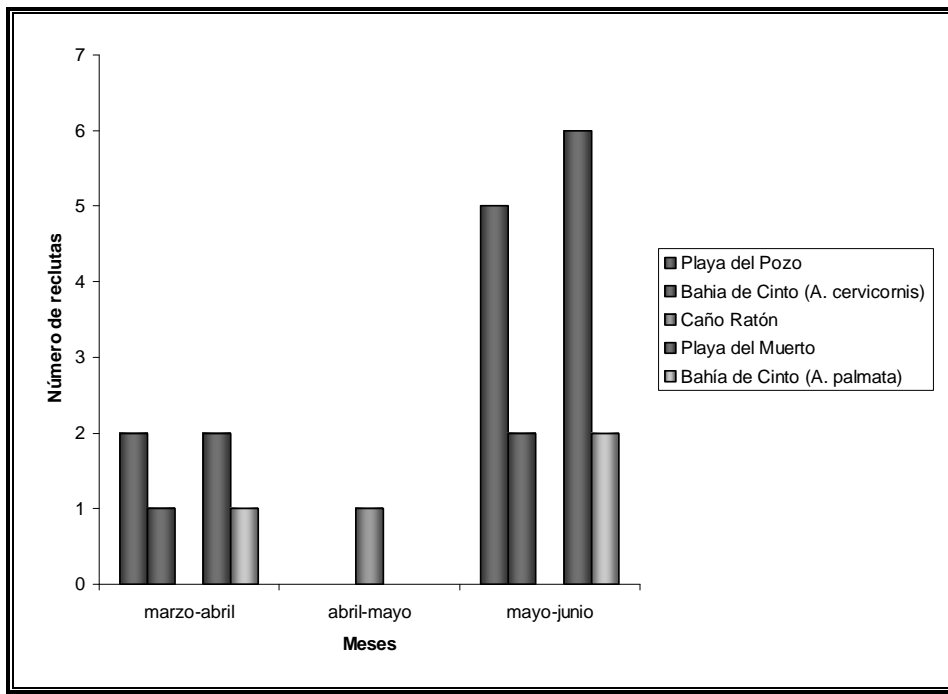


Figura 20. Reclutamiento de colonias de *A. cervicornis* y *A. palmata* durante los meses de muestreo.

## 5 DISCUSIÓN DE RESULTADOS

### 5.1 SOBREVIVENCIA DE COLONIAS Y RAMAS

#### 5.1.1 *Acropora cervicornis*

La base de las colonias del cacho de venado tienden a estar invadidas por algas (Tunncliffe, 1980), lo que provoca una mayor tendencia a ser colonizadas por estas. Aunque en este estudio las bases se encontraban con algas, esto no provocó que el resto de la colonia se viera afectada (Figura 21), encontrándose una sobrevivencia del 100%.

El que la sobrevivencia de las ramas fuera menor en Caño Ratón, se debe al evento de blanqueamiento ocurrido, ya que en los primeros meses de muestreo esta fue alta, lo que se debe a que la profundidad a la que se encuentran las colonias (5 a 12 m) proporcionan condiciones favorables (menor radiación y temperatura) para la permanencia y desarrollo de dicha especie (Marshall & Baird, 2000), sin decir con esto que no se vean afectadas por otros factores tal como invasión y agresiones por otros organismos.



Figura 21. Base de *A. cervicornis* invadida por algas en Playa del Pozo.

### **5.1.2 *Acropora palmata***

Contrario a lo sucedido en las colonias del cacho de venado, las colonias del cuerno de alce presentaron 0% de sobrevivencia en Tres en Uno (y por ende 0% de sobrevivencia para las ramas), ya que esta especie se vio más impactada por el evento de blanqueamiento. Probablemente esto sucedió debido a que esta especie, en comparación con *A. cervicornis* de Caño Ratón, se encontraba en zonas más someras donde la radiación solar llega más fuerte y la temperatura es más alta (Marshall & Baird, 2000).

Por su parte, las ramas de Playa del Muerto y de Bahía de Cinto presentaron una sobrevivencia mayor al 98%. Esto se esperaba en Bahía de Cinto dado que es una estación más alejada de la actividad antrópica que Playa del Muerto, y como es sabido, áreas sujetas a actividades de *snorkeling* y buceo así como botes, producen daños mecánicos potenciales (Voss, 1982 En: Peters *et al.*, 1986), sin embargo, el porcentaje de sobrevivencia fue un poco mayor en esta última Playa, posiblemente debido a que en dicho lugar aunque se presenta un continuo paso de lanchas y presencia de turistas durante gran parte del año, los miembros de ASOPLAM (Asociación de pescadores de Playa del Muerto) han tomado medidas al respecto procurando minimizar los impactos sobre el ecosistema haciendo que la entrada de lanchas se haga por lugares donde no hay presencia coralina, y que los careteadores lleven a los turistas a lugares donde la profundidad es suficiente (entre 3 y 4 m) para que con las aletas no golpeen los corales.

## **5.2 CRECIMIENTO DE LAS RAMAS**

Los Acropóridos se caracterizan por poseer altas tasas de crecimiento, tasas de regeneración rápida y eficientes procesos de fusión en ambientes inestables (Bak & Criens, 1981). Dichas tasas de crecimiento fueron vistas en el presente estudio, dado que al compararlas con trabajos hechos tanto en la misma área como en otras partes del Caribe, éste fue similar a los reportados por otros autores. Estos valores pueden observarse a continuación, al describir cada una de las especies.

### 5.2.1 *Acropora cervicornis*

Dentro de los rangos de incremento en el crecimiento reportados por otros autores (Tabla 5) en el Caribe para *A. cervicornis* se encuentra el de Sanjuan-Muñoz (1995) que es igual al valor encontrado en el presente estudio en el PNNCRSB. El incremento reportado por Moreno-Bonilla & Valderrama (2002) supera levemente al hallado en el PNNT. Según esto se puede decir que probablemente a través del tiempo el patrón de crecimiento no ha presentado cambios drásticos en ninguno de los dos Parques. Por otra parte, los valores reportados en este estudio, superan lo encontrado por Bak & Criens (1981) sobre fragmentos de *A. cervicornis* lo que pudo haberse dado debido a que como son fragmentos, estos están dedicando su energía no solamente al crecimiento, sino también a otros procesos como fijación y regeneración.

Tabla 6. Comparación de tasas de crecimiento de *A. cervicornis*.

AUTOR	AÑO	LUGAR	CRECIMIENTO (cm/mes)
Tunicliffe	1980	x	1,01
Bak & Criens	1981	Curaçao	0,42
Sanjuan-Muñoz	1995	PNNCR	0,61
Moreno-Bonilla & Valderrama	2002	PNNT	0,80
	2005	PNNCRSB	0,71
Presente estudio	2005	PNNT	0,65

Aunque coincidentalmente tanto el mayor tamaño de las colonias como el mayor incremento de crecimiento se presentó en Playa del Pozo, se observó que estas variables no se encuentran relacionadas significativamente en ninguna de las estaciones. Esto se debe a que aunque dicha estación fue la que presentó mayor variabilidad de condiciones de deterioro, estas no influyen negativamente en el crecimiento, por lo que las colonias pueden emplear mayor energía en el crecimiento.

Temporalmente, el mayor crecimiento promedio se dio en Playa del Pozo de febrero a marzo. Durante este tiempo se presenta el fenómeno de surgencia, y el aporte de los ríos es mínimo por lo que las condiciones para el crecimiento coralino son adecuadas, dado que este fenómeno al presentarse en época seca, ayuda a minimizar las altas temperaturas que afectan los corales (Díaz-Pulido & Garzón-Ferreira, 2002). Aunque en Bahía de Cinto también se presenta dicho fenómeno el incremento se mantuvo

durante los primeros meses de muestreo, presentando solo un aumento significativo en el periodo de mayo a junio. En Caño Ratón este comportamiento se observó de enero a febrero y se debe posiblemente a que es un periodo en el que la descarga del Canal del Dique, uno de los factores adversos que domina en la región, no es tan fuerte como la que se presenta en la época lluviosa (Zapata, 2005).

El mayor incremento promedio mensual dado en Playa del Pozo, puede deberse a que cuando se presentan disturbios naturales como mar de leva y fuertes vientos, dicha Playa está más protegida que Bahía de Cinto donde hay mayor descarga de sedimentos (Obs. pers.) debido a pendientes fuertes (Villa, 2001). Por otro lado, aunque las colonias de Caño Ratón debido a su profundidad, están menos expuestas a factores como altas temperaturas y paso continuo de lanchas, presentaron un incremento promedio de crecimiento bajo, posiblemente por las condiciones adversas que dieron como resultado el evento de blanqueamiento desde finales del mes de mayo, además de la competencia que estas tienen con organismos como esponjas y algas, competencia que en las otras estaciones de muestreo no fue tan notoria.

Se hizo evidente que el crecimiento en el PNNT es mayor que el que se encuentra en el PNNCRSB, y aunque al principio del muestreo se creía que la surgencia iba a afectar de forma negativa el incremento, al parecer el efecto que ella produce en el cacho de venado es favorable, lo que puede sustentarse con los promedios encontrados por otros autores en el Caribe que reportan valores similares dentro de los que se encuentra el estudio de Moreno-Bonilla & Valderrama (2002) quienes reportan valores levemente superiores a los encontrados en este estudio, queriendo decir con esto que el cambio en las tasas de crecimiento no es tan abrupto como para pensar que el fenómeno de surgencia cause un efecto perjudicial reflejado en el crecimiento.

La variabilidad del crecimiento en el tiempo presentada en la estación de Caño Ratón, puede explicarse por el evento de blanqueamiento ocurrido, ya que el coral al verse afectado empieza a utilizar su energía en procesos de recuperación, disminuyendo con esto el crecimiento, lo que coincide con lo planteado por Bak & Criens (1981) quienes afirman que la tasa de crecimiento disminuye debido a que la energía

normalmente usada en la calcificación a las puntas de las ramas es asignada a reparar y regenerar el tejido coralino.

### 5.2.2 *Acropora palmata*

Tal como se puede observar en la Tabla 6, los valores promedio de crecimiento del cuerno de alce obtenidos en este estudio sobrepasan levemente el encontrado por García (1994) en el PNNCRSB, se asemejan a los obtenidos por Lirman (2000), y son inferiores a los determinados por Bak (1976 En: Kobayashi, 1984) y ligeramente menores al de Moreno-Bonilla & Valderrama (2002). De igual forma, los valores reportados en este estudio sobrepasan a los encontrados por Bak & Criens (1981), sobre fragmentos lo que coincide con lo encontrado por Kobayashi (1984) sobre ramas de *A. formosa* y *A. nasuta*, quien afirma que el crecimiento de las ramas es menor en fragmentos que en colonias.

Tabla 7. Comparación de las tasas de crecimiento de *A. palmata*

AUTOR	AÑO	LUGAR	CRECIMIENTO (cm/mes)
Bak*	1976	Curaçao	0,73
Bak & Criens	1981	Curaçao	0,30
García	1994	PNNCR	0,43
Lirman	2000	Florida	0,58
Moreno-Bonilla & Valderrama	2002	PNNT	0,63
	2005	PNNCRSB	0,46
Presente estudio	2005	PNNT	0,56

\* En: Kobayashi, 1984.

García *et al.*, (1996), observaron que el crecimiento de *A. palmata* en el PNNCRSB está inversamente relacionado con el tamaño de las colonias, lo cual difiere a lo encontrado en este estudio, donde no se presentó una relación entre el tamaño de la colonia con el crecimiento que presentaban las ramas de éstas en el PNNT y PNNCRSB.

Como se ha dicho reiteradamente el evento de blanqueamiento presentado en el PNNCRSB, provocó que la estación de Tres en Uno tuviera una disminución considerable en el crecimiento en el periodo de mayo a julio. Por su parte, el cuerno de

alce en Bahía de Cinto presentó el mismo comportamiento que el cacho de venado durante los primeros meses (enero a mayo), donde los valores de crecimiento no tuvieron mayor variación siendo solamente en el periodo de mayo a junio donde se evidenció un incremento considerable, lo que demuestra que aunque la surgencia no es un fenómeno que afecte de forma negativa el crecimiento coralino, es posible que los corales de la zona aprovechen al máximo las condiciones locales que se presentan en la época lluviosa, sin embargo, al respecto no se puede dar una conclusión certera debido a que se cuenta con un solo muestreo durante dicho periodo.

Espacialmente el menor incremento también se dio en Tres en Uno por las razones ya expuestas, mientras que el mayor incremento se presentó en Playa del Muerto y a pesar del turismo constante en dicha estación, las colonias no parecen verse muy afectadas por este, debido a las medidas adoptadas por los habitantes de la zona, para el mantenimiento de los corales. De igual forma, puede explicarse como resultado de las lesiones que se han visto desde tiempo atrás en dichos corales en el PNNCRSB como las reportadas por Sánchez (1995) y Ramírez *et al.*, (1985, En: Boulon *et al.*, 2005). De igual forma, Zea & Duque Tobón (1989) y Smith & Ogden (1994 En: Boulon *et al.*, 2005) llegaron a la conclusión que debido a enfermedades, blanqueamiento, pesca con dinamita, turismo y otras actividades antrópicas, los corales se vuelven más susceptibles a ser invadidos por algas y demás organismos que pueden lesionarlos, haciendo que dedique más energía a su recuperación que a su crecimiento; sin embargo ésta recuperación, según Gladfelter *et al.*, (1978), Highsmith (1982), Bak & Criens (1981) y Meesters *et al.*, (1997), frente a lesiones tiende a ser rápida, aunque dicho proceso no fue observado durante el periodo de muestreo.

Dado que en los sectores de Playa del Muerto y Bahía de Cinto las condiciones físicoquímicas que se evidencian son parecidas, el crecimiento de las ramas de estos no presentó mayor fluctuación, sin embargo, en Tres en Uno, en la mayoría de los meses de estudio, aunque el crecimiento no fue muy distante de los sectores del PNNT, si fue menor, debido a que estas colonias, desde el primer momento presentaban condiciones de deterioro como invasión algal, y en los últimos meses, evento de blanqueamiento.

En el incremento durante el tiempo de muestreo se obtuvieron variaciones que, aunque no fueron muy marcadas en los primeros meses, sí lo fueron hacia el final del estudio, especialmente en Bahía de Cinto presentándose incrementos que marcan diferencia. Esto se debe posiblemente a que la llegada de la época lluviosa (en el mes de abril) empieza a mostrar sus efectos, en este caso particular sobre el crecimiento.

### **5.3 ESTADO DE SALUD**

Dentro de las funciones fundamentales que juega el género *Acropora* en el ecosistema arrecifal, esta el de servir de refugio para una gran cantidad de crustáceos, equinodermos, moluscos y peces. Además de esto, es conocido que tiene una marcada competencia interspecifica con gorgonáceos, briozoos, esponjas y algas (Knowlton, 2001, Boulon *et al.*, 2005). Debido a esta competencia, es posible que lleguen a presentarse lesiones en los corales inducidas por dichos organismos como una forma de ocupar más espacio y asegurar su territorio, influyendo en el crecimiento coralino.

#### **5.3.1 *Acropora cervicornis***

Los signos de deterioro detectados en esta especie fueron: las anomalías esqueléticas, blanqueamiento, mortalidad parcial Tipo I y reciente y agentes de deterioro como la agresión por los peces del género *Stegastes* y la invasión por algas y esponjas.

En cuanto a las esponjas, Thomas (1972) afirma que las perforadoras pertenecen a un grupo entre los organismos marinos causantes de destrucción considerable en el sistema arrecifal; aunque no se vio una esponja perforadora, una de las colonias de *A. cervicornis* en Caño Ratón y Bahía de Cinto, fue parcialmente cubierta por la esponja ramosa *Desmapsamma anchorata* (Com. Pers. Sven Zea) (Figura 22), perdiendo la capacidad de capturar alimento y de sus zooxantelas simbioses para asimilar la radiación solar. Sin embargo, dichas colonias no se registraron muertas, debido a que algunas de sus ramas permanecieron en buen estado durante el muestreo. Según Sven Zea (1987), esta esponja es común encontrarla sobre coral muerto, en Isla Grande. De igual forma, expone que en San Bernardo, se encuentra sobre ramas de



*A. cervicornis* muerto, pero en el presente estudio, se encontró en Isla Grande y sobre colonias de coral vivo.



Figura 22. Colonia de *A. cervicornis* en Caño Ratón invadida por la esponja *Desmapsamma anchorata*.

La mortalidad parcial Tipo I, fue detectada únicamente en la estación de Playa del Pozo donde las lesiones no se encontraban cubiertas por algas lo cual las diferenciaba de la mortalidad reciente (Barrios, 2000), siendo probablemente una transición entre la mortalidad actual y esta última. Dicha condición puede llevar a la mortalidad reciente, ya que el deterioro se va haciendo más evidente provocando que los corales sean más susceptibles a la invasión algal a tal punto que la colonia ya no pueda emplear mecanismos para su defensa (Bak & Criens, 1981).

La similitud en la proporción de agentes y signos de deterioro de las colonias con o sin presencia de estos entre las estaciones, puede explicarse por el hecho que, aunque algunas solo se presentaron en estaciones específicas, tal como las anomalías esqueléticas encontradas en Playa del Pozo y la invasión por esponjas y fuerte blanqueamiento en Caño Ratón, la proporción no fue muy variable. Esto se debe a que cada región -en donde se ubican los parques- tiene condiciones oceanográficas específicas como la surgencia que se presenta en el PNNT, fenómeno que disminuye la temperatura (Díaz-Pulido & Garzón-Ferreira, 2002, Arcos-Pulido & Gómez-Prieto, 2004) reportándose temperaturas puntuales hasta de 20 °C (Franco, 2005), mientras que el PNNCRSB se caracteriza por tener durante todo el año

temperaturas relativamente estables con un promedio de 27,9 °C siendo febrero el mes menos cálido con 27,0 °C y, junio y julio los más cálidos con 28,5 °C (Leblanc, 1985 En: Zapata, 2005).

Temporalmente es evidente que Caño Ratón es la única estación que presenta variabilidad, dada principalmente por el evento de blanqueamiento sufrido a finales del mes de mayo, que provocó la muerte de algunas ramas sin llegar a la mortalidad total de las colonias. Esto presumiblemente se presentó por un incremento en la temperatura superficial del agua, ya que de acuerdo con Ortegón (2006) hubo aumento considerable pasando de los  $28,88 \pm 0,64$  °C a los  $32,75 \pm 2,19$  °C de abril a julio, corroborando lo dicho por Oliver (1985) y Brown *et al.*, (1996), quienes aseguran que estos factores juegan un papel fundamental en los eventos de blanqueamiento. Así mismo, Glynn *et al.*, (1993) afirmó que el aumento en un grado de temperatura sobre la máxima estacional puede provocar blanqueamientos sustanciales.

La presencia de daño y lesiones sobre las colonias podría indicar un cambio en las condiciones medioambientales (Meesters *et al.*, 1992). Dentro de estas lesiones o daños se pueden encontrar las anomalías esqueléticas, dentro de las que hay tumores, heridas, nódulos y otras anormalidades del tejido y esqueleto coralino (Sutherland *et al.*, 2004). Las encontradas en el presente estudio se caracterizaban por ser protuberancias blancas (probablemente con poco tiempo de existencia) y otras cubiertas ya por tejido coralino (presumiblemente con más tiempo de formación) (Figura 23). Estas anomalías concuerdan con las descritas por Peters *et al.*, (1986), quienes las catalogan como epitelomas calicoblásticos resultantes de la proliferación de calicoblastos y tejido asociado, caracterizados por un relieve de más de 1 cm de alto, con forma irregular y bultos blancos que se desarrollan en toda la colonia coralina.

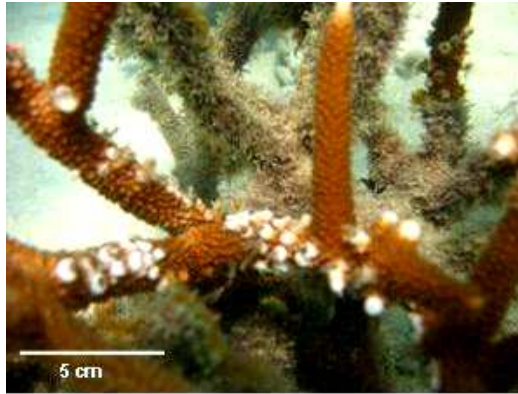


Figura 23. Ramas de *A. cervicornis* con anomalías esqueléticas en Playa del Pozo.

Aunque estudios como el de Eldredge y Kropp (1981), han revelado que organismos como los cangrejos generan cavidades en el esqueleto coralino, en este estudio lo único que se encontró en el interior de dichas anomalías fueron algas filamentosas del género *Polysiphonia*, alga que hace parte del ensamblaje predominante de la región (Díaz-Pulido & Garzón-Ferreira, 2002). Estas anomalías solo fueron encontradas en Playa del Pozo, en un poco más de la mitad de la población estudiada. Aunque no hay razones certeras sobre el porqué se da la aparición de dichos signos de deterioro (Peters *et al.*, 1986), es probable que sea un mecanismo del coral que al verse atacado por algas, las envuelve para evitar su proliferación (García, 1994). Por otro lado, se encontró que la cantidad de dichas lesiones no cambió durante los meses de muestreo, lo que supone que si éste es un mecanismo que ha adoptado el coral, tal como se dijo anteriormente, es efectivo para evitar la propagación rápida de las algas a toda la colonia.

Muchos estudios de damiselas territorialistas en arrecifes coralinos han indicado un papel negativo sobre los corales escleractíneos (constructores de arrecifes) y organismos vinculados. El incremento en biomasa algal y microfauna asociada en territorios de damiselas ha mostrado interferir indirectamente en el crecimiento de corales hermatípicos, principalmente a través de sobrecrecimiento algal e incremento en la sedimentación y bioerosión (Vine 1974, Kaufman 1977, Potts 1977, Lobel 1980, Risk *et al.*, 1995, Knowlton, 2001).

## Discusión de Resultados

La abundancia de dichos peces en función del recurso, se puede explicar por el territorialismo tan marcado que presentan (Figura 24), los cuales en la mayoría de casos atacan a individuos de su misma especie con el fin de defender su espacio. Esto puede influir al momento de evitar una proliferación algal ya que aunque estas damiselas son consideradas herbívoros (Steneck, 1988), según Brawley & Adey (1977 En: Glynn & Colgan, 1988) tienen una limitada habilidad para reducir la biomasa algal, por lo tanto su capacidad para controlar el crecimiento de las algas no es suficiente en el momento en que un coral se vea invadido por dichos organismos. Así mismo la sobrepesca (sobre otras especies herbívoras distintas a *Stegastes*), ha ocasionado una disminución en la herbivoría, lo que ha traído consigo un incremento en la competencia alga-coral (Knowlton, 2001).



Figura 24. *Stegastes* sp. en colonia de *A. cervicornis* en Playa de Pozo.

Durante el muestreo no se evidenciaron diferencias en la abundancia de *Stegastes* spp. entre las estaciones, sin embargo, según la prueba realizada, la densidad presentada por dichos peces en las regiones de muestreo es menor en el PNNT que en PNNCRSB, este resultado difiere de lo expuesto por Sale (1985) quien afirma que la cobertura de coral es un factor esencial para los peces arrecifales y está directamente relacionado con su abundancia, siendo esta última muy baja en el PNNCRSB.

De acuerdo a esto, en el presente estudio se puede inferir que es posible que haya algún tipo de influencia de dichos peces sobre el crecimiento coralino, dado que en el

PNNT la abundancia de estos fue menor y el incremento de crecimiento fue superior en comparación con el PNNCRSB. De igual forma, otros estudios han identificado efectos positivos, como: reducción de la bioerosión externa en territorios de damiselas (Sammarco & Carleton, 1981, Munro & Williams, 1985) y la exclusión de coralívoros en parches coralinos o territorios cercanos (Glynn & Colgan, 1988). Así mismo, estudios en el Pacífico, han encontrado que las damiselas previenen la predación por parte de la estrella de mar *Acanthaster planci*, sobre los corales hermatípicos (Glynn & Colgan, 1988). Esto se puede corroborar por lo observado y vivido en campo, y aunque no se vieron erizos ni estrellas de mar, al medir las ramas estos peces se mostraban bastante ofuscados llegando a atacar al buzo, al igual que pasaba cuando otros peces como *Sparisoma viride* intentaban ingresar a su territorio. Cabe destacar que aunque *S. viride* no es mencionado comúnmente como pez coralívoro, si llegan a remover tejido vivo mediante la excavación sobre el tejido coralino (Hutchings, 1986; Glynn 1990 En: Reyes-Nivia *et al.*, 2004).

### **5.3.2 *Acropora palmata***

Los agentes de deterioro encontrados en el cuerno de alce fueron: la agresión por cangrejos, peces del género *Stegastes*, y la invasión por algas y signos de deterioro como, anomalías esqueléticas, blanqueamiento y mortalidad reciente.

Patton (1976 En: Eldredge & Kroop, 1981) clasificó los cangrejos en (a) los que se mueven libremente por toda la colonia y (b) los que modifican el esqueleto del coral hospedero, siendo estos últimos los que más daño producen al coral y los de mayor observación en campo, así mismo se observaron creando cavernas y la mayoría de veces a los extremos de las ramas. Sin embargo, el que se encuentren cangrejos en una colonia coralina afecta el patrón de crecimiento y no la sobrevivencia (Eldredge & Kroop, 1981), razón por la cual las ramas que presentaron dichos organismos no murieron durante el muestreo (Figura 25).

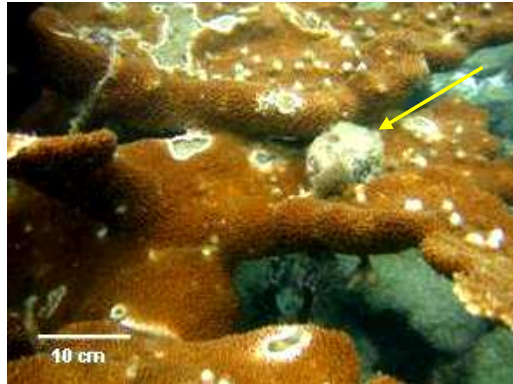


Figura 25. Cangrejo ermitaño en colonia de *A. palmata* en Playa del Muerto.

La mortalidad está relacionada con la capacidad de regeneración en los corales constructores de arrecifes. En el Caribe, la regeneración de *Acropora palmata* y *Montastrea annularis* decrece con el incremento de la sedimentación (Meesters *et al.*, 1992). Consecuentemente, las lesiones no pueden ser cerradas e instantáneamente empiezan a ser colonizadas por algas y esponjas excavadoras, llevando a la mortalidad reciente (Figura 26), condición observada en las colonias de *A. palmata* en todas las estaciones muestreadas, sin embargo, solo fue vista la colonización por algas, más no por esponjas, y no se presencié regeneración, lo que indicaría que la sedimentación u otros factores están afectando la capacidad de recuperación coralina.

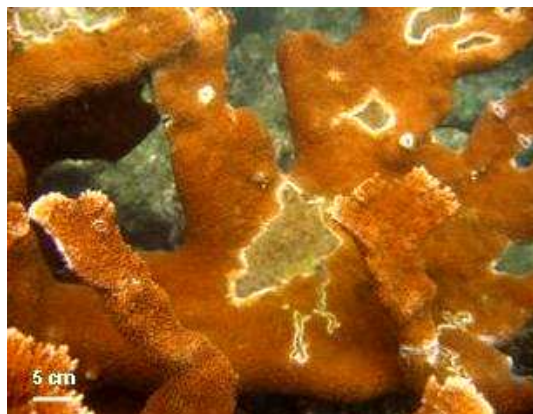


Figura 26. Colonia de *A. palmata* con mortalidad reciente en Bahía de Cinto.

La no variabilidad en proporción de colonias con y sin presencia de condiciones de deterioro entre las estaciones, aun cuando no se presentaron las mismas condiciones de deterioro entre estaciones, sus proporciones fueron similares. Es así como en Playa del Muerto se encontró específicamente gran cantidad de anomalías esqueléticas y en Tres en Uno un fuerte evento de blanqueamiento. Esta variación de agentes y signos de deterioro puede deberse a que como consecuencia de que muchos aspectos de la química del océano están cambiando en respuesta a las actividades humanas (Knowlton, 2001), lo cual puede interferir en que cada estación presente factores nocivos específicos, que influyen de manera específica en cada condición haciendo que se desarrollen unas más que otras.

Temporalmente en la estación de Tres en Uno se presentó variabilidad, la cual se puede explicar en el hecho que en los primeros meses de muestreo se presentaron condiciones adecuadas para el buen desarrollo del cuerno de alce, sin embargo en el último periodo (mayo a julio) la temperatura aumentó considerablemente (hasta 4 °C) y la salinidad bajó (hasta 5 UPS) (Ortegón, 2006). Por esta misma razón, la proporción entre colonias vivas y muertas no se mantuvo en esta estación, dado que se produjo la muerte del 100% de las colonias, mientras que en Playa del Muerto y Bahía de Cinto no se registró ningún deceso.

La presencia de las anomalías esqueléticas (Figura 27) se puede ver influenciada por las condiciones ambientales y por el estrés generado por factores antrópicos, y aunque incrementan la porosidad del esqueleto, disminuyen la producción de mucus, nematocistos, zooxantelas y reducen la fecundidad (Sutherland *et al.*, 2004), no llegan a causar su muerte, concordando con lo encontrado en Playa del Muerto, ya que aunque es la estación que presenta más anomalías esqueléticas, de igual forma fue la que presentó una sobrevivencia del 100% de sus colonias. La variabilidad del número de anomalías en el tiempo se observó en las dos estaciones, lo cual puede deberse a que estas son Playas y Bahías más expuestas en comparación con Playa del Pozo, haciéndolas más susceptibles a cambios que se puedan presentar en el medio.



Figura 27. Colonia de *A. palmata* con anomalías esqueléticas en Playa del Muerto.

Cabe destacar que aunque el tamaño de las anomalías no fue registrado, a simple vista no se vio ningún cambio en la longitud media, contrario a lo encontrado por Peters *et al.*, (1986) quienes registraron que la tasa de crecimiento era de 25 a 44 mm por año.

Se sabe que los Acropóridos tienen una tasa de regeneración rápida, presentándose con mayor efectividad hacia los bordes dado que la energía empleada para el crecimiento se dirige hacia este sector (Meesters *et al.*, 1992). Los corales tienen una energía de reserva que puede ser utilizada para la regeneración de las lesiones (Figura 28), pero dado que el tamaño de las lesiones puede ser muy grande o darse en gran cantidad, esta energía no es suficiente para cubrirlas, por tal motivo, puede ser destinada a cumplir otros procesos metabólicos (Bak, 1983). Lo encontrado en el presente trabajo, evidencia que el número de anomalías presentes en una colonia no está relacionado con el tamaño de la misma, lo cual puede deberse a que cada colonia posee una tasa de crecimiento y recuperación diferente e independiente a su tamaño y a las lesiones que pueda presentar.



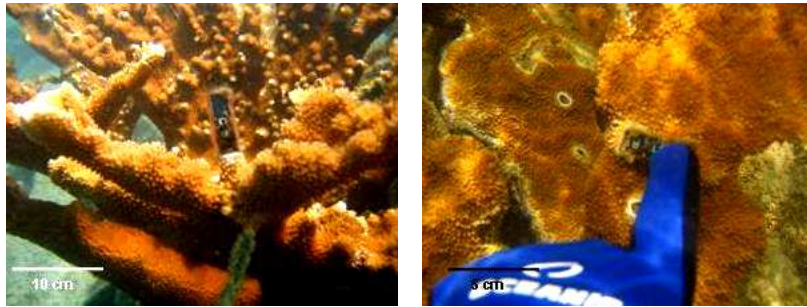


Figura 28. Rótulos cubiertos por tejido coralino en colonias de *A. palmata*

En cuanto a la abundancia en función del recurso, se podría suponer que entre más algas posea una colonia, más peces del género *Stegastes* tendría, sin embargo, debido a su territorialismo, muy pocas veces fue visto más de un individuo por colonia. De igual forma, se obtuvo que la abundancia de este pez es menor en el PNNT que en el PNNCRSB, lo que no concuerda con lo esperado debido a que en este último Parque el deterioro es mayor encontrándose más disponibilidad de algas, haciendo las colonias más apetecidas por otros peces herbívoros logrando desplazar el territorialismo a otras áreas menos expuestas. De acuerdo al evento de blanqueamiento presentado, se puede suponer que *Stegastes* spp. frecuentan corales con poca colonización algal, mas no corales que estén totalmente invadidos por ellas, por lo que después del evento de blanqueamiento en Tres en Uno, cuando las colonias ya estaban invadidas por algas, estos peces fueron poco observados. Esto se debe a que las implicaciones ecológicas que trae un blanqueamiento incluye la reducción significativa en la cobertura de especies y cambios en la composición de la comunidad (Fisk & Done, 1985, Brown & Suharsono, 1990; Gleason, 1996, Glynn, 1996 En: Marshall & Baird, 2000).

En este estudio, se encontró que las colonias de *A. cervicornis* presentaron menor abundancia de *Stegastes* spp. en comparación con las colonias de *A. palmata* contrario a lo encontrado por Santodomingo *et al.* (2002), quienes hallaron mayor abundancia sobre el cacho de venado, lo que puede indicar que dicho pez, se ha desplazado a sitios diferentes en busca de refugio encontrando posiblemente en el cuerno de alce una zona que le brinda mayor protección, debido al área que esta

ofrece por su crecimiento en forma de plato. De igual forma Kamura & Choonhabandit (1986), en el Indo-Pacífico encontraron que los territorios de las damiselas residentes *Stegastes apicalis* frecuentemente están de 3 a 4 m de profundidad, sobre colonias coralinas vivas, profundidad a la que se hallaban las colonias de *A. palmata* de este estudio, por lo que es posible que se haya encontrado una mayor abundancia de *Stegastes* spp. en las estaciones donde se muestreó esta especie.

Debido a que el evento de blanqueamiento fue significativo en el PNNCRSB afectando tanto a las colonias de Caño Ratón como a las de Tres en Uno, se dedican los siguientes párrafos a su discusión.

La muerte coralina puede ser resultado de una variedad de efectos durante exposición corta a temperaturas letales o durante exposición larga a temperaturas subletales (Fitt *et al.*, 2001). Según Ortegón (2006) en el PNNCRSB se registraron valores de temperatura que oscilaron entre los  $30,09 \pm 0,86$  °C a  $32,75 \pm 2,19$ °C en el periodo de mayo a julio, valores que sobrepasan los 31 °C, temperatura que según Glynn *et al.*, (1993) y Winter *et al.*, (1998), provoca una mayor mortalidad coralina que la que se da a altos y bajos niveles de radiación UV. De igual forma, es posible que debido a los valores de visibilidad presentados de  $9,38 \pm 3,08$  m y  $14,50 \pm 1,91$  m en el periodo de mayo a julio (Ortegón, 2006), los rayos UV penetraran más directamente en la columna de agua (Lesser, 2004), sin embargo, las colonias de Caño Ratón pudieron verse un poco protegidas debido a que *A. cervicornis* se encontraba a profundidades hasta de 12 m; contrario a lo sucedido en Tres en Uno donde las colonias de *A. palmata* se encontraban muy someras, hasta los 4 m de profundidad, haciéndose más vulnerables a ser afectadas por los rayos solares y por ende por las altas temperaturas.

Un evento de blanqueamiento muchas veces puede ser superado por los corales. Estudios como el de Buddemerer & Fautin (1993) y Ware *et al.*, (1996 En: Brown, 1997), tienen como hipótesis que el blanqueamiento es un mecanismo adaptativo del coral para ser recolonizado por un tipo diferente de zooxantelas posiblemente con una capacidad amplia de resistencia al estrés. La diversidad de las zooxantelas tiene una gran significancia respecto al cambio global, debido a que diferentes tipos de

## Discusión de Resultados

zooxantelas exhiben diferencias en su susceptibilidad al blanqueamiento (Rowan *et al.*, 1997 En: Knowlton, 2001). De igual forma, trabajos como los de Jokiel (1988), Dunlap *et al.*, (1988) y Lesser (2004), han observado incrementos en las concentraciones de pigmentos de clorofila en corales y sugieren que esto ha sido una respuesta fotoadaptativa al incremento de radiación UV.

En la publicación de Brown (1997), la recuperación de los corales se dio en un periodo de 2 a 4 meses, sin embargo, en este estudio no se presentó ninguna mejoría de las colonias que fueron afectadas, posiblemente por la persistencia de las altas temperaturas, debido a que según Winter *et al.*, (1998), 104 días con temperaturas de 29 °C, son suficientes para causar blanqueamiento s evero. Después de un periodo de dos meses la invasión algal fue evidente generando la mortalidad en las colonias de Tres en Uno (Figura 29). Esto es extremadamente común en el blanqueamiento de los corales en aguas poco profundas, con aumentos de SST en el medio día y valores normales durante la noche, aguas calmadas, baja velocidad del viento y baja turbidez (Brown, 1997).

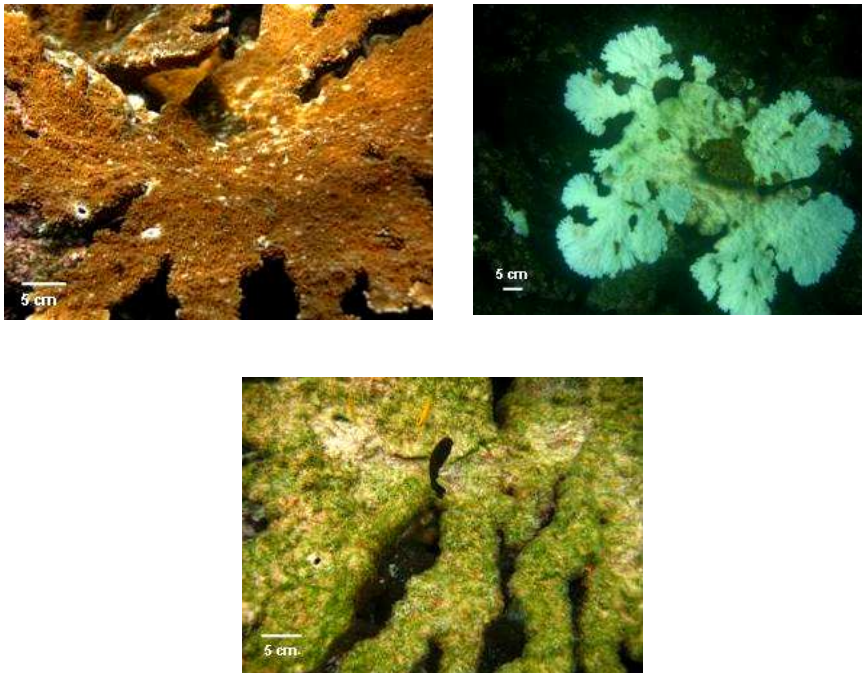


Figura 29. Secuencia de colonias de *A. palmata* antes (arriba izquierda), durante (arriba derecha) y después de un evento de blanqueamiento (abajo centro) en el PNNCRSB.

Aunque no se realizaron muestreos nocturnos, según Williams & Bunkley-Williams (1988) la extensión de los pólipos coralinos y alimentación que ocurre en la noche en especies hospederas, es un indicador importante de condiciones en animales afectados. Con la pérdida de nutrición de las zooxantelas, la alimentación por los pólipos presumiblemente comienza a ser más importante, sin embargo, en la temporada de eventos de blanqueamiento muchos corales no extienden sus pólipos o los extienden pero no se alimentan. Puede que esto lo hayan presentado los corales del PNNCRSB y dicho comportamiento los llevara a la muerte por inanición.

Finalmente, además de las altas temperaturas, la alta carga de sedimentación, los derrames de petróleo que reciben los arrecifes -como el presentado en el área a mediados de abril (Com. Pers. con los pescadores de la región)-, el resultado del incremento del paso continuo de lanchas rápidas, yates y los aportes del Canal del Dique pueden estar propiciando mortalidad significativa en diversas especies coralinas en la región del PNNCRSB.

## **5.4 RECLUTAMIENTO**

El reclutamiento es uno de los patrones que según Bak & Criens (1981) determina las características arrecifales y proveen estructuras para el refugio de peces residentes y comunidades bénticas marinas en general. Debido al bajo reclutamiento producto de plánulas sexuales en las especies de Acropóridos (Bothwell, 1982, Rylaarsdam, 1983; Dustan, 1977, Rosesmyth, 1984 En: Lirman & Fong, 1997), el reclutamiento asexual por fragmentos coralinos puede jugar papeles significantes en el proceso de recubrimiento.

### **5.4.1 *Acropora cervicornis***

Debido a la gran cantidad de parches monoespecíficos del cacho de venado presentes en la estación de Playa del Pozo, es de suponer que el sustrato arenoso que aquí se presenta es adecuado para el desarrollo de dicha especie, contrario a lo dicho por Lirman & Fong (1997) quienes sugieren que el sustrato de escombros favorece la estabilización y sobrevivencia de reclutas asexuales y Bowden-Kerby (2001) que

señala que la mortalidad de los fragmentos está relacionada con el sustrato de arena y fango. Los fragmentos de *A. cervicornis* sobreviven mejor si son grandes y multiramificados, porque la mayoría de los pólipos quedan elevados sobre el sustrato (Tunncliffe, 1980) de acuerdo con lo establecido por Soong & Chen (2003) quienes también afirman que los fragmentos de *A. pulchra* con ramas pueden estabilizarse en el sustrato, tal como se vio en los reclutas de Playa del Pozo. Según Harriott (1985), el reclutamiento de juveniles es proporcional a la abundancia de adultos, lo cual puede justificar que en esta estación se haya dado un mayor reclutamiento que el encontrado en Bahía de Cinto. En Caño Ratón fue donde se presentó el valor más bajo, mostrando que ésta no es un área apropiada para la fijación de los fragmentos, debido a su profundidad, topografía del terreno y a la marcada competencia que tienen con esponjas y corales de otras especies. De igual forma, los reclutas en la naturaleza sufren de alta mortalidad y bajas tasas de crecimiento (Sato, 1985 En: Soong & Chen, 2003). Así mismo, la intensidad de luz es un factor importante que afecta la tasa de extensión de *Acropora* (Soong & Chen, 2003), factores por los cuales en Caño Ratón (estación donde las colonias se encontraban a mayor profundidad en comparación con las otras estaciones de *A. cervicornis*), se presentó el menor valor de reclutamiento.

#### **5.4.2 *Acropora palmata***

Contrario a las especies de acropóridos en la Provincia del Indo-pacífico que exhiben altas tasas de reclutamiento sexual (Wallace 1985), el modo principal de propagación de *A. palmata* en el Caribe es por medio de fragmentación colonial (Highsmith, 1982, Rylaarsdam, 1983, Jordán-Dahlgren, 1992; Bak & Engel, 1979 En: Lirman & Fong, 1997).

Aunque la abundancia del cuerno de alce en Playa del Muerto es ligeramente inferior a la presentada en Bahía de Cinto, en la primera estación se presentó el mayor reclutamiento asexual, lo cual se puede relacionar con lo dicho por Lirman & Fong (1997), quienes sugieren que según el tipo de sustrato y distancia a la que los fragmentos caen de una colonia, estos pueden verse protegidos facilitando su desarrollo, lo cual fue visto en Playa del Muerto donde los fragmentos se observaron cerca a donde se encontraba la mayor concentración de colonias.

De igual forma, según Smith & Hughes (1999) el reclutamiento depende de la especie, tamaño del fragmento y hábitat, contrario a lo expuesto por Lirman (2000), quien afirma que éste en *A. palmata* se debe principalmente al hábitat y no al tamaño de los fragmentos. Con base en lo anterior se puede decir que probablemente Playa del Muerto posea un sustrato y condiciones del área más adecuadas para el desarrollo de los reclutas, sin que se esté presentando una relación directa de la abundancia de colonias existentes con estos.

Por otra parte, los fragmentos de coral como las colonias completas, crecen más rápido en aguas poco profundas que en aguas profundas (Montebon & Yap, 1997, Nagelkerken *et al.*, 1999; Huston, 1985, En: Soong & Chen, 2003). Aunque la profundidad entre Playa del Muerto y Bahía de Cinto no difiere mucho (máximo 1 m) el sustrato inclinado de ésta última hace que los fragmentos caigan en profundidades donde su desarrollo no se ve favorecido.

## 6 CONCLUSIONES

- ☒ La mayor sobrevivencia se presentó en el PNNT tanto en *A. palmata* como en *A. cervicornis*, debido al evento de blanqueamiento que se dio en el PNNCRSB en ambas estaciones de muestreo, que provocó la muerte en su totalidad de las colonias del cuerno de alce y la muerte de algunas ramas del cacho de venado.
- ☒ No se observó un cambio significativo en el incremento de crecimiento presentado tanto para el PNNCRSB como para el PNNT, respecto a los reportados por otros autores en años anteriores en los mismos Parques, corroborando que se ha seguido un patrón de crecimiento en dichas zonas. De igual forma, se encontró que el crecimiento de las ramas no está relacionado con el tamaño de las colonias.
- ☒ Las condiciones de deterioro encontradas, a excepción del blanqueamiento, no interfieren en el crecimiento de las colonias, siendo esta condición la responsable de la variabilidad en las estaciones del PNNCRSB.
- ☒ La menor abundancia de *Stegastes* spp. se presentó en PNNT en comparación con PNNCRSB. En cuanto a la comparación entre especies coralinas, la mayor abundancia de las damiselas se presentó en *A. palmata* posiblemente porque ofrece mayor área para la permanencia de dichos peces.
- ☒ El evento de blanqueamiento estuvo relacionado con el aumento de la temperatura superficial del agua (32,75 °C) en el PNNCRSB y después de dos meses de ocurrido, no se presentó recuperación de las colonias afectadas, haciéndose evidente la muerte de los corales e invasión algal.

## Conclusiones

- Además de la temperatura, la profundidad fue un factor influyente en la mortalidad encontrada en Tres en Uno por el evento de blanqueamiento, ya que las colonias de dicha estación están en zonas más someras que las de Caño Ratón.
- El reclutamiento tanto para *A. cervicornis* como para *A. palmata* se debe al sustrato y a la cantidad de colonias de dichas especies encontradas en las estaciones de Playa del Pozo y Playa del Muerto, estaciones donde se presentó el mayor reclutamiento.



## 7 RECOMENDACIONES

- ④ Es aconsejable realizar estudios, en los cuales se abarque todo el ciclo climático, con el fin de conocer el comportamiento de *A. cervicornis* y *A. palmata* en las dos épocas del año, así como enfatizar en como la surgencia afecta el crecimiento de los corales de la zona.
- ④ Aunque los alambres maleables funcionaron bien, se aconseja utilizar materiales más perdurables y que sean resistentes al agua de mar, con el fin de no tener que reemplazar las marcas constantemente.
- ④ Preferiblemente no usar boyas de icopor para ubicar las colonias ya que estas son apetecidas por personas de la zona, por lo que se aconseja usar botellas plásticas.
- ④ Cuando se presente un evento de blanqueamiento, hacer muestreos nocturnos con el fin de ver el comportamiento de los pólipos.

## 8 BIBLIOGRAFÍA

ACOSTA, A., SAMMARCO, P. & DUARTE, L. 2001. Asexual reproduction in a zoanthid by fragmentation: the role of exogenous factors. *Bulletin of Marine Science*. 68 (3): 363-381.

ANTONIUS, A. 1988. Distribution and dynamics of coral disease in the eastern Red Sea. *Proceedings of the Sixth International Coral Reef Symposium*. Townsville, Australia. 2: 293 – 298.

ARCOS-PULIDO, M. & A. GÓMEZ-PRIETO. 2004. Valoración del estado actual de la población de *Hippocampus reidi* en la región de Santa Marta. Universidad Colegio Mayor de Cundinamarca, División de Investigaciones. 17 pp.

ARDILA, N., G. NAVAS & J. REYES. (Eds.). 2002. Libro rojo de invertebrados marinos de Colombia. INVEMAR. Ministerio de Medio Ambiente. La serie Libros Rojos de Especies Amenazadas de Colombia. Bogotá, Colombia. 180 pp.

ARONSON, R & W. PRECHT. 2001. White-band disease and the changing face of Caribbean coral reefs. *Hydrobiology*. 460 (1-3): 25 – 38.

ARONSON, R., W. PRECHT, M. TOSCANO & K. KOLTES. 2002. The 1998 bleaching event and its aftermath on a coral reef in Belize. *Marine Biology*. 141 (3): 435 – 447.

BAK, R. 1974. Available light and other factors influencing growth of stony corals through the year in Curacao. *Proceedings of the Second International Coral Reef Symposium*. Brisbane. 229 – 233.

BAK, R. & S. CRIENS. 1981. Survival after fragmentation of colonies of *Madracis mirabilis*, *Acropora palmata* and *A. cervicornis* (Scleractinia) and the subsequent impact of a coral disease. *Proceedings of the Fourth International Coral Reef Symposium*. Manila. 2: 221 – 227.

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

BARRIOS, L. 2000. Evaluación de las principales condiciones de deterioro de los corales pétreos en el Caribe colombiano. Trabajo de Maestría. Postgrado en Biología. Línea de Biología Marina. Universidad Nacional de Colombia. Santa Marta. 150 pp.

BEGON, M. M. MORTIMER. D. THOMPSON. 1996 *Population ecology, a unified study of animals and plants*. Oxford: Blackwell Science. Great Britain. 247 pp.

BOHÓRQUEZ, C. 2002. Guía Parque Nacional Natural los Corales del Rosario y San Bernardo. Convenio CEINER-UEASPNN-MINAMBIENTE.

BOTHWELL, A. 1982. Fragmentation, a means of asexual reproduction and dispersal in the genus *Acropora* (Scleractinia : Astrocoenita ; Acroporidae). A preliminary report. *Proceeding of the forth International Coral Reefs Symposium*. 2: 137 – 144.

BOULON, R., M. CHIAPPONE., H. HALLEY., W. JAAP., B. KELLER., B. KRUEZINSKY., M. MILLER & C. MILLER. 2005. *Acropora* Biological Review Team. Atlantic *Acropora* Status Review Document. Report to National Marine Fisheries Service. Southeast Regional Office. 152 pp.

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

BROWN, B. & SUHARSONO, 1990. Damage and recovery of coral reefs affected by El Niño related seawater warming in the Thousand Islands, Indonesia. *Coral Reefs*. 8: 169 – 170.

BROWN, B., R. DUNNE & H. CHANSANG. 1996. Coral bleaching relative to elevated seawater temperature in the Andaman Sea (Indian Ocean) over the last 50 years. *Coral Reefs*. 15: 151-152.

## Bibliografía

BROWN, B. 1997. Coral bleaching: causes and consequences. Proc 8<sup>th</sup> Int Coral Reef Sym. 1: 65-74.

BRUCKNER, A. 2004. Fundación Surfrider Rincón. [www.SURFRIDER.org/rincón/bruckner\\_español.asp](http://www.SURFRIDER.org/rincón/bruckner_español.asp). Consultada en marzo de 2005.

COLES, S. & D. SEAPY. 1998. Ultra-violet absorbing compounds and tumorous growth on acroporid corals from Bandar Khayran, Gulf of Oman, Indian ocean. Coral reefs: 17 (2): 195 – 198.

DANIEL, W. 2004. Bioestadística, base para el análisis de las ciencias de la salud. Limusa Wiley. México. 755 pp.

DIAZ, J., L. M. BARRIOS., M. H. CENDALES., J. GARZON-FERREIRA., J. GEISTER., M. LOPEZ-VICTORIA., G. H. OSPINA., F. PARRA-VELANDIA., J. PINZON., B. VARGAS-ANGEL., F. ZAPATA & S. ZEA. 2000. Áreas coralinas de Colombia. Publi. Esp. INVEMAR. 5: 173 pp.

DÍAZ-PULIDO, G., J. GARZÓN-FERREIRA. 2002. Seasonality in algal assemblages on upwelling-influenced coral reefs in the Colombian Caribbean. Botánica Marina. 45: 284-292.

DUNLAP, W., B. CHALKER & M. BANDARANAYAKE. 1988. Ultraviolet light absorbing agents from tropical marine organisms of the Great Barrier Reef, Australia. Proceedings of the sixth International Coral Reef Symposium. Townsville, Australia. 3: 89 – 93.

ELDREDGE, L. G. & R. K. KROPP. 1981. Decapod crustacean- induced skeletal modification in *Acropora*. Proceedings of the fourth International Coral Reef Symposium, Manila. 2. 115-129.

## Bibliografía

FISK, D. & T. DONE. 1985. Taxonomic and bathymetric patterns of bleaching in corals. Myrmidon reefs (Queensland). Proceedings Of the 5<sup>th</sup> international Coral Reef Symposium, Tahití. 6: 149 - 154.

FITT, W., B. BROWN., M. WARNER & R. DUNNE. 2001. Coral bleaching: interpretation of thermal tolerance limits and thermal thresholds in tropical corals. Coral Reefs. 20: 51-65.

FRANCO, A. 2005. Oceanografía de la ensenada de Gaira – El Rodadero, más que un centro turístico en el Caribe colombiano-. Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano. Facultad de Biología Marina. Bogotá 58 pp.

GARCÍA, R. 1994. Crecimiento, sobrevivencia, regeneración y reproducción de la especie *Acropora palmata* (Lamarck, 1886) en el Parque Nacional Natural Corales del Rosario, Caribe colombiano. Trabajo de Grado. Universidad Jorge Tadeo Lozano. Cartagena. 124 pp.

GARCÍA, R., E. ALVARADO & A. ACOSTA. 1996. Crecimiento del coral *Acropora palmata* (Lamarck, 1886) en el Parque Nacional Natural Corales del Rosario, Caribe Colombiano. Santa Marta, Colombia. Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras. 25. 7-18.

GARZÓN-FERREIRA, J. 1997. Arrecifes coralinos: ¿Un tesoro camino a la extinción?. Colombia, Ciencia y Tecnología. 15(1): 11-19.

GLADFELTER, E., R. MONAHAM & W. GLADFELTER. 1978. Growth rates of reef-building corals in the northeastern Caribbean. Bull Mar Sci. 28: 728 – 734.

GLADFELTER, W. 1982. White-band disease in *Acropora palmata*: implications for the structure and growth of shallow reefs. Bulletin of marine science. 32 (2): 639 – 643.

## Bibliografía

GLYNN, P. & M. COLGAN. 1988. Defense of coral and enhancement of coral diversity by territorial damselfishes. Proceedings of the 6<sup>th</sup> International Coral Reef Symposium. Australia. 2. 157 – 163.

GLYNN, P., R. IMAI., K. SAKAY., Y. NAKANO & D. YAMAZATO. 1993. Experimental responses of Okinawan (Ryukyu Islands, Japan) reef corals to high sea temperature and UV radiation. Proceedings of the seventh Internacional Coral Reef Symposium. 1: 27 – 36.

GUERRERO, D. & S. DE LA ZERDA. 1994. Gran libro de los Parques Nacionales de Colombia. Círculo de Lectores S.A. Santafé de Bogotá. 230 pp.

HARRIOT, V. 1985. Recruitment patterns of scleractinian corals at Lizard Island, of the Grand Barrier of Coral Reefs. Proceedings of the fifth international coral reefs congress, Tahití. 4: 367 - 372.

HIGHSMITH, R. 1982. Reproduction by fragmentation in corals. Marine Ecology Progress Series. 7: 207 – 226.

HUGHES, T. 1994. Catastrophics, phase shift, and large-scale degradation of a Caribbean coral reefs. Science. 265 (5178); 1547 – 1551.

HUTCHINGS, P. A. 1986. Biological destruction of coral reefs: A review. En: Coral Reefs. Sydney, Australia. 4: 239 – 252.

JOKIEL, P. 1988. Is photoadaptation a critical process in the development, function and maintance of reef communities?. Proceedings of the Sixth International Coral Reefs Symposium. Townsville, Australia. 1: 187-192.

JORDAN-DAHLGREN, E. 1992. Recolonization patterns of *Acropora palmata* in a marginal environment. Bulletin of Marine Science. 51: 104 – 117.

## Bibliografía

KAMURA, S. & S. CHOONHABANDIT. 1986. Algal communities within territories of the damselfish *Stegastes apicalis* and the effects of grazing by the sea urchin *Diadema* spp. in the Gulf of Thailand. *Galaxea*. 5: 175-193.

KAUFMAN, L. 1977. The three-spot damselfish: effects on benthic biota of Caribbean coral reefs. *Proceedings of the Third International Coral Reefs Symposium*.1: 559 – 564.

KNOWLTON, N. 2001. The future of coral reefs. *National Academy of Science Colloquium*. 98 (10): 5419-5425.

KOBAYASHI, A. 1984. Regeneration and regrowth of fragmented colonies of the hermatipic corals *Acropora formosa* and *Acropora nasuta*. *Galaxea*. 3: 13-23.

KRAMARSKY-WINTER, E.; M. FINE & Y. LOYA. 1997. Coral polyp expulsion. *Nature*. 387: 137.

LESSER, M. 2004. Experimental biology of coral reef ecosystems. *Journal of experimental marine biology and ecology*. 300: 217 – 252.

LIRMAN, D. & P. FONG. 1997. Patterns of damage to the branching coral *Acropora palmata* following Hurricane Andrew: damage and survivorship of Hurricane-generated asexual recruitment. *Journal of Coastal Research*. 13 (1): 67-72.

LIRMAN, D. 2000. 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.

LOBEL, P. 1980. Herbivory by damselfishes and their role in coral reef community ecology. *Bulletin Marine Science*. 30: 273 - 289.

MARSHALL, P. & A. BAIRD. 2000. Bleaching of corals on the Great Barrier Reef: differential susceptibilities among taxa. *Coral Reefs* 19: 155-163.

MEESTERS, E. H., A. BOS & G. J. GAST. 1992. Effects of sedimentation and lesion position on coral tissue regeneration. Proceeding of the seventh International Coral Reef Symposium, Guam. 2: 671-678.

MEESTERS, E. H., I. WESSELING & R. BAK. 1996. Partial Mortality in three species of reef-building corals and the relation with colony morphology. Bull. Mar. Scie. 58 (3): 838 – 852.

MEESTERS, E., W. PAUCHLI & R. BAK. 1997. Predicting regeneration of physical damage on a reef-building coral by regeneration capacity and lesion shape. Marine Ecology Progress Series. 148: 91-99.

MONTEBON, A. & H. YAP. 1997. Metabolic responses of the Scleractinian coral *Porites cylindrica* Dana to water motion II. Growth studies. Montebon The marine Science Institute. Proceeding of the 8<sup>th</sup> International Coral Reef Symposium. 2: 1065 – 1070.

MORENO-BONILLA, M. & J. VALDERRAMA. 2002. Estado actual y crecimiento de las especies coralinas *Acropora palmata* (Lamarck) Veron, 2000 y *Acropora cervicornis* (Lamarck) Veron, 2000 en el Parque Nacional Natural Tayrona, Caribe colombiano. Trabajo de grado. Universidad Jorge Tadeo Lozano. 110 pp.

MUNRO, J. & B. WILLIAMS. 1985. Assesment and management of Coral Reefs fisheries: Biological, environmental and socio-economic aspects: Seminary topics. Proceedings Of the 5<sup>th</sup> international Coral Reef Symposium, Tahití. 4: 545 – 578.

NAGELKERKEN, I., E. MEESTERS & R. BAK. 1999. Depth-related variation in regeneration of artificial lesions in the Caribbean corals *Porites astreoides* and *Stephanocoenia michelinii*. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology. 234: 29 – 39.



## Bibliografía

OLIVER, J. 1985. Recurrent seasonal bleaching and mortality of coral on the Great Barrier Reef. Proceedings of the Fifth International Coral Reef Congress. 4: 201-206.

ORTEGÓN, O. 2006. Perlas del caracol pala *Strombus gigas* (Linnaeus, 1758), apariciones y primer ensayo de su formación, Caribe colombiano. Trabajo de grado. Universidad Jorge Tadeo Lozano.

PETERS, E.; J. HALAS & H. McCARTY. 1986. Calicoblastic neoplasms in *Acropora palmata*, with a review of reports on anomalies of growth and form in corals. Journal of the National Cancer Institute. 76 (5): 895-912.

POTTS, D. 1977. Supresión of coral populations by filamentous algae within damselfish territories. Journal Experimental Marine Biology Ecology. 28: 207 – 216.

PHRAL, H. Von & H. ERHARDT. 1985. Colombia – Corales y arrecifes coralinos. Publicación FEN. Colombia. 173 pp.

RAMIREZ, G. 1987. Características hidroquímicas y composición química de los sedimentos en la bahía de Neguange, Caribe colombiano. Anales del Instituto Invemar. Punta Betín. 17: 15-26.

REYES-NIVIA, M., J. GARZÓN-FERREIRA & A. RODRÍGUEZ-RAMÍREZ. 2004. Depredación de coral vivo por peces en el Parque Nacional Natural Tayrona. Caribe colombiano. Rev. Biol. Trop. 52 (4): 883-895.

RISK, M., P. SAMMARCO & E. EDINGER. 1995. Bioerosion in *Acropora* across the continental shelf of the Great Barrier Reef. Coral Reefs. 14: 79 – 86.

RYLAARSDAM, K. 1983. Life histories and abundance patterns of colonias corals on Jamaican reefs. Marine Ecology Progress Series. 13: 249- 260.

SALE, P. 1985. Patterns of recruitment of coral reefs fishes. Proceedings Of the 5<sup>th</sup> international Coral Reef Symposium, Tahití. 5: 391 – 396.

SAMMARCO, P. & J. CARLETON. 1981. Damselfish territoriality and coral community structure: reduced grazing, coral recruitment, and effects on coral spat, Proceedings of the Forth International Coral Reef Congress. Manilla. (2):526 – 535.

SANCHEZ, J. 1995. Benthic communities and geomorphology of the Tesoro Island coral reef, Colombian Caribbean. An. Inst. Invest. Mar. Punta Betín. 24: 57-77.

SANJUAN-MUÑOZ, A. 1995. Crecimiento, regeneración, sobrevivencia y reproducción del coral *Acropora cervicornis* (Scleractinia: Acroporidae) en el Parque Nacional Natural Corales del Rosario, Cartagena Colombia. Trabajo de grado. Universidad Jorge Tadeo Lozano. Cartagena. 190 pp.

SANTODOMINGO, N., A. RODRÍGUEZ-RAMÍREZ & 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, E., F. FLECHAS & G. ALVIS. 1989. Evaluación cuantitativa del estado actual de las especies coralinas del Parque Nacional Natural Corales del Rosario (PNNCR). Cartagena, Colombia. Trabajo de grado. Universidad Jorge Tadeo Lozano. Bogotá. 143 pp.

SMITH, L. & T. HUGHES. 1999. An experimental assessment of survival, re-attachment and fecundity of coral fragments. Journal of Experimental Marine biology and Ecology. 235: 147- 164.

SOONG, K. & CHEN, T. 2003. Coral transplantation: regeneration and growth of *Acropora* fragments in a nursery. Restoration Ecology. 11 (1): 62-71.

STENECK, R. 1988. Herbivory on coral reefs and synthesis. . Proceedings of the Sixth International Coral Reef Symposium. Australia.1: 37-49.

## Bibliografía

SUTHERLAND, K., J. PORTER & C. TORRES. 2004. Disease and immunity in Caribbean and Indo-Pacific zooxanthellate corals. *Marine ecology progress series*. 266: 273-302.

THOMAS, P. 1972. Boring sponges of the reefs of Gula of Mannar and Palk Bay. *Proceedings of the First International Symposium on Corals and Coral Reefs*, Marine Biological Association of India, Mandapam Camp, India. 333-362.

TORRES, D. 1993. Abundancia y diversidad de veintiséis familias de peces arrecifales del costado oeste del Caribe colombiano. Trabajo de grado. Universidad Jorge Tadeo Lozano. Cartagena. 118 pp.

TUNNICLIFFE, V. 1980. Biological and physical processes affecting the survival of a stony coral, *Acropora cervicornis*. Yale University. 345 pp.

VILLA, A. 2001. Caracterización de las formaciones coralinas de la bahía de Cinto, Parque Nacional Natural Tayrona, Caribe colombiano, de acuerdo con la ecología del paisaje. Trabajo de grado. Universidad Jorge Tadeo Lozano. Santa Marta. 73 pp.

VINE, P. 1974. Effects of algal grazing and aggressive behavior of the fishes *Pomacentrus lividus* and *Acanthurus shoal* on coral reef ecology. *Marine Biology*. 24: 131 – 136.

WALLACE, C. 1985. Four years of juvenile coral recruitment to five reef front sites. *Proceedings Of the 5<sup>th</sup> International Coral Reef Congress*. Tahití. 4: 385 – 390.

WILLIAMS, E. Jr. & L. BUNKLEY-WILLIAMS. 1988. Bleaching of Caribbean coral reef symbionts en 1987 – 1988. *Proceedings Of the 6<sup>th</sup> international Coral Reef Symposium*, Australia. 3: 313-318.

WINTER, A., R. APPELDOORN., A. BRUCKNER., E. WILLIAMS Jr. & C. GOENAGA. 1998. Sea surface temperatures and coral reef bleaching off La Parguera, Puerto Rico (northeastern Caribbean Sea). *Coral Reefs* 17: 377-382.

## Bibliografía

YAMASHIRO, H., YAMAMOTO, M & K. WOESI VAN. 2000. Tumor formation on the coral *Montipora informis*. Diseases of aquatic organisms. 41 (3): 211 – 217.

ZAPATA, P. 2005. Análisis histórico de impactos sobre los arrecifes del Parque Nacional Natural Corales del Rosario, Caribe colombiano. Trabajo de grado. Universidad Jorge Tadeo Lozano. Santa Marta. 167 pp.

ZAR, J. 1999. Biostatistical analysis. Prentice may. United States of America. 663 pp.

ZEA, S. 1987. Esponjas del Caribe colombiano. Primera edición. Editorial Catalogo Científico. Bogotá. 286 pp.

## ANEXOS

Anexo A. Formato llevado a campo para registrar el incremento y las observaciones realizadas sobre *A. cervicornis* (Incre. se refiere al incremento).

Estación: _____		Fecha: _____		
Especie: _____				
Colonia	Rama	Incre. Anterior	Incre. Actual	Observaciones
1	1			
	2			
	3			
	4			
	5			
2	1			
	2			
	3			
	4			
	5			
3	1			
	2			
	3			
	4			
	5			

Anexo B Formato llevado a campo para registrar el incremento y las observaciones realizadas sobre *A. palmata* (Incre. se refiere al incremento).

Estación: _____		Fecha: _____						
Especie: _____								
Colonia	Rama	Incre. Anterior			Incre. Actual			Observaciones
		Izquierda	Centro	Derecha	Izquierda	Centro	Derecha	
1	1							
	2							
	3							
	4							
	5							
2	1							
	2							
	3							
	4							
	5							