

**DINÁMICA DE CRECIMIENTO DE TRES ESPECIES DE CORAL EN  
RELACIÓN A LAS PROPIEDADES ÓPTICAS DEL AGUA**

Por

**Rocío del Pilar García Urueña**

Tesis sometida en cumplimiento parcial de los requisitos para el grado de

**DOCTOR EN FILOSOFÍA**

en

**CIENCIAS MARINAS**

(Oceanografía Biológica)

UNIVERSIDAD DE PUERTO RICO  
RECINTO UNIVERSITARIO DE MAYAGÜEZ  
2004

Aprobado por:

\_\_\_\_\_  
Roy A. Armstrong, Ph.D.  
Miembro, Comité Graduado

\_\_\_\_\_  
Date

\_\_\_\_\_  
Mónica Alfaro, Ph.D.  
Miembro, Comité Graduado

\_\_\_\_\_  
Date

\_\_\_\_\_  
Paul Yoshioka, Ph.D.  
Miembro, Comité Graduado

\_\_\_\_\_  
Date

\_\_\_\_\_  
Jorge R. García, Ph.D.  
Presidente, Comité Graduado

\_\_\_\_\_  
Date

\_\_\_\_\_  
Fernando Gilbes, Ph.D.  
Representante de Estudios Graduados

\_\_\_\_\_  
Date

\_\_\_\_\_  
Nilda E. Aponte, Ph.D.  
Director del Departamento

\_\_\_\_\_  
Date

\_\_\_\_\_  
José A. Mari Mutt, Ph.D.  
Director de Estudios Graduados

\_\_\_\_\_  
Date

## Abstract

The growth patterns in the coral species *Montastrea annularis*, *M. cavernosa* and *Acropora cervicornis* were studied in Media Luna and Laurel reefs in La Parguera, Puerto Botes in Desecheo Island and El Negro in Mayagüez. *Montastrea annularis* in Mayagüez and La Parguera was analyzed by the X-ray technique. The photosynthetic available radiation (PAR), ultraviolet radiation (UV), and chlorophyll-a concentrations were correlated with the linear growth in each species.

*Montastrea annularis* growth did not show correlation between the PAR and UV irradiance and was positive with chlorophyll concentrations. Meanwhile *M. cavernosa* did not present correlation with PAR irradiance but was positive with UV radiation. Puerto Botes had the greatest penetration of UV and growth, while the correlation with chlorophyll was negative. Therefore, light was not a determinant factor in the response of growth for the species. On the other hand, availability of food showed a differential response among the species.

Bleaching and illnesses were quantified to determine if they affected growth dynamics. Coral bleaching coincided with the highest temperature and illnesses, but this occurred on colonies of species not studied. Community composition of the reefs was different in terms of the main species that compose them but, these changes were not significant.

Transplants of *Acropora cervicornis* during the rainy and dry seasons were made in the area of La Parguera. The first transplant was made on the protected area of Media Luna reef, in the front of the same reef and in the shelf edge. The direct effects of the entrances of external material affect the water parameters and the response in growth and survival of the species. In contrast, during the dry season the transplants were carried out in the reefs of San Cristóbal and Media Luna, resulting in 100% survival.

## Resumen

Se midió el crecimiento de las especies *Montastrea annularis*, *M. cavernosa* y *Acropora cervicornis* en los arrecifes de Media Luna y Laurel en La Parguera, Puerto Botes en Isla Desecheo y El Negro en Mayagüez. En Mayagüez y La Parguera se analizó el crecimiento de *M. annularis* mediante la técnica de rayos-X. Medidas de la radiación de luz visible (PAR), de radiación ultravioleta (UV) y la concentración de clorofila-a en cada sitio se compararon y correlacionaron con el crecimiento lineal de cada especie.

*Montastrea annularis* no presentó correlación entre la irradianza de PAR y UV, pero fue positiva con la concentración de clorofila. A la vez, *M. cavernosa* no presentó correlación con la irradianza de PAR pero si con la irradianza de UV, donde Puerto Botes representó una mayor penetración de UV y un mayor crecimiento y la correlación con clorofilas fue negativa. Por lo tanto, la luz no fue un factor determinante en la respuesta de crecimiento para las especies. Por otro parte, la disponibilidad de alimento mostró una respuesta diferencial entre las especies.

El blanqueamiento y enfermedades se cuantificaron para determinar si éstas afectaron la dinámica de crecimiento. El blanqueamiento observado coincidió con el mayor registro de temperatura y enfermedades pero éste ocurrió sobre colonias aisladas de otras especies. Al igual, la composición de la comunidad arrecifal fue diferente en términos de las principales especies que componen los arrecifes, pero no se observaron cambios significativos durante el estudio para ser considerados como importantes.

Se realizaron trasplantes de *A. cervicornis* durante las épocas de lluvia y sequía en el área de La Parguera. El primer trasplante se realizó de la parte protegida del arrecife de Media Luna al frente del mismo arrecife y al Veril. Se observó cómo los efectos directos de las entradas de material externo afectan los parámetros de calidad del agua y la respuesta en crecimiento y sobrevivencia de la especie. En contraste, durante la época seca los trasplantes se realizaron en los arrecifes de San Cristóbal y Media Luna, y se obtuvo una sobrevivencia del 100%.

## **Agradecimientos**

Al presidente de mi comité graduado, Dr. Jorge R. García, por permitirme participar en su laboratorio de Oceanografía Biológica, por su apoyo financiero tanto en ayudantía como para el logro de las salidas de campo en las embarcaciones del Departamento de Ciencias Marinas, y en la compra de los reactivos y materiales, pero sobre todo por su guía profesional y amistad.

A los miembros de mi comité, Dr. Roy Armstrong, Dr. Paul Yoshioka, Dra. Mónica Alfaro y Dr. Fernando Gilbes por sus correcciones y sugerencias. Al Dr. Ernesto Otero por su continuo apoyo, sus consejos, colaboración y amistad durante mi trabajo. Al Dr. Wilson Ramírez por facilitarme material adicional del área de Mayagüez.

Al programa Sea Grant de la Universidad de Puerto Rico que me otorgó fondos semilla para este trabajo de investigación. Al Instituto Colombiano para el Desarrollo de la Ciencia y la Tecnología “Colciencias” por otorgarme el tiempo necesario para hacer un doctorado.

Al Departamento de Ciencias Marinas por sus facilidades y apoyo, especialmente al señor Marcos Rosado por su compañía incondicional en las salidas de campo. Así mismo, al personal de la marítima Ángel Luis Camacho (Negrito), Neftali Figueroa y Godoberto López por su apoyo en los equipos y los botes para realizar las salidas de

campo, y por su amistad. Al señor Dennis Corales, capitán de la embarcación Sultana, donde se llevaron a cabo las visitas a los arrecifes de Desecheo y Mayagüez.

A Debora Cedeño en el laboratorio de Bio-Óptica en Isla Magueyes por facilitarme los datos del radiómetro. A Wilson Rovira, Janneth Rojas, Yira Rodríguez, Ana Pérez, Martha Prada, Milton Muñoz, Jorge García, Ernesto Otero, Jorge Sabater, Roberto Castro, Milton Carlo, e Ivonne Bejarano, quienes en algún momento me brindaron su valiosa e incondicional ayuda y colaboración en alguna fase, ya sea del trabajo, campo o laboratorio.

A mi familia

## TABLA DE CONTENIDO

Lista de Tablas .....	viii
Lista de Figuras.....	x
Lista de Apéndices.....	xii
Introducción.....	<b>1</b>
Revisión de Literatura .....	<b>4</b>

### **CAPITULO I**

<b>Crecimiento de Coral con relación a las Propiedades Ópticas del Agua .....</b>	<b>24</b>
Resumen.....	<b>24</b>
1.1 Introducción.....	<b>26</b>
1.2 Materiales y Métodos .....	<b>29</b>
1.2.1 Ubicación Geográfica.....	<b>29</b>
1.2.2 Medidas del crecimiento de coral.....	<b>31</b>
1.2.3 Propiedades Ópticas .....	<b>35</b>
1.2.3.1 Radiación Fotosintética Activa (PAR) .....	<b>36</b>
1.2.3.2 Radiación Ultravioleta (UV) .....	<b>37</b>
1.2.3.3 Determinación de clorofilas y parámetros físicos .....	<b>39</b>
1.2.4 Relación entre crecimiento y propiedades ópticas .....	<b>39</b>
1.3 Resultados.....	<b>40</b>
1.3.1 Crecimiento.....	<b>40</b>
1.3.2 Propiedades Ópticas .....	<b>47</b>
1.3.2.1 Radiación Fotosintética Activa (PAR) .....	<b>47</b>
1.3.2.2 Radiación Ultravioleta (UV) .....	<b>50</b>
1.3.2.3 Determinación de clorofilas y parámetros físicos .....	<b>52</b>
1.3.3. Relación entre crecimiento y propiedades ópticas .....	<b>54</b>
1.4 Discusión .....	<b>58</b>

## **CAPITULO II**

<b>Salud y Composición Arrecifal.....</b>	<b>70</b>
Resumen.....	70
2.1 Introducción.....	71
2.2 Materiales y Métodos .....	73
2.2.1 Salud Arrecifal.....	73
2.2.2 Estructura de la Comunidad .....	74
2.3 Resultados.....	76
2.3.1. Salud Arrecifal.....	76
2.3.2 Estructura de la Comunidad .....	79
2.4 Discusión .....	88

## **CAPITULO III**

<b>Crecimiento de <i>Acropora cervicornis</i> con relación a efectos episódicos .....</b>	<b>93</b>
Resumen.....	93
3.1 Introducción.....	94
3.2. Materiales y Métodos .....	96
3.3 Resultados.....	101
3.4. Discusión .....	110
Conclusiones.....	114
Recomendaciones .....	115
Literatura Citada.....	116

## Lista de Tablas

Tabla 1. Tasa de crecimiento anual (cm) de la especie <i>Montastrea annularis</i> en varias localidades del Océano Atlántico y el Mar Caribe.....	9
Tabla 2. Tasa de crecimiento anual (cm) de la especie <i>Acropora cervicornis</i> en varias localidades del Atlántico. ....	9
Tabla 3. Número de colonias estudiadas de cada especie en los arrecifes de La Parguera, Isla Desecheo y Mayagüez. ....	35
Tabla 4. Tasas de crecimiento de las especies masivas <i>Montastrea cavernosa</i> y <i>M. annularis</i> en los arrecifes de Puerto Botes, El Negro y Media Luna y Laurel. SD corresponde a la desviación estándar y CV al coeficiente de variación. ....	43
Tabla 5. Tasa de crecimiento anual promedio (mm) de la especie <i>Montastrea annularis</i> en los arrecifes de Puerto Botes, El Negro y Laurel obtenidos por tinción y lectura de bandas por rayos-X. SD corresponde a la desviación estándar y CV al coeficiente de variación.....	43
Tabla 6. Crecimiento anual promedio para la especie <i>Montastrea annularis</i> mediante la técnica de Rayos-X en los arrecifes de Romero y Laurel en La Parguera y El Negro, Escollo Negro, Manchas Interiores, Manchas Norte y Algarrobo en Mayagüez.....	44
Tabla 7. Tasa de crecimiento de la especie <i>Acropora cervicornis</i> en los arrecifes de Puerto Botes y Media Luna. Lmax, Lmin, DS y CV son longitud máxima y mínima en cada colonia, la desviación estándar y el coeficiente de variación. ....	46
Tabla 8. Dosis promedio diaria de UV-A, UV-B y UVT ( $\text{kJ m}^{-2} \text{ día}^{-1}$ ) en superficie registrada mediante el GUV-511 .....	52
Tabla 9. Valores de clorofila a en los arrecifes de Media Luna, El Negro y Puerto Botes .....	53
Tabla 10. Índices de diversidad de especies y uniformidad de los corales escleractinios mediante video-transecto en el arrecife de Puerto Botes – Isla Desecheo.....	87
Tabla 11. Índices de diversidad de especies y uniformidad de los corales escleractinios mediante video-transecto en el arrecife El Negro – Mayagüez. ....	87



Tabla 12. Crecimiento de la especie <i>Acropora cervicornis</i> en los arrecifes de El Veril y Media Luna frontón (1) y control (2) en La Parguera. ....	105
Tabla 13. Coeficientes de atenuación, irradianza y porcentaje de radiación fotosintética activa (PAR) en los arrecifes de Media Luna y el Veril en La Parguera. ....	106
Tabla 14. Coeficientes de atenuación de radiación ultravioleta Kd, irradianza y porcentaje de radiación ultravioleta total (UVT) en los arrecifes de Media Luna y El Veril en La Parguera.....	107
Tabla 15. Valores promedio de clorofila-a ( $\mu\text{g/l}$ ) y turbiedad (NTU) entre septiembre y diciembre de 2003 en los arrecifes en los cuales se llevo a cabo el transplante de las colonias de <i>Acropora cervicornis</i> registrados mediante el fluorómetro SCUFA.....	109

## Lista de Figuras

Figura 1. Ubicación geográfica de los arrecifes estudiados en Puerto Rico. 1. Isla Desecheo. 2. Mayagüez y 3. La Parguera. ....	4
Figura 2. Localización de los arrecifes Media Luna y Laurel en el área de La Parguera. ....	30
Figura 3. Localización del arrecife de Puerto Botes en Isla Desecheo. ....	30
Figura 4. Localización del arrecife El Negro-Mayagüez. ....	31
Figura 5. Análisis de correlación de la tasa de crecimiento anual promedio (cm) para la especie <i>Montastrea annularis</i> entre los métodos de tinción con rojo de alizarina y la banda de densidad del último año. ....	44
Figura 6. Promedio de radiación fotosintética activa (PAR) correspondiente a las fechas en las cuales se llevaron las lecturas de irradianza en las instalaciones de Isla Magueyes en La Parguera. ....	49
Figura 7. Coeficientes de atenuación fotosintética Kd (PAR) normalizados a 5 m en los arrecifes de Media Luna, Puerto Botes y El Negro. ....	49
Figura 8. Relación entre el crecimiento anual de <i>Montastrea annularis</i> vs. la irradianza promedio de PAR a la profundidad donde se encontraron las colonias en cada arrecife. ....	56
Figura 9. Relación entre el crecimiento anual de <i>Montastrea cavernosa</i> vs. la irradianza promedio de PAR a la profundidad donde se encontraron las colonias en cada arrecife. ....	56
Figura 10. Relación entre el crecimiento anual de <i>Montastrea annularis</i> vs. irradianza promedio de UVT a la profundidad donde se encontraron las colonias en cada arrecife. ....	57
Figura 11. Relación entre el crecimiento anual de <i>Montastrea cavernosa</i> vs. irradianza promedio de UVT a la profundidad donde se encontraron las colonias en cada arrecife. ....	57
Figura 12. Relación entre el crecimiento anual de <i>Montastrea annularis</i> y <i>M. cavernosa</i> vs. concentración de clorofila-a. ....	58
Figura 13. Registro de la temperatura promedio (°C) en los arrecifes de Media Luna, El Negro y Puerto Botes de junio de 2002 a diciembre de 2003. ....	78

Figura 14. Porcentaje de cobertura promedio de los componentes sésil-bénticos principales en los arrecifes El Negro, Media Luna y Puerto Botes en transectos de 25 m.....	84
Figura 15. Densidad (colonias por m <sup>2</sup> ) de las principales especies de corales escleractinios en los arrecifes El Negro, Media Luna y Puerto Botes en transectos de 25 m.....	84
Figura 16. Porcentaje de cobertura promedio de los biotas principales en los arrecifes El Negro y Puerto Botes en transectos permanentes de 10 m.....	85
Figura 17. Densidad (colonias por m <sup>2</sup> ) de las principales especies de corales escleractinios en los arrecifes El Negro y Puerto Botes en transectos permanentes de 10 m. ....	85
Figura 18. Colonias trasplantadas de <i>Acropora cervicornis</i> .....	98
Figura 19. Ubicación de las colonias trasplantadas de <i>Acropora cervicornis</i> en los arrecifes de Media Luna y el Veril en La Parguera .....	99
Figura 20. Promedio de radiación fotosintética activa PAR superficial (GUV-511) entre septiembre y diciembre de 2003. ....	105
Figura 21. Porcentaje de radiación fotosintética activa (PAR) durante los meses de noviembre y diciembre de 2003 en los arrecifes de Media Luna (parte protegida y frontón) y el Veril. ....	106
Figura 22. Porcentaje de radiación ultravioleta (UVT) entre noviembre y diciembre de 2003 en los arrecifes de Media Luna (parte protegida y frontón) y el Veril. ....	107
Figura 23. Concentración de clorofila-a en los arrecifes en los cuales se llevo a acabo el transplante de las colonias de <i>Acropora cervicornis</i> entre octubre y diciembre de 2003. Media Luna (1) control, Media Luna (2) frontón. ....	109

## Lista de Apéndices

Apéndice 1. Coeficientes de atenuación Kd, irradianza y porcentaje de radiación fotosintética activa (PAR) en los arrecifes de Media Luna, Puerto Botes y El Negro. *indica valores de PAR calculados con relación a los registros de La Parguera. ....	131
Apéndice 2. Coeficientes de atenuación de radiación ultravioleta Kd, irradianza y porcentaje de radiación ultravioleta total (UVT) en los arrecifes de Media Luna, Puerto Botes y El Negro. *UVT indican valores calculados con relación a los registros de La Parguera. ....	132
Apéndice 3. Registro promedio de la salinidad y temperatura en los arrecifes de Puerto Botes, El Negro y Media Luna mediante el uso de CTD. ....	133
Apéndice 4. Porcentaje de cobertura béntica promedio de la biota identificada en los transectos permanente de 25 m de junio de 2002 a septiembre de 2003 en los arrecifes de Puerto Botes, El Negro y Media Luna. . ....	134
Apéndice 5. Densidad promedio de corales escleractinios (colonias por m <sup>2</sup> ) en los transectos permanentes de 25 m de junio de 2002 a septiembre de 2003 en los arrecifes de Puerto Botes, El Negro y Media Luna. ....	135
Apéndice 6. Porcentaje de cobertura de la biota identificada en los transectos permanentes de 10 m en Puerto Botes. ....	136
Apéndice 7. Densidad de corales escleractinios (#colonias/m <sup>2</sup> ) en los transectos permanentes de 10 m en Puerto Botes. ....	137
Apéndice 8. Porcentaje de cobertura de la biota identificada en los transectos permanentes de 10 m en El Negro. ....	138
Apéndice 9. Densidad de corales escleractinios (#colonias/m <sup>2</sup> ) en los transectos permanentes de 10 m en el arrecife El Negro. ....	139

## Introducción

*Montastrea annularis*, *M. cavernosa* y *Acropora cervicornis* están entre las especies principales de coral constructoras de arrecifes en Puerto Rico y están ampliamente distribuidas en el Caribe (Knowlton et al., 1992). Estas especies crecen en un amplio gradiente de luz asociado a diferencias en profundidad y turbiedad del agua por fuentes orgánicas como inorgánicas.

Los arrecifes de La Parguera, Isla Desecheo y El Negro están incluidos dentro de las designaciones de Reserva Natural en Puerto Rico, donde se han realizado diversos delineamientos en investigación, monitoreo y manejo (García-Sais et al., 2001). Estos arrecifes están caracterizados por marcadas diferencias en turbiedad asociadas a variaciones en sedimentación y productividad del plancton. La sedimentación ha sido identificada como uno de los principales factores que limitan el crecimiento de corales en Puerto Rico (Acevedo et al., 1989; Rogers, 1990) tanto por su efecto abrasivo como por su interferencia en la penetración de la luz (Lasker, 1980; Intes y Caillart, 1994)

Los arrecifes de coral están bajo un considerable estrés y están experimentando un daño substancial (Wilkinson, 1999). En los últimos 50 años, el deterioro ha aumentado ya sea por el producto de actividades directas o indirectas, así como por diferentes factores naturales que han resultado en un rápido incremento en la degradación a escala global. No obstante los arrecifes tienen el potencial para regenerarse rápidamente después de eventos catastróficos (Lirman y Fong, 1997). Entre los factores naturales se incluyen las

tormentas tropicales y los ciclones (Connell, 1997), y entre los factores biológicos se encuentran la depredación, el blanqueamiento y las enfermedades (Williams y Bunkley-Williams, 2000; Williams et al., 1999). Otros factores que han impactado negativamente la salud de los arrecifes son el exceso de sedimentación y de nutrientes, ambos relacionados con las malas prácticas de uso de la tierra, agricultura, industrias y desechos urbanos (McClanahan, 1995; Jennings y Polunin, 1997; García-Sais et al., 2003).

El ambiente de luz es un factor regulador importante de la fisiología, productividad y la ecología de los corales, ya que restringe la distribución de muchas especies a profundidades de 60 m o menos (Dustan, 1982; Falkowski et al., 1990). La penetración de la luz a una longitud de onda particular disminuye aproximadamente en forma logarítmica con la profundidad y está influenciada por materiales particulados y disueltos en el agua (Brakel, 1979; Chalker et al., 1983). La diferencia en la eficiencia de utilización de la luz está correlacionada con las tasas de crecimiento y la distribución con profundidad de los corales (Wyman et al., 1987)

La radiación ultravioleta (UV; de 280 a 400 nm) es otro factor ambiental regulador importante (Jokiel y York, 1984). Kjeldstad et al. (2003) mencionan que conocer la penetración de UV en diferentes tipos de agua es esencial para las evaluaciones de los impactos biológicos y ecológicos. Así, entender el comportamiento de la luz bajo el agua nos puede llevar a conocer no sólo el agua, sino las formas de tierra circundantes que le confieren al medio acuático sus propiedades ópticas (Kirk, 1994).

Con el propósito de evaluar la hipótesis en este estudio, respecto a si la penetración de luz en arrecifes de la costa oeste de Puerto Rico afecta las tasas de crecimiento de coral, se plantearon los siguientes objetivos específicos:

- Medir las tasas de crecimiento anual en las especies de coral *Montastrea annularis*, *M. cavernosa* y *Acropora cervicornis* en los arrecifes costeros de El Negro en Mayagüez y La Parguera y oceánicos como Puerto Botes en Isla Desecheo.
- Caracterizar la luz incidente en términos de la radiación fotosintética y la radiación ultravioleta en los arrecifes estudiados y su relación a factores como productividad.
- Examinar la relación entre las tasas de crecimiento con las propiedades ópticas del agua en los tres arrecifes bajo estudio.
- Examinar si la presencia de blanqueamiento, enfermedades y/o depredación tienen efectos en la dinámica de crecimiento de las especies de coral.
- Cuantificar la composición arrecifal de los sitios estudiados con el propósito de observar si la dinámica de crecimiento se afecta por cambios temporales.
- Analizar la variabilidad del crecimiento de *A. cervicornis* en relación con las diferencias en turbiedad del agua, profundidad y estación climática.

## Revisión de Literatura

### Descripción de las Áreas de Estudio

El sur-oeste de Puerto Rico es principalmente cárstico (Morelock et al., 1990), compuesto de carbonato depositado durante el Cretaceo (Almy, 1965 en Prada, 2002) e inundado hace algunos 5,000 a 9,000 años atrás debido al aumento del nivel del mar (Goenaga, 1988). El área de La Parguera fue designada como Reserva Natural el 20 de septiembre de 1979 y enmendada en 1998 para expandir sus límites marinos. El área total superficial incluye 51.1 km<sup>2</sup> y está localizada desde el este de Cabo Rojo en la sección sur-oeste de la Isla entre los 17° 58' N y los 67°02' W (Figura 1). Es considerada una de las áreas de mayor productividad béntica en Puerto Rico, además de ser una de las más ricas en recursos coralinos, tanto en la expresión de su desarrollo como en su diversidad (Vásquez y Suárez, 1999).

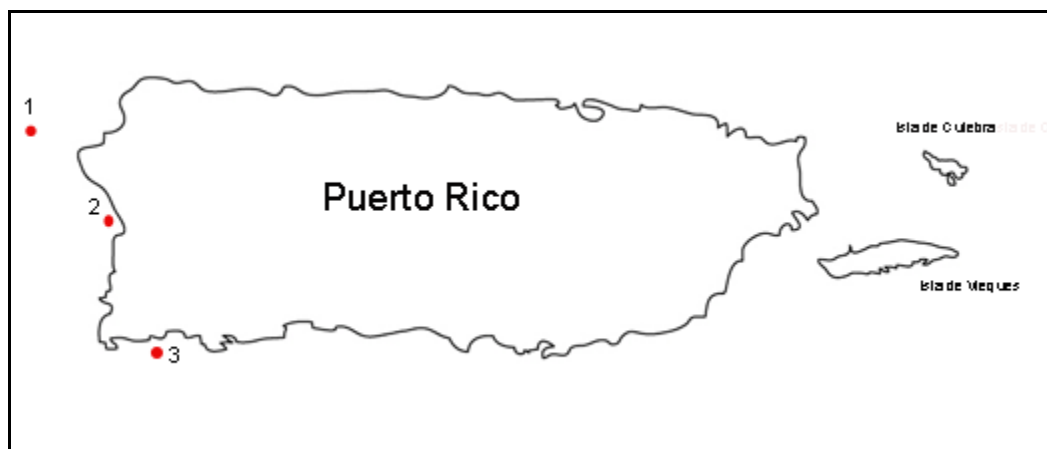


Figura 1. Ubicación geográfica de los arrecifes estudiados en Puerto Rico. 1. Isla Desecheo. 2. Mayagüez y 3. La Parguera.



La superficie del fondo en La Parguera, fue modificada por crecimiento arrecifal y la deposición de sedimentos después de la última glaciación. El área puede ser dividida en tres ambientes separados por líneas de arrecifes: una plataforma externa, una intermedia y una interna (Morelock et al., 1977). La Parguera recibe una entrada mínima de sedimentos o material orgánico disuelto de origen terrestre debido a la baja precipitación y la ausencia del aporte de grandes ríos en la costa suroeste de Puerto Rico. El rango de precipitación anual varía entre 500 y 1200 mm con un período seco entre diciembre y abril (Glynn, 1973). El área tiene numerosos arrecifes de franja que protegen las costas de la intensa acción del viento y el oleaje, así como por manglares que protegen a los arrecifes atrapando sedimentos en la línea costera.

Desecheo es una isla oceánica en el Pasaje de la Mona, localizada aproximadamente a nueve millas náuticas de Rincón, al noroeste de Puerto Rico (Figura 1). La isla fue designada como Reserva Natural en 1999. La comunidad marina está influenciada por aguas claras, fuertes corrientes y alta energía de las olas provenientes del Atlántico Norte durante las marejadas de invierno (frentes fríos) (García-Sais et al., 2001). El arrecife de Puerto Botes está localizado al norte de Puerto Canoas en la sección suroeste de la plataforma. Este arrecife es parte de una formación arrecifal de franja discontinua establecida a profundidades entre 15 – 23 m a través de gran parte de la plataforma oeste de la isla. El arrecife esta cortado en grandes secciones por parches de arena coralina.

La Bahía de Mayagüez está localizada en la costa oeste de Puerto Rico (Figura 1) y recibe el aporte de tres ríos principales, el Añasco, Yagües y Guanajibo, los cuales descargan grandes cantidades de sedimento especialmente durante la época de lluvia entre abril y octubre (Capella y Grove, 2002). Alfaro (2002) reportó en 1997 un promedio anual de precipitación de 115.5 mm y una tendencia a mayores concentraciones de clorofila-a entre los meses de abril, mayo, octubre y noviembre y las menores en enero de 1997 y febrero de 1998. La resuspensión de los sedimentos por acción de los vientos y las olas al parecer son especialmente importantes durante la época seca entre febrero y abril (Alfonso, 1995, Gilbes et al., 1996). El arrecife de El Negro está ubicado a profundidades entre 6 y 10 m y es parte de una formación arrecifal de franja discontinua extendida de norte a sur, conocida como Escollo Negro y está próxima a la Bahía de Mayagüez, al este de Puerto Rico. Está compuesto por sedimentos terrígenos y materiales carbonatados probablemente generados por los arrecifes en el área (Morelock y Ramírez, 2002).

### **Descripción de las especies de coral en estudio**

En el Caribe los corales del género *Montastrea* son miembros predominantes de la fauna de los arrecifes de coral y han sido el foco de numerosas investigaciones. Por ejemplo, las características del esqueleto de *M. annularis* proporcionan un excelente registro de las bandas de crecimiento anual, lo cual ha podido ser relacionado con diferentes factores ambientales (Carricart-Ganivet y Merino, 2001; Torres, 2001). Así mismo, debido a la marcada variación fenotípica de esta especie existen diversos estudios sobre aspectos bioquímicos, morfológicos y reproductivos con miras a clarificar y/o

redescribir la especie, sin embargo, esto aun es tema de debate (Knowlton et al., 1992; Szmant et al., 1997). A la fecha se encuentran los registros de crecimiento promedio anual para *M. annularis* desde 1975 con valores desde 0.64 hasta 1.16 cm (Tabla 1).

*Montastrea cavernosa* es igualmente una especie dominante en los mares tropicales y se encuentra distribuida ampliamente con profundidad. En los estudios en los que se ha estimado la tasa de crecimiento anual, se observan valores menores en el crecimiento comparados con *M. annularis*. Weber y White (1977), reportaron una tasa promedio de crecimiento de 3.4 mm al año (entre 2.9 y 5.0; N=4) para colonias colectadas entre 0 y 18 m de profundidad. Highsmith et al. (1983) reportan una tasa promedio anual de 4.36 mm (entre 3.3 y 6.8; N=14) para colonias entre 4 y 20 m de profundidad. Huston (1985), encontró un crecimiento entre 2.0 y 6.8 mm entre 6 y 15 m de profundidad y entre 3.6 y 10.9 mm entre 16 y 25 m. Otros estudios de esta especie incluyen los efectos de la sedimentación y su respuesta fisiológica en la eliminación de los mismos (Loya, 1976; Lasker, 1980), y existen otros reportes sobre su aspecto reproductivo y de reclutamiento (Szmant, 1991; Soong, 1991; Acosta y Zea, 1997).

Hasta los años 70 la zonación arrecifal estaba dominada por los tres escleractinios más comunes *Acropora palmata*, *A. cervicornis* y *Montastrea annularis* (Jackson, 1992). Posteriormente, las poblaciones de las especies ramificadas disminuyeron durante los 80s y 90s con pérdidas del 95% o más en algunas áreas del Caribe (Bythell et al., 1993). Esta disminución se ha atribuido a diferentes factores como la pesca destructiva y la recolección de especies de valor comercial (Jackson et al., 2001), tormentas, huracanes y

enfermedades (Porter y Meier, 1992; Williams y Bunkley-Williams, 2000). No obstante, la población de *A. cervicornis* ha exhibido una alta tasa de recuperación debido a la estrategia de fragmentación asexual como modo de reproducción principal, sumado a un rápido crecimiento y una rápida regeneración de tejido (Highsmith, 1982; Bowden-Kerby, 2001b) (Tabla 2). No obstante, hoy en día se trabaja activamente para incluir a ésta en la lista de especies en peligro de extinción (Bruckner y Hourigan, 2000).

Tabla 1. Tasa de crecimiento anual (cm) de la especie *Montastrea annularis* en varias localidades del Océano Atlántico y el Mar Caribe.

Localidad	Profundidad (m)	Extensión lineal (cm)	Referencia
Jamaica	10	0.67	Dustan, 1975
Curazao	10	0.7(0.68-0.73)	Bak, 1976
Islas Vírgenes	10	0.76	Gladfelter et al., 1978
Florida	8-12	0.63	Hudson, 1981
Islas Vírgenes	8	1.16(0.98-1.26)	Dodge y Brass, 1984
Jamaica	10	0.86(0.59-1.13)	Huston, 1985
Islas Vírgenes	10	0.76	Hubbard y Scaturro, 1985
Barbados	5-7	0.82(0.58-1.23)	Tomascik y Sander, 1985
Florida	9.8	0.64(0.52-0.72)	Leder et al., 1991
Tobago	5-6	0.4-0.9	Laydoo, 1996
Caribe Mexicano	10	0.91(0.60-1.54)	Carricart-Ganivet et al., 2000
Golfo de México	10	0.87(0.44-1.37)	Carricart-Ganivet y Merino, 2001
Puerto Rico	11-20	0.75	Torres, 2001
Puerto Rico	3-8	0.77	Torres y Morelock, 2002

Tabla 2. Tasa de crecimiento anual (cm) de la especie *Acropora cervicornis* en varias localidades del Atlántico.

Localidad	Extensión lineal (cm)	Referencia
Barbados	14.5	Glynn, 1973
Bahamas	4.5	Glynn, 1973
Islas Vírgenes	7.1	Gladfelter et al., 1978
Jamaica	8-15.9	Tunncliffe, 1983
Islas Vírgenes	10-12	Gladfelter, 1984
Tobago	6.5-11.7	Laydoo, 1996
Florida	7-13	Shinn, 1966 en Harriot, 1999
Puerto Rico	16-21.8	Bowden-Kerby, 2001b

## **Crecimiento de coral y la respuesta a la sedimentación y la competencia**

El crecimiento coralino puede ser tomado en general como respuesta a dos componentes principales: (1) la energía disponible para la deposición activa de material calcáreo (tasa de calcificación) y (2) la forma como este material es usado por el coral para extender su esqueleto (Carricart-Gavinet y Merino, 2001). Un ejemplo del efecto de los factores ambientales sobre la tasa de calcificación se ha reportado para *Porites* sp. en la Gran Barrera Arrecifal (GBR) donde la temperatura superficial (SST) combinada con los registros de cambio en los últimos 200 años, sugieren que las tasas de calcificación en algunas especies de corales masivos se pueden incrementar como resultado del cambio climático global, debido al efecto de invernadero (Lough y Barnes, 2000).

La sedimentación ha sido identificada como una de las mayores fuentes potenciales de degradación arrecifal, debido a las actividades humanas tanto en el mar Caribe como en el Océano Pacífico (Hubbard, 1986; Acevedo et al., 1989; Rogers, 1990). Además, es un parámetro físico importante que puede interferir con la tasa de crecimiento arrecifal (Hubbard y Scatturo, 1985; Rogers, 1990), con el metabolismo (Edmunds y Davis, 1989) y con la fecundidad (Tomascik y Sander, 1987). La sedimentación puede afectar el reclutamiento y crecimiento de coral, ya sea al prevenir el asentamiento de plánulas o igualmente, una rápida deposición sobre las superficies puede llevar a la asfixia y la muerte del coral (Lasker, 1980).

Rogers (1979) en una simulación artificial de turbiedad del agua, observó blanqueamiento en colonias de *Acropora cervicornis*, *Diploria labyrinthiformis* y *Montastrea annularis*, y una reducción tanto en la tasa de crecimiento y productividad de *A. cervicornis*. Los corales han desarrollado varios mecanismos de defensa contra la sedimentación, incluyendo mecanismos de exclusión y adaptaciones morfológicas (Riegl, 1995). Mediante experimentos de sombreado y atenuación, Acevedo et al. (1989) demostraron que el tiempo de exposición a la sedimentación fue un factor determinante para la resistencia específica de las especies.

Un paradigma central para los arrecifes de coral es el hecho que los productores primarios (principalmente algas), están limitados por el suplemento de nutrientes esenciales (nitrógeno y fósforo) y más importante aún, que cualquier incremento en el suplemento de nutrientes favorece el sobre-crecimiento de las algas que permanecerán en el arrecife dependiendo de las tasas de pastoreo de los organismos herbívoros. Con la aceptación general de este paradigma, se espera que con los aumentos en disponibilidad de nutrientes (urbano o de prácticas de agricultura), las algas puedan competir exitosamente sobre los corales, llevando a un cambio de arrecifes dominado por corales a uno por algas. Sin embargo, es incierto aun cuales son los niveles de enriquecimiento de nutrientes que causen una respuesta significativa en el crecimiento de las algas (Koop et al., 2001).

De lo anterior, se desprende que las diferencias en el grado de desarrollo de los arrecifes de coral son consecuencias de las diferencias del tiempo de variación entre las

tasas de producción versus destrucción y de acumulación versus dispersión de los esqueletos de los organismos constructores de arrecifes a través del tiempo (Davis, 1983 en Van Woesik y Done, 1997).

### **Propiedades Ópticas**

La percepción común sobre los arrecifes es que éstos se encuentran generalmente en aguas oligotróficas claras de los océanos tropicales. Muchos arrecifes existen cerca de aguas oceánicas profundas bajas en concentración de nutrientes y fitoplancton y que por lo tanto exhiben una gran transparencia. Sin embargo, tales condiciones no son un prerequisite para el crecimiento de los arrecifes (Dunne y Brown, 1996). La penetración de la luz a una longitud de onda en particular disminuye aproximadamente en forma logarítmica con la profundidad. La luz incidente experimentada por una colonia de coral está influenciada además por otros factores, tales como el material particulado y disuelto en el agua (Brakel, 1979; Chalker et al., 1983).

La susceptibilidad diferencial a la luz por varias especies y morfos sugiere que las variaciones en la radiación solar descendente (irradianza)\* pueden afectar la estructura de la comunidad arrecifal, sin embargo la extensión en la cual esto ocurre es difícil de predecir (Shick et al., 1996). La evidencia de foto-aclimatización de los corales a los cambios de la radiación visible es bien conocida. Lo primero y más importante sobre las

---

\* El significado del término “Irradiance” es: radiación solar descendente. Pero al no existir una traducción al español, se encontrará en el texto como “Irradianza”



propiedades ópticas de los corales, es la relación inversa entre la concentración de los pigmentos fotosintéticos contenidos dentro de la zooxantela y la irradianza total (Falkowski y Dubinski, 1981). Wyman et al. (1987) examinaron los coeficientes de absorción específica de las clorofilas y el rendimiento cuántico en la fotosíntesis de los corales. La interpretación de estos parámetros, sugiere que la diferencia en la eficiencia en la utilización de la luz está correlacionada con las tasas de crecimiento y la distribución de los corales con profundidad.

Aunque la determinación de la luz incidente en la columna del agua se puede llevar a cabo con radiómetros comerciales disponibles (Fleischmann, 1989; Kjeldstad et al., 2003), los efectos en los ecosistemas acuáticos han sido más difícil de cuantificar comparado con los ecosistemas terrestres por un gran número de razones (Bothwell et al., 1994). Entre ellos se encuentra la estructura de las comunidades naturales, la cual varía en respuesta a los cambios estacionales e interanuales en el ambiente, lo cual dificulta la detección y cuantificación de las diferencias entre las comunidades y poblaciones expuestas a diferentes niveles de luz.

La intensidad de la luz varía diariamente dependiendo de la cobertura de nubes y otras consideraciones ambientales (Kaczmarska et al., 2000). Así, la interacción de los efectos sinérgicos de los campos de luz, las anomalías de temperatura, contaminantes, sedimentación, etc han comenzado a recibir gran atención. Un acercamiento integrado puede ser esencial para entender y predecir la suerte de los arrecifes de coral bajo condiciones de cambio global (Shick et al., 1996). Además, cuando se examinan los

efectos de la luz incidente en los organismos vivos es importante cuantificar la cantidad de radiación que los organismos reciben. Por ejemplo, en el arrecife de Laurel, en Puerto Rico, la atenuación de la radiación ultravioleta fue relativamente alta, con sólo un 1% de la UV-B superficial penetrando a profundidades de 7 m (Detrés et al., 2001).

La radiación ultravioleta (UV; de 280 a 400 nm) igualmente es un factor ambiental regulador importante para la vida en el agua. La profundidad a la cual UV penetra el agua dulce y marina es altamente variable, pero ésta puede ser significativa (Jokiel y York, 1984). Por lo tanto, el conocimiento de la penetración UV en diferentes tipos de agua es central para las evaluaciones de los impactos biológicos y ecológicos de la radiación ultravioleta (Kjeldstad et al., 2003).

Los gradientes de penetración de la luz están asociados con la atenuación natural con la profundidad y con las entradas de sedimento orgánico e inorgánico de origen terrestre e industrial. Concentraciones altas de nutrientes pueden afectar la densidad de pigmentos en las zooxantelas alterando las propiedades de reflectancia espectral en los corales, respuesta que es más clara en arrecifes someros cercanos a la costa donde generalmente se establecen (Intes y Caillart, 1994).

Los pigmentos fotosintéticos son uno de los componentes importantes en la absorción de la luz en ecosistemas acuáticos. En general, las aguas oceánicas muestran unas curvas de absorción dominadas por el fitoplancton, mientras que las aguas costeras tienen una mayor contribución de absorción por la materia orgánica disuelta coloreada

(CDOM) y por el detrito, especialmente en aguas con influencia de ríos (Kirk, 1994; Gilbes et al., 1996).

### **Transplante de colonias de *Acropora cervicornis* con relación a la turbiedad y penetración de la luz**

El transplante de fragmentos se ha sugerido como un mecanismo que sirve para rehabilitar arrecifes, debido a que se pasa la fase crítica de reclutamiento, especialmente si se establecen en sustratos favorables para el reclutamiento o para la sobrevivencia (Lindahl, 1998). El cultivo de corales usando marcos de malla plástica ha sido una metodología efectiva, no sólo para la sobrevivencia de fragmentos de coral sino para el crecimiento de especies como *Acropora cervicornis* (Bowden-Kerby, 2001b). Los transplantes han sido una técnica usada para experimentar sobre las diversas respuestas fisiológicas de algunas especies de coral a la radiación ultravioleta (Shick et al., 1995), para evaluar la posible recuperación de las pesquerías en áreas marinas protegidas (Bowden-Kerby, 2001b), y como técnica de restauración en áreas dañadas particularmente como resultado de actividades humanas (Laydoo, 1996).

La turbiedad en la columna del agua y la sedimentación son factores que influyen en la cobertura de coral, en la diversidad y la abundancia (Rogers, 1983; Acevedo et al., 1989; Torres, 2001). Los niveles elevados de turbiedad y sedimentación reducen no sólo el crecimiento sino también la tasa de calcificación, posiblemente porque se disminuye la cantidad de luz disponible para la fotosíntesis (Rogers, 1990). Los corales han adoptado

estrategias diferentes para garantizar su sobrevivencia bajo fuerte sedimentación: los dos modelos generales son la expulsión de sedimento pasiva y activa. Estas estrategias varían de acuerdo con la turbulencia en las diferentes zonas arrecifales, y a la diferente composición de la comunidad (Schleyer y Celliers, 2003).

La sedimentación aumenta en períodos de lluvias o luego de tormentas o ciclones debido al deslave terrígeno (Gilmour, 2002). Recientemente se ha asociado la sedimentación a la actividad antropogénica producto de la urbanización u operaciones de dragados (Rogers, 1990). Durante y después de estos eventos, cantidades considerables de sedimento pueden ser depositadas dentro de los pólipos por periodos prolongados de tiempo ( $\leq$  un mes), por lo que el nivel del daño va a depender de esta duración, así como del tamaño de los pólipos de las especies afectadas (Loya, 1976; Gilmour, 2002).

La turbiedad se ha definido frecuentemente como una medida de la disminución en la claridad del agua debido a las partículas en suspensión, lo cual resulta en la atenuación de la luz, tanto por dispersión de partículas como por absorción (McCluney, 1975 en Telesnicki and Goldberg, 1995). De tal forma, se reduce la luz disponible para la fotosíntesis tanto por parte de las zooxantelas endosimbiontes en el tejido del coral, así como para otros organismos. Por lo tanto, se afecta el metabolismo en general de los corales. La turbiedad también se ha definido sedimentológicamente como una medida del material particulado que tiene un tiempo relativamente largo suspendido en la columna del agua, haciendo a este tanto temporal como físicamente distinto de aquel sedimento grueso que posee un rápido asentamiento (Marszalek, 1981).

Aunque los disturbios antropogénicos ocurren en diferentes escalas espaciales y temporales, algunas veces pueden coincidir no sólo unos con otros, sino también con los regímenes de disturbios naturales (Nyström et al., 2001). Por ejemplo, cambios tales como el aumento de la temperatura del mar puede presentarse de forma simultánea con una alguna contaminación regional o global. En pulsos más cortos, las tormentas pueden coincidir con cambios crónicos o de mayor tiempo como la eutroficación (Nordermar et al., 2003).

### **Salud Arrecifal**

Durante los últimos quince años se ha reportado ampliamente un deterioro en los arrecifes de coral, en particular en el Caribe y en el sur de la Florida. Se han observado reducciones en la cobertura de coral y en la diversidad (Hoegh-Guldberg, 1999), así como un incremento en la frecuencia, intensidad y extensión geográfica de las enfermedades (Rosenberg y Ben-Haim, 2002) y el blanqueamiento masivo alrededor del mundo (Coles y Brown, 2003).

Entre los factores tanto naturales como antropogénicos que han afectado la estructura de la comunidad y la salud arrecifal y que han contribuido al deterioro actual de los arrecifes se encuentran: la sedimentación, el daño por tormentas y huracanes, el estrés termal, pastoreo y depredación, encallamiento de embarcaciones y prácticas de pesca destructiva (McCook, 1999).

Cualquier factor que mate los corales, abre substrato nuevo para la colonización de algas y puede llevar a los arrecifes de forma gradual y potencial a una degradación, si los corales no son capaces de reclutar o crecer nuevamente. El blanqueamiento ocurre cuando comienza a hacerse visible el esqueleto blanco del coral como resultado de la pérdida de las zooxantelas y/o pigmentos de las microalgas. Este fenómeno es una respuesta a alguna perturbación ambiental tal como las altas temperaturas superficiales, inducidas posiblemente por el cambio climático global y/o por un aumento en la radiación ultravioleta (Williams y Bunkley-Williams, 1990; Glynn, 1993; Hoegh-Guldberg, 1999). La expulsión de las zooxantelas puede ser inducida igualmente por la acumulación de intermediarios de oxígeno reducido, o una disminución en la cantidad que puede ser traslocada durante la fotosíntesis (Lesser et al., 1990)

El blanqueamiento, es una respuesta ecológica significativa debido a que los pólipos reciben una parte substancial de su energía proveniente de las zooxantelas y cualquier disrupción en esta relación puede afectar el potencial fotosintético, el crecimiento del coral, la capacidad reproductiva y eventualmente la muerte (Szmant y Gassman, 1990). El blanqueamiento recientemente se ha considerado como una enfermedad infecciosa, la cual con un incremento en la temperatura del agua puede incrementar la susceptibilidad del hospedero a un patógeno, incrementar la virulencia de un patógeno, aumentar la frecuencia de transmisión o una combinación de estos efectos (Ben-Haim et al., 2003).

Modelos recientes sugieren que la temperatura promedio atmosférica global está incrementando con el tiempo (Mortsch y Quinn, 1996). Así mismo, la temperatura promedio superficial del mar (SSTs) se está incrementando en los mares tropicales (Glynn y d' Croz, 1990). El resultado de los modelos de la interacción océano-atmósfera indican que muchas regiones entre las latitudes 25°N y 25°S donde se establecen muchas regiones con arrecifes de coral, podrían experimentar un incremento en la SST entre 1 y 2°C (Mitchell, 1988).

La temperatura óptima para los corales escleractinios adultos está entre 25°C y 29°C. Con un aumento solamente de varios grados sobre el promedio máximo local, los corales pueden exhibir blanqueamiento (Goreau y Hayes, 1994; Jones et al., 2000; Fitt et al., 2001; Hoegh-Guldberg, 1999), se puede incrementar la mortalidad (Glynn, 1993), o se puede presentar un mal funcionamiento en el foto-sistema de las algas (Jones et al., 2000). Así mismo, se puede reducir la producción primaria (Porter et al., 1999; Nyström et al., 2001), la fecundidad (Szmant y Gassman, 1990) o la sobrevivencia, motilidad y la tasa de asentamiento de plánulas (Bassim y Sammarco, 2003).

Al final de los años ochenta, ocurrió un blanqueamiento masivo de corales con una mortalidad substancial en los arrecifes de Puerto Rico (Goenaga et al., 1989; Williams y Bunkley-Willimas, 2000). Durante el evento de blanqueamiento global (1997-1998), los arrecifes al parecer fueron afectados por las elevadas temperaturas en el agua sin discriminación alguna; tanto en arrecifes remotos así como aquellos sujetos a la influencia humana (Wilkinson et al., 1999; Berkelmans y Oliver, 1999). Este evento fue

observado en Puerto Rico en 1998, aunque estuvo seguido por la recuperación de los corales con poca mortalidad (Winter et al., 1998; Causey et al., 2000). Sin embargo, Hoegh-Guldberg (1999) menciona que este evento pudo causar la pérdida de la cobertura de coral entre un 15 % al 90 % tanto en el Indo-pacífico como en el Caribe.

Los diferentes disturbios ambientales con relación al blanqueamiento han sido discutidos ampliamente (Berkelmans y Oliver, 1999), y se ha demostrado que la radiación solar puede interactuar con la temperatura elevada y contribuir (Fitt et al., 2001) o mitigar el blanqueamiento coralino (Dunne y Brown, 2001). Sin embargo, el incremento en la incidencia de las enfermedades en las últimas décadas puede estar relacionado con los eventos de blanqueamiento, ya que los corales poco a poco se pueden estar debilitando.

Muchas de las enfermedades descritas que afectan las especies de coral, han sido descritas basándose en las observaciones de características externas en campo y en muchos casos no hay un acuerdo de si una condición determinada es o no una enfermedad. Actualmente, solo se conocen cuatro enfermedades por las cuales tanto la destrucción del tejido lleva a la mortalidad y la presencia de una característica consistente del microorganismo, las cuales son aspergilliosis, la banda negra (BBD), la banda blanca (WBD) de tipo II y plaga tipo II. De las cuales sólo tres (aspergilliosis, BBD y plaga tipo II) han sido asociadas a un microorganismo (o un consorcio de microorganismos) que ha sido demostrado que es el patógeno de la enfermedad. Además, el mecanismo causante de la muerte del tejido solo se conoce para BBD (Richardson, 1999).



Muchas enfermedades incluyendo algunas nuevas que fueron descritas en los años 70 y 80 han sido sólo parcialmente caracterizadas (banda blanca tipo I, plaga tipo I, banda roja, puntos oscuros y manchas amarillas), y no se ha identificado el patógeno por lo que la confusión aun prevalece, sin embargo, muchos de estos síndromes están actualmente incluidos en los programas de monitoreo diseñados para evaluar la salud arrecifal.

### **Estructura de la Comunidad**

En los últimos años, informes sobre un rápido deterioro de la salud arrecifal y de la fase de cambio hacia un sistema dominado por algas ha realzado la importancia de la competencia por espacio entre corales y macroalgas, lo cual puede tener implicaciones en la sobrevivencia a largo plazo y en el crecimiento de los corales (Lapointe et al., 1997; Lirman, 2001).

La composición taxonómica se presume que refleja tanto la cantidad de especies disponibles y las condiciones físicas (Done, 1982) y biológicas (Sheppard, 1982) necesarias para el crecimiento y desarrollo coralino. La abundancia y distribución de frecuencia de tamaños pueden decirnos más acerca de los regímenes de disturbios en los sitios, el estado de sucesión y/o la historia de desarrollo (Jackson y Hughes, 1985).

Varios estudios han reportado una disminución en la cobertura y diversidad de corales en el Caribe con su correspondiente incremento en la cobertura de macroalgas (Jaap et al., 1988; Porter y Meier, 1992). Aunque las causas actuales del deterioro están en debate, los cambios en la calidad del agua y la estructura trófica están unidas a las actividades humanas, así como a los factores naturales, tales como las elevadas temperaturas, acción de las tormentas y las enfermedades (Hughes et al., 1999; Lirman y Fong, 1997).

Los primeros modelos que han enfatizado sobre la competencia y sobre la diferenciación del nicho como un mecanismo principal para la coexistencia de las especies se encuentran en Hutchinson (1961). Más recientemente, se han tomado en cuenta otros eventos como el reclutamiento de las especies, los disturbios o una combinación para explicar la presencia de una alta diversidad y la hipótesis de disturbio intermedio es una de las más citadas (Connell, 1978). Esta hipótesis implica una reducción en la dominancia de una especie competitivamente superior en una comunidad, la cual bajo un determinado disturbio sufre un fuerte impacto, comparado con muchas otras especies en el sistema. Esta hipótesis predice una máxima diversidad a un nivel intermedio del disturbio, ya que se liberan recursos limitantes como el espacio y la luz disponibles.

La exclusión competitiva y condiciones ambientales severas pueden disminuir la diversidad respecto a los diferentes niveles de disturbios. Por lo tanto, se pueden ver modelos bimodales a lo largo del gradiente del disturbio (Molis et al., 2003). La radiación

ultravioleta UV-B exhibe algunos aspectos como disturbios debido a su potencial para disminuir la biomasa (Lotze et al., 2002), para provocar cambios en la interacción de las especies (Bothwell et al., 1994), y para causar una mortalidad diferencial de juveniles y adultos (Santas et al., 1998).

Un cambio apreciable para la diversidad y persistencia en la composición de las especies de corales, como resultado de los efectos de la radiación ultravioleta se registra en el estudio de Molis et al. (2003). Ellos citan a las algas rojas como un grupo afectado con el aumento de la radiación UV, mientras que las algas verdes se pueden beneficiar fuertemente de este aumento, al menos hasta que un competidor se presente para consumirlas. Como resultado, las algas verdes pueden refugiarse a mayores profundidades reemplazando las rojas. Para los corales por su lento crecimiento, esto podría significar igualmente un efecto negativo.

# Crecimiento de Coral con relación a las Propiedades Ópticas del Agua

## Resumen

En este estudio se analizan las tasas de crecimiento anual de los corales *Montastrea annularis* (Ellis y Solander, 1786), *M. cavernosa* (Linnaeus, 1766) y *Acropora cervicornis* (Lamarck, 1816) en relación a las propiedades ópticas y tróficas del agua ( $K_d$  de PAR, UV y clorofila-a) en los arrecifes costeros de la Bahía de Mayagüez (El Negro) y la Parguera (Media Luna y Laurel) y en un arrecife oceánico (Puerto Botes) en Isla Desecheo.

El arrecife de Puerto Botes presentó los coeficientes de atenuación promedio más bajos para PAR y UV ( $0.10$  y  $0.06 \text{ m}^{-1}$ ), con los mayores porcentajes de PAR y UV (45 – 61 %). Estas propiedades ópticas de baja turbiedad y buena penetración de luz se relacionan a su condición oligotrófica y ausencia de descargas de ríos cercanas. Los arrecifes de Media Luna y El Negro presentaron valores similares de coeficientes de atenuación para PAR y UV ( $0.16$  y  $0.13 \text{ m}^{-1}$  y  $0.23$  y  $0.26 \text{ m}^{-1}$ ), con los respectivos porcentajes de PAR y UV relativamente más bajos que los de Puerto Botes.

La concentración más alta de clorofila-a se midió en el arrecife de Media Luna y se correlacionó positivamente a los valores de  $K_d$ , lo que sugiere que el fitoplancton juega un papel importante en la penetración de la luz en este arrecife. El patrón inverso fue observado para el arrecife de Puerto Botes.

Las tasas de crecimiento anual promedio para el coral *M. annularis* variaron entre un máximo de 9.4 mm en el arrecife de Puerto Botes y un mínimo de 8.1 mm para el

arrecife de El Negro. El arrecife de Media Luna presentó valores intermedios de crecimiento (8.5 mm). Las tasas de crecimiento se mantuvieron constantes ante variaciones amplias en condiciones ópticas de la columna del agua entre los arrecifes costeros y oceánicos. Esto sugiere que la penetración de la luz no fue un factor determinante en sus tasas de crecimiento y/o que la menor penetración de luz en arrecifes de mayor turbiedad pudiera haber sido compensada por una mayor disponibilidad de alimento para el coral en forma de plancton.

Para *Montastrea cavernosa*, la tasa de crecimiento anual promedio varió entre 3.9 para Media Luna y El Negro y 5.4 mm en Puerto Botes. Las variaciones entre arrecifes no fueron significativas. Los valores promedio de crecimiento no se correlacionaron con los valores de irradianza promedio de PAR, pero sí la irradianza de UV. Lo que sugiere que existe una tendencia a mayor crecimiento a mayor penetración de la luz para esta especie. Sin embargo, esta tendencia requiere ser examinada con mayor número de muestras debido a la alta variabilidad entre colonias para un mismo arrecife.

Para *Acropora cervicornis*, el crecimiento anual promedio por la tinción con Rojo de Alizarina solo pudo ser determinado para las colonias en el arrecife de Puerto Botes con 7.14 cm. Con la marca plástica, se logró estimar el crecimiento por seis meses y se obtuvo un valor promedio de 3.87 cm para Puerto Botes y 5.1 en Media Luna y se encontraron diferencias significativas en el crecimiento entre los dos arrecifes. Por lo cual, esta especie podría estar adaptada a una menor penetración de la luz compensada a la vez por una mayor disponibilidad de alimento.

## 1.1 Introducción

El crecimiento del esqueleto de coral depende de su asociación con dinoflagelados simbioses (*Symbiodinium* sp.) comúnmente conocidos como zooxantelas, y de las condiciones ambientales que afectan los procesos autotróficos y/o heterotróficos de la relación simbiótica. Los corales y sus zooxantelas dependen de la luz para la rápida deposición del carbonato de calcio (Chalker, 1981). De hecho, los corales escleractinios tienen respuestas fisiológicas con relación al incremento de la profundidad; tales como foto-adaptación por parte de sus algas simbioses, incremento en la susceptibilidad a la radiación ultravioleta (Gleason y Wellington, 1995; Shick et al., 1995) y disminución o alteración en la tasa de crecimiento (Hughes y Jackson, 1985). Igualmente, el crecimiento coralino responde a la energía disponible para la deposición activa de material calcáreo (tasa de calcificación) y a la forma como este material es usado por el coral para extender su esqueleto (Carricart-Gavinet y Merino, 2001).

La percepción común sobre los arrecifes es que éstos se encuentran generalmente en aguas oligotróficas claras de los océanos tropicales. Muchos arrecifes existen cerca de aguas oceánicas profundas con bajas concentraciones de nutrientes y fitoplancton, y que por lo tanto exhiben una gran transparencia. Sin embargo, tales condiciones no son un prerequisite para el crecimiento de los arrecifes (Dunne y Brown, 1996). La penetración de la luz a una longitud de onda en particular disminuye en forma logarítmica con la profundidad. La luz incidente experimentada por una colonia de coral está influenciada

además por otros factores, tales como el material particulado y disuelto en el agua (Brakel, 1979; Chalker et al., 1983).

La sedimentación es un parámetro físico importante que puede interferir con la tasa de crecimiento de los corales (Hubbard y Scatturo, 1985; Rogers, 1990), ya que puede aumentar el gasto metabólico (Edmunds y Davis, 1989) y disminuye la fecundidad (Tomascik y Sander, 1987). El crecimiento de coral puede afectarse ya sea porque se previene el asentamiento de plánulas o igualmente, una rápida deposición de sedimento sobre las superficies puede llevar a la asfixia y la muerte del coral (Lasker, 1980). Sin embargo, los corales han desarrollado varios mecanismos contra la sedimentación, incluyendo mecanismos de exclusión y adaptaciones morfológicas (Riegl, 1995).

La evidencia de foto-aclimatación de los corales a los cambios de la radiación visible es bien conocida. Lo primero y más importante sobre las propiedades ópticas de los corales, es la relación inversa entre la concentración de los pigmentos fotosintéticos contenidos dentro de la zooxantela y la irradianza total (Falkowski y Dubinski, 1981). Wyman et al. (1987) examinaron los coeficientes de absorción específica de las clorofilas y el rendimiento cuántico en la fotosíntesis de seis especies de corales a diferente profundidad y en su interpretación, sugieren que del modo como los requerimientos mínimos cuánticos disminuyen con profundidad reflejan un incremento en la eficiencia en la utilización de la luz fotosintética cuando disminuye la irradianza. Además, las diferencias ínter específicas en la fotosíntesis bruta y quizás el crecimiento y la

distribución con profundidad pueden ser atribuidas a la capacidad diferencial en la utilización de la luz.

Cuando se examinan los efectos de la luz incidente sobre organismos arrecifales, es importante cuantificar la cantidad de radiación que pueden recibir. La profundidad que puede alcanzar la radiación ultravioleta (280 a 400 nm) es variable, y depende de los diferentes cuerpos de agua (Jokiel y York, 1984). Por lo que los gradientes de penetración de la luz están asociados con la atenuación natural de las aguas que está asociada a cambios en profundidad, y con la presencia de material orgánico (plancton) e inorgánico (e.g. de origen terrestre y/o industrial). Por ejemplo, concentraciones altas de nutrientes pueden incrementar o disminuir la densidad de los pigmentos fotosintéticos en las zooxantelas (Intes y Caillart, 1994), o la concentración de pigmentos de protección a la radiación ultravioleta (Shick et al., 1995), lo cual en ambos casos podría significar una inversión de energía en otros procesos por parte de las especies de coral diferente al crecimiento.

Este estudio tiene como propósito evaluar las tasas de crecimiento anual en las especies *Montastrea annularis*, *M. cavernosa* y *Acropora cervicornis*, utilizando la técnica de tinción con Rojo de Alizarina y la lecturas de bandas anuales de crecimiento en los arrecifes costeros de El Negro en Mayagüez y Laurel y Media Luna en La Parguera y el arrecife oceánico de Puerto Botes en Isla Desecheo. Se caracteriza la luz incidente en términos de la radiación fotosintética y la radiación ultravioleta y su relación a factores como la productividad en términos de concentración de clorofila-a. Además, se



examina la relación entre las tasas de crecimiento con las propiedades ópticas medidas en los tres arrecifes.

## **1.2 Materiales y Métodos**

### **1.2.1 Ubicación Geográfica**

Los arrecifes de coral estudiados están establecidos en las secciones oeste y noroeste de la plataforma insular de Puerto Rico, a profundidades entre los 10 y 30 m (Figura 1). El arrecife Media Luna está localizado entre los  $17^{\circ}56.000'N$  y los  $67^{\circ}02.949'W$ , a dos millas de la costa y Laurel está localizado entre los  $17^{\circ}56.527'N$  y los  $67^{\circ}03.450'W$  (Figura 2). La comunidad coralina estudiada en Isla Desecheo está localizada en el arrecife de Puerto Botes al suroeste de la isla, entre los  $18^{\circ}22.895'N$  y los  $67^{\circ}29.316'W$  (Figura 3). El arrecife El Negro se encuentra al suroeste de Mayagüez, aproximadamente a tres millas náuticas de la costa y entre los  $18^{\circ}092'N$  y los  $67^{\circ}14.3'W$  (Figura 4).

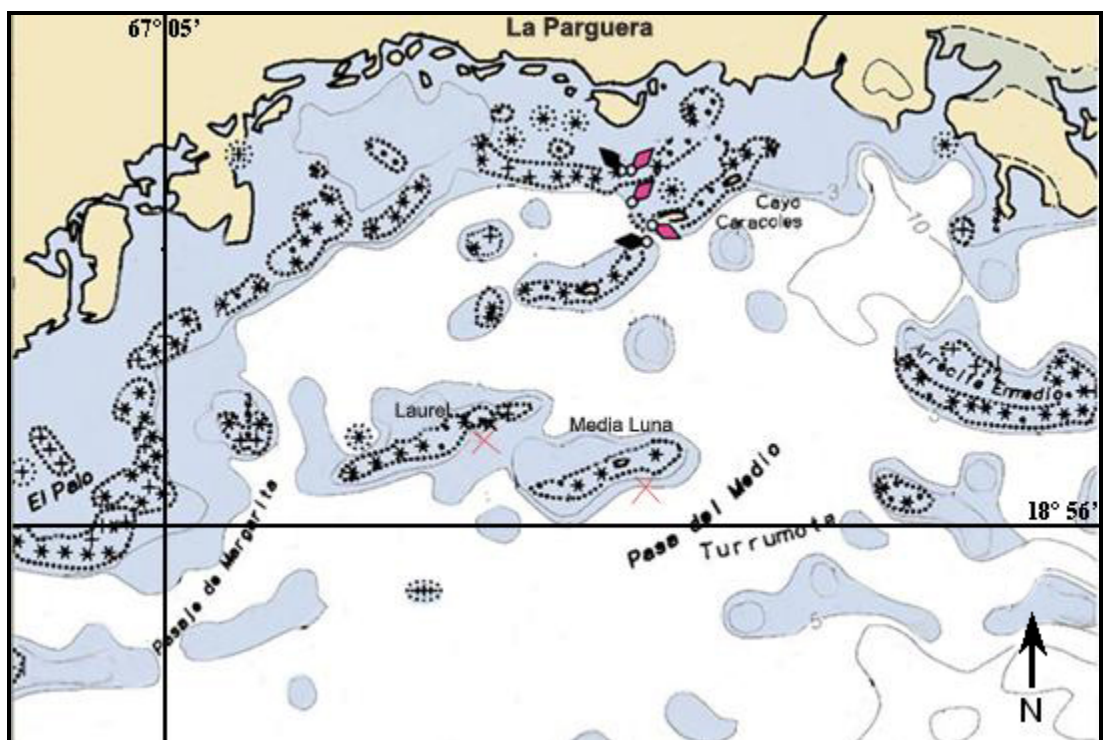


Figura 2. Localización de los arrecifes Media Luna y Laurel en el área de La Parguera.

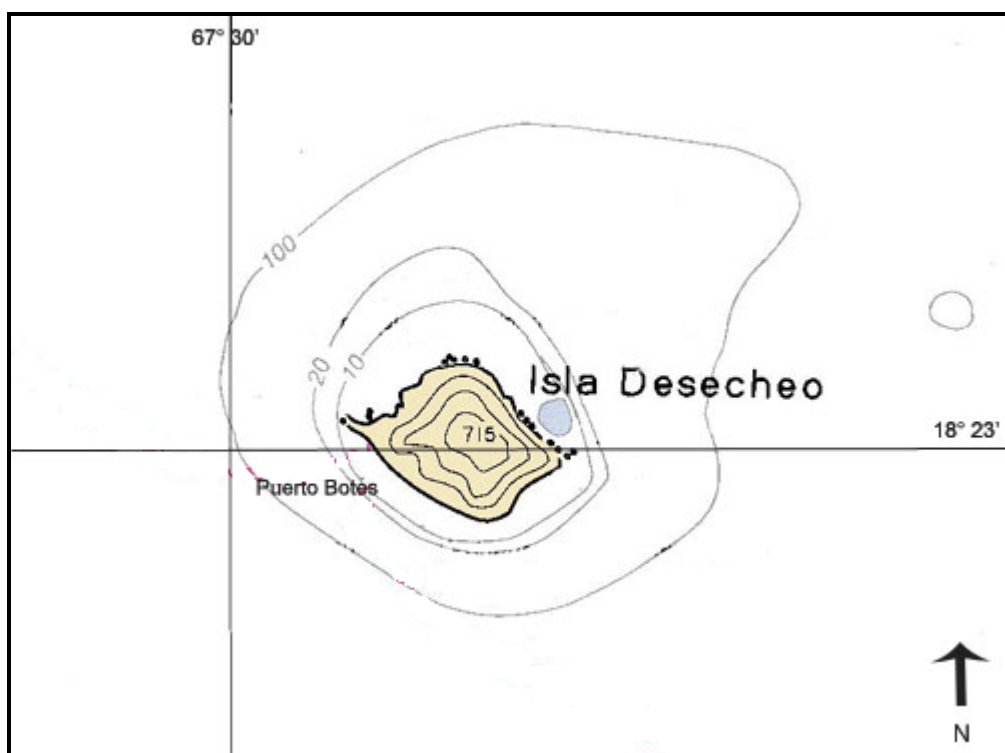


Figura 3. Localización del arrecife de Puerto Botes en Isla Desecheo.

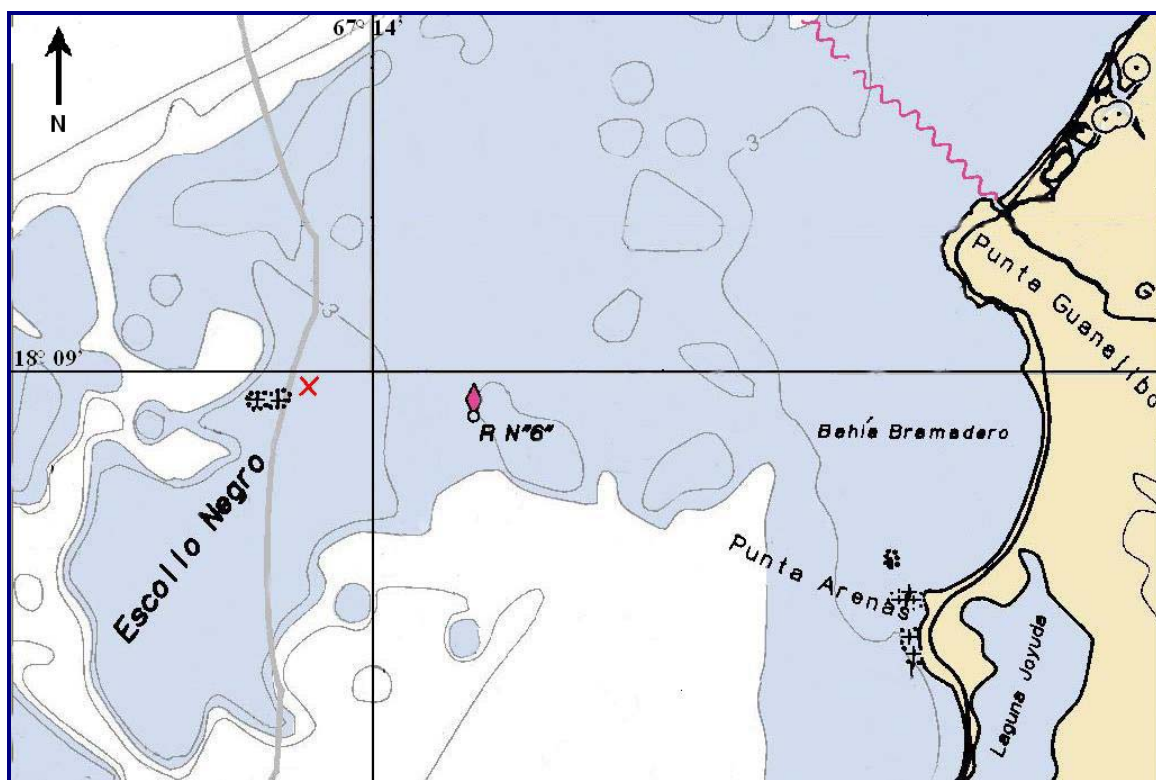


Figura 4. Localización del arrecife El Negro-Mayagüez.

### 1.2.2 Medidas del crecimiento de coral

Las especies utilizadas para comparar las tasas de crecimiento con relación al gradiente de luz incidente en cada arrecife fueron *Montastrea annularis*, *M. cavernosa* y *Acropora cervicornis*. En el negro no se encontró un número suficiente de colonias de *A. cervicornis* para comparar la tasa de crecimiento entre los arrecifes. Todas las colonias se tiñeron con Rojo de Alizarina (Crossland, 1981; Oliver et al., 1983). Cada colonia fue cubierta con una bolsa plástica previamente preparada en uno de sus extremos con 10 mg/l del colorante (restringidas con una banda plástica). Una vez la bolsa cubrió la colonia, el colorante se liberó y las colonias se dejaron en tinción por un mínimo de 4

horas (Harriot, 1999). Cada colonia fue codificada y marcada con cintas de colores y se registraron sus condiciones iniciales de tamaño, forma y salud.

En Media Luna se escogieron 16 colonias de *Montastrea cavernosa*, 7 a 3 m de profundidad y 9 a 10 m y 10 colonias de *Acropora cervicornis* a 10 m. En Laurel se escogieron 16 colonias de *M. annularis* y 11 de *A. cervicornis*, todas distribuidas a 8 m de profundidad. La tinción de las colonias se realizó entre el 31 de mayo y el 18 de junio de 2002.

En Puerto Botes se utilizaron 9 colonias de *M. cavernosa*, 10 de *M. annularis* y 9 de *A. cervicornis* a 12 m de profundidad. Para el Negro, se utilizaron 13 de *M. cavernosa* y 11 de *M. annularis* a 8 m de profundidad (Tabla 3). En estos dos arrecifes, el montaje tanto de la tinción de las colonias como la delimitación de los transectos a ser estudiados se realizó entre el 4 y 5 de junio de 2002.

La condición de cada colonia fue observada cada tres meses. Después de un año, se removieron muestras de cada colonia de 10 cm en diámetro usando un taladro neumático. En el laboratorio, el tejido se removió bajo agua a presión y luego se lavaron con hipoclorito de sodio con el fin de exponer la tinción en el carbonato. La tasa de extensión lineal en el esqueleto, fue medida como el ancho promedio de varias medidas realizadas en cada muestra desde la marca de tinción hasta el borde. El crecimiento de coral fue comparado entre colonias de una misma especie, entre sitios y con los reportes publicados para otras localidades.

Para probar la hipótesis nula de igualdad de medias en los registros de crecimiento en cada especie para los tres arrecifes, los datos fueron probados para normalidad y homogeneidad de varianzas. Para *Montastrea annularis* se corrió un análisis de ANOVA de una vía para examinar las diferencias en las tasas de extensión lineal entre los arrecifes estudiados y en un mismo arrecife. Los resultados para *M. cavernosa* al no cumplir con los supuestos estadísticos de normalidad, se corrió un análisis no paramétrico de Kruskal-Wallis.

Debido a que para marzo de 2003 un alto número de colonias de *Acropora cervicornis* se encontraban en mal estado, cubiertas por algas o muertas, se marcaron colonias adicionales para determinar su crecimiento. En esta ocasión no se tiñeron con Rojo de Alizarina. En este caso, se utilizaron marcas plásticas de amarre colocadas alrededor de las ramas aproximadamente a 5 cm a partir de la punta de cada colonia. En el arrecife Media Luna se utilizaron 10 colonias y se marcaron entre 4 y 5 ramas por colonia y en Puerto Botes se marcaron 15 colonias, igualmente entre 4 y 5 ramas por colonia (Tabla 3). Se realizó un análisis no paramétrico de rangos de Mann-Whitney, debido a que los datos no presentaron homogeneidad de varianzas para examinar las diferencias en las tasas de extensión lineal entre los arrecifes de Puerto Botes y Media Luna.

En *Montastrea annularis* y *M. cavernosa*, las muestras fueron además cortadas por medio de una sierra de diamante a lo largo de su eje central para obtener laminas

entre 4 y 6 mm de espesor. A cada corte se le realizaron tomas de rayos-X para así obtener una medida del crecimiento para los últimos 4 y 5 años. Se utilizó el programa Coral-XDS con el cual se puede medir la extensión lineal entre las bandas de alta y baja densidad. Se realizó un análisis de varianza (ANOVA) de una vía para examinar las diferencias en las tasas de extensión lineal medida por rayos-X entre arrecifes.

En el área de La Parguera, se colectaron adicionalmente 6 colonias de *Montastrea annularis* en el arrecife de Romero (17° 93.463 y 67° 04.850) para establecer un registro de crecimiento promedio en un sitio más turbio durante los últimos 10 años (Otero, en prensa). Otras dos (2) colonias se colectaron en el arrecife de Laurel. Para el arrecife El Negro se colectaron seis (6) colonias adicionales. El análisis se llevó a cabo por la técnica de rayos-x y la lectura de bandas anuales con el programa Coral-XDS. Se realizó un análisis ANOVA de una vía para examinar las diferencias en el crecimiento entre los arrecifes de Laurel y Romero. Dado que en los análisis previos en la especie *M. cavernosa* no se encontraron bandas de crecimiento anuales discernibles, no se colectaron más muestras.

Para de ampliar la base de datos y evaluar variabilidad en tasas de crecimiento para las especies bajo estudio, en el área de Mayagüez el análisis de las bandas por rayos-X se realizó igualmente a muestras que habían sido colectadas en marzo del 2003 en los arrecifes Escollo negro (18°10.514 y 67°14.726), Manchas Interiores (18°14.041 y 67°11.489), Algarrobo (18°13.456 y 67°13.456) y Manchas Norte (18°16.747 y 67°12.605). Estas colonias fueron teñidas con el colorante Rojo de Alizarina entre febrero

y marzo del 2001 y pertenecían al proyecto “Coral Reef Study – Mayagüez Bay. (<http://cima.uprm.edu/~morelock/myzfinalRPT.htm>). El crecimiento entre las colonias colectadas en el arrecife de El Negro, con aquellas localizadas a lo largo de la Bahía de Mayagüez se analizó por medio de la prueba no paramétrica de rangos de Mann-Whitney, debido a que los datos no presentaron una distribución normal.

Tabla 3. Número de colonias estudiadas de cada especie en los arrecifes de La Parguera, Isla Desecheo y Mayagüez.

Especie de coral	La Parguera			Isla Desecheo Puerto Botes	Mayagüez El Negro
	Media Luna	Laurel	Romero		
<i>Montastrea cavernosa</i>	16			9	13
<i>Montastrea annularis</i>		16		10	11
Rayos-X		3	6		6
<i>Acropora cervicornis</i>					
Rojo de Alizarina	10	11	11	9	
Marcas plásticas	10			15	
Transplantes	22				

### 1.2.3 Propiedades Ópticas

Para caracterizar el ambiente de luz, se midieron las propiedades ópticas del agua entre junio de 2002 y septiembre de 2003. El registro se tomo cada tres meses en los arrecifes de Puerto Botes y El Negro y mensualmente para Media Luna y Laurel.

El laboratorio de Oceanografía Bio-Óptica del Departamento de Ciencias Marinas en La Parguera cuenta con una estación de registro continua de radiación tanto visible como ultravioleta. El radiómetro GUV-511 (Biospherical Instruments) esta equipado con

cuatro bandas a los 305, 320, 340 y 380 nm, además de la banda de PAR (400 - 700 nm). Este equipo toma datos para cada banda cada cinco minutos en promedio.

### 1.2.3.1 Radiación Fotosintética Activa (PAR)

Para medir la radiación visible (400-700 nm) se utilizó un metro de irradianza sumergible LI-1400 (Li-Cor Biosciences), con el cual se obtuvieron los perfiles de radiación fotosintéticamente activa (PAR). La tasa de atenuación de la luz en la columna del agua fue definida como el coeficiente de atenuación vertical  $K_d$  (Smith y Baker, 1986).  $K_d$  (PAR) es un parámetro que permite caracterizar diferentes cuerpos de agua con respecto a la disponibilidad de energía radiante fotosintéticamente útil. En cada arrecife el radiómetro fue llevado hasta 10 m de profundidad, y de las medidas de irradianza descendente *in situ* se obtuvo el valor de  $K_d$ . Los valores de  $K_d$  se estimaron mediante la regresión lineal del logaritmo natural de la irradianza descendente ( $E_d$ ), medida a diferentes profundidades ( $z$ ):

$$\ln E_d(z) = -K_d z + \ln E_d(0) \quad (1)$$

Donde  $E_d(z)$  y  $E_d(0)$  son los valores de la irradianza descendente a una profundidad  $z$  y justo bajo la superficie respectivamente. La pendiente de la regresión lineal del  $\ln E_d(z)$  representa el valor de  $K_d$  ( $m^{-1}$ ). Las tendencias mensuales para este parámetro fueron determinadas entre junio de 2002 y diciembre de 2003.



Para probar la hipótesis nula de igualdad en los coeficientes de atenuación  $K_{d(PAR)}$  se utilizó un análisis no paramétrico de ANOVA a dos vías o coeficiente de correlación de Kendall. Posteriormente, para determinar que arrecife difiere en el  $K_d$ , se utilizó un análisis de comparación múltiple no paramétrico de rangos (Student-Newman-Keuls).

### 1.2.3.2 Radiación Ultravioleta (UV)

En el campo, la radiación ultravioleta UVA-B (280-400 nm) fue medida utilizando un radiómetro PMA-2100 (Solar Light Company) entre noviembre de 2002 y diciembre de 2003. El instrumento estuvo programado para integrar datos *in situ* cada cinco (5) minutos y obtener valores en dosis de radiación UV. Adicionalmente, se registraron cada metro valores instantáneos para construir los perfiles de radiación ultravioleta con profundidad. Las unidades fueron  $\mu\text{W}/\text{cm}^2$  e igualmente se calculó el coeficiente de atenuación vertical  $K_d$  de UV. La calibración de la dosis total registrada por ambos instrumentos (PMA-2100 y GUV-511), se realizó en el mes de julio de 2003.

El porcentaje de la radiación ultravioleta a la profundidad donde fueron montados los experimentos, se calculó utilizando la dosis diaria de irradianza en el rango de UV ( $E_{d,uv}$ ) aplicando las ecuaciones descritas por Orce y Helbling (1997, ver Detrés, 2001):

$$UVB = (59.5 * E_{d_{305}}) + (4.1 * E_{d_{320}}) \quad (2)$$

$$UVA = (87.4 * E_{d_{340}}) - (2.4 * E_{d_{380}}) \quad (3)$$

$$UVT = UVA + UVB \quad (4)$$

Los  $E_d$  en cada longitud de onda corresponden a cada uno de los canales que registra el GUV-511. El resultado de la radiación ultravioleta total UVT fue integrado en el tiempo y convertido a la dosis diaria en unidades de  $\text{KJm}^{-2}\text{dia}^{-1}$ . Finalmente, la irradianza descendente fue calculada con la ecuación descrita por Kirk (1994):

$$E_d(z) = E_{d(o-)}e^{-k_dz} \quad (5)$$

Donde  $E_d(z)$  es el valor de la irradianza descendente a una profundidad  $z$ ,  $E_{d(o-)}$  es el valor de la irradianza descendente justo bajo la superficie y  $K_d$  es el coeficiente de atenuación difusa para la irradianza descendente. Los valores de irradianza  $E_{d(o-)}$  se calcularon según Smith y Baker (1986):

$$E_{d(o-)} = 1.03 * 0.97 E_{d(o+)} \quad (6)$$

donde  $E_{d(o+)}$  es el valor de irradianza sobre la superficie del océano (GUV-511) en dosis total, 1.03 es el índice de refracción del agua y 0.97 es la transmitancia de la irradianza de la interfase aire-agua que relaciona la irradianza justo sobre la superficie del agua a la justo bajo la superficie del agua. Este cálculo se realizó igualmente para la radiación fotosintética activa (PAR).

### 1.2.3.3 Determinación de clorofilas y parámetros físicos

Para determinar si los gradientes de luz incidente podían estar asociados a factores como la concentración de clorofilas, se tomó muestras de agua cada tres meses en los arrecifes de Puerto Botes y el Negro y mensualmente para Media Luna. La extracción de las clorofilas se realizó luego de filtrar tres litros de agua de mar a través de un filtro Whatman GF/F. La lectura se llevó a cabo utilizando un espectrofotómetro Shimadu UV-1601 y la absorbancia se leyó entre 300 y 900 nm. El cálculo de la clorofilas-a se realizó utilizando la ecuación de Jeffrey y Humphrey (1975) descrita en Jeffrey et al. (1997):

$$[\text{Chl-a}] = 11.43 E_{664} - 0.4 E_{630} \quad (7)$$

Se utilizó el coeficiente de correlación de Pearson entre el valor de clorofila y los coeficientes de atenuación  $K_d$  (PAR). Adicionalmente, se midió la salinidad y la temperatura mediante el uso de un CTD (Modelo SBE).

### 1.2.4 Relación entre crecimiento y propiedades ópticas

Con la ecuación número cinco, se calculó los valores de irradianza total a la profundidad a la cual se encontraron las colonias estudiadas en cada arrecife. Se realizó análisis de regresión lineal para examinar las posibles relaciones entre el crecimiento de *Montastrea annularis* y *M. cavernosa* con los valores de la irradianza promedio. Este procedimiento se llevo a cabo tanto para la radiación fotosintética activa (PAR) como

para la radiación ultravioleta total (UVT). En el caso de la clorofila igualmente se realizó la regresión lineal, pero teniendo en cuenta la concentración obtenida en la columna del agua con los valores de  $K_d$  tanto para PAR como para UV.

## 1.3 Resultados

### 1.3.1 Crecimiento

Las tasas de crecimiento lineal anual promedio para las especies masivas en los arrecifes estudiados se presentan en la Tabla 4. *Montastrea cavernosa* presentó valores entre 3.9 y 5.4 mm siendo el arrecife de Puerto Botes el que registró el valor de crecimiento promedio más alto con 5.4 mm (CV = 33 %). El Negro y Media Luna presentaron el mismo valor promedio de 3.9 mm y unos coeficientes de variación de 31 y 41 %. No se encontró diferencias significativas de crecimiento para este especie entre los tres arrecifes ( $p = 0.28$ ). Para Media Luna, el análisis de crecimiento entre colonias ubicadas a 3 m de profundidad con aquellas ubicadas a 10 m, igualmente no mostró diferencias significativas ( $p = 0.197$ ).

Para *Montastrea annularis* la tasa de crecimiento anual promedio fluctuó entre 8.1 y 9.4 mm (Tabla 4). El arrecife de Laurel presentó el mayor incremento con 9.4 mm (CV = 26.4 %) seguido por Puerto Botes con 8.6 mm (CV = 17.4 %) y por último El Negro con 8.1 mm (CV = 17.9 %). No se encontró diferencias significativas de crecimiento entre los arrecifes ( $p = 0.29$ ).

De las colonias teñidas con Rojo de Alizarina, solamente *Montastrea annularis* presentó bandas anuales para ser cuantificadas (Tabla 5). Para Laurel se cuantificó 8 de las 13 colonias con un promedio 6 bandas, y se encontró un crecimiento promedio de 8.5 mm (CV = 44 %). Para esas mismas colonias el promedio de crecimiento mediante rojo de Alizarina fue 10.2 mm. Entre la última banda anual correspondiente al año de tinción con rojo de alizarina, no se encontró diferencias significativas en el crecimiento ( $p = 0.21$ ).

En Puerto Botes se analizó 6 de las 9 colonias teñidas, y se observó un promedio de 3 bandas anuales con un crecimiento promedio de 7.8 mm (CV = 6 %). Por tinción en estas colonias se midió un crecimiento promedio de 9.0 mm (CV = 15 %). No se encontraron diferencias significativas para la última banda anual y la medida de crecimiento con el rojo de alizarina ( $p = 0.11$ ). En el Negro se analizó 7 de las 10 colonias con 5 bandas anuales en promedio. El crecimiento promedio por rayos-X fue de 7.8 mm (CV = 35 %) y por tinción 8.6 mm (CV = 17 %). No se encontraron diferencias significativas entre la última banda anual y la medida de crecimiento con el rojo de alizarina ( $p = 0.14$ ).

Cuando se compararon las tasas de crecimiento entre arrecifes por medio de la lectura de bandas anuales por rayos-X, no se encontraron diferencias significativas ( $p = 0.86$ ). Sin embargo, es importante anotar que cuando se realiza la correlación entre las dos medidas de tinción con el rojo de alizarina y la banda de densidad para el último año (Figura 5) ésta sólo tuvo un  $r^2=0.34$ .

Cuando se comparó el crecimiento únicamente dentro del área de La Parguera por medio de la lectura de bandas anuales, se encontró como el arrecife de Laurel (n = 10 colonias) registró un promedio de 6 bandas anuales con un crecimiento promedio anual de 8.3 mm (CV = 40 %). En el arrecife de Romero (n = 6 colonias) se cuantificó un promedio de 5 bandas anuales con un crecimiento promedio 5.1 mm (CV = 33 %). El análisis estadístico arrojó diferencias significativas entre los arrecifes de Romero y Laurel ( $p = 0.047$ ).

Para el área de Mayagüez, en las muestras colectadas en los arrecifes de Algarrobo, Escollo Negro, Manchas Interiores y Manchas Norte la especie *Montastrea cavernosa* no presentó bandas discernibles para ser cuantificadas. En *Montastrea annularis* se cuantificó entre 2 y 6 bandas anuales y se obtuvo un crecimiento promedio de 6.4 mm (Tabla 6). Mediante la prueba de rangos de Mann-Whitney no se encontró diferencias significativas en crecimiento de *M. annularis* ( $p = 0.44$ ) a lo largo de la Bahía de Mayagüez.

Tabla 4. Tasas de crecimiento de las especies masivas *Montastrea cavernosa* y *M. annularis* en los arrecifes de Puerto Botes, El Negro y Media Luna y Laurel. SD corresponde a la desviación estándar y CV al coeficiente de variación.

	Arrecife	Fechas de muestreo	Semanas de crecimiento	# de colonias	Extensión promedio (mm)	Extension anual (mm)	SD	CV %
<i>M. cavernosa</i>	Media Luna	5/31/02 - 9/19/03	69	9	5.1	3.9	1.6	41.0
	Puerto Botes	6/04/02 - 9/08/03	66	7	6.8	5.4	1.8	33.3
	El Negro	6/05/02 - 9/05/05	65	10	4.9	3.9	1.2	30.8
<i>M. annularis</i>	Laurel	5/31/02 - 9/16/03	68	13	12.5	9.4	2.5	26.4
	Puerto Botes	6/04/02 - 9/08/03	66	9	11.0	8.6	1.5	17.4
	El Negro	6/05/02 - 9/05/05	65	10	10.1	8.1	1.5	17.9

Tabla 5. Tasa de crecimiento anual promedio (mm) de la especie *Montastrea annularis* en los arrecifes de Puerto Botes, El Negro y Laurel obtenidos por tinción y lectura de bandas por rayos-X. SD corresponde a la desviación estándar y CV al coeficiente de variación.

Arrecife	Número de colonias analizadas	Crecimiento promedio (mm) tinción	SD	CV %	# promedio bandas	Extensión anual promedio (mm) rayos-X	SD	CV %
Laurel	8	10.2	2.0	20	6	8.5	3.7	44
Puerto Botes	6	9.0	1.4	15	3	7.8	0.5	6
El Negro	7	8.6	1.5	17	5	7.8	2.7	35

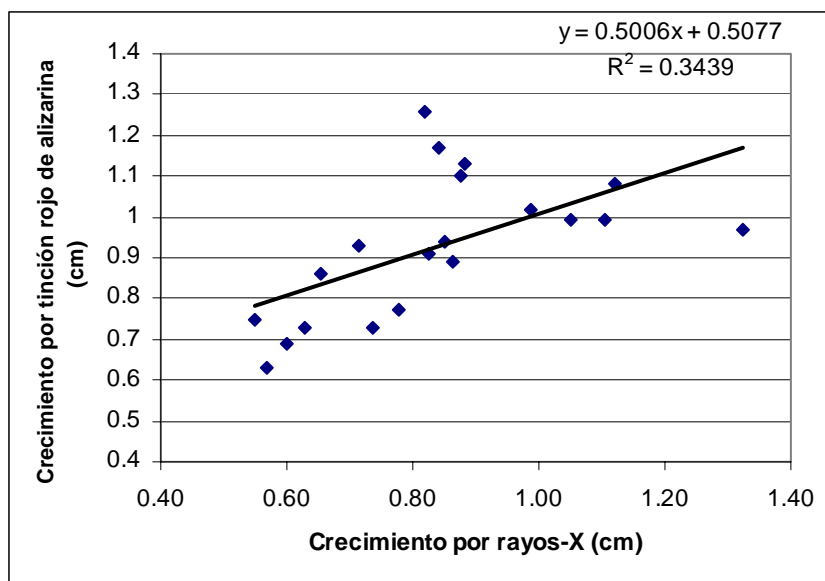


Figura 5. Análisis de correlación de la tasa de crecimiento anual promedio (cm) para la especie *Montastrea annularis* entre los métodos de tinción con rojo de alizarina y la banda de densidad del último año.

Tabla 6. Crecimiento anual promedio para la especie *Montastrea annularis* mediante la técnica de Rayos-X en los arrecifes de Romero y Laurel en La Parguera y El Negro, Escollo Negro, Manchas Interiores, Manchas Norte y Algarrobo en Mayagüez.

	Arrecife	Número de colonias	# promedio bandas	Extensión anual promedio (mm)	SD	CV %
La Parguera	Laurel	10	6	8.3	3.35	40
	Romero	6	5	5.1	1.70	33
Mayagüez	El Negro	6	8	5.9	1.00	17
	Escollo Negro	5	4	6.0	3.50	58
	Manchas Interiores	2	3	5.9	2.50	42
	Manchas Norte	1	2	8.3	-	-
	Algarrobo	3	3	6.1	1.40	23



En la especie *Acropora cervicornis*, ambos grupos de colonias teñidas con Rojo de Alizarina en los arrecifes de Laurel y Media Luna presentaron una mortalidad cercana al 90 % durante los primeros meses de observación. En el arrecife de Laurel dos colonias sobrevivieron todo el año; una colonia con dos ramas con un crecimiento de 2.6 y 3.2 cm y la otra colonia con una sola rama tuvo un crecimiento de 8.6 cm. En Media Luna sobrevivieron dos colonias, una con tres ramas con un crecimiento de 4.0, 4.5 y 6.8 cm y la otra colonia con 9 ramas que crecieron entre 2.4 y 7.1 cm (promedio 4.54 cm  $\pm$  1.49). En el arrecife Puerto Botes se observó mortalidad en algunas colonias de *Acropora cervicornis*. Sin embargo, nueve de ellas sobrevivieron hasta su extracción final en septiembre del 2003 y se pudo determinar la extensión lineal a partir de la tinción con el rojo de Alizarina. Se midieron entre 3 y 13 ramas por colonia y el crecimiento promedio fue de 7.14 cm  $\pm$  2.65, con una variación en su longitud máxima entre 5.2 y 14.4 cm y en su longitud mínima entre 3.0 y 8.6 cm.

En las colonias marcadas con marca plástica para los seis meses, se siguió el crecimiento a 10 colonias en el arrecife de Media Luna y se obtuvo un crecimiento promedio de 5.1 cm  $\pm$  1.65 con una longitud máxima de 8.5 cm y una mínima de 1.6 cm. En Puerto Botes se midió el crecimiento a 5 colonias y se obtuvo un crecimiento promedio de 3.87 cm  $\pm$  2.35 con una longitud máxima de 8.21 cm y una mínima de 0.60 cm. Una colonia adicional fue medida hasta mayo y se registró un crecimiento máximo de 3.4 cm (Tabla 7). Se encontraron diferencias significativas para la tasa de crecimiento de *Acropora cervicornis* entre los arrecifes Media Luna y Puerto Botes ( $p = 0.047$ ) medidas con marcas plásticas entre marzo y septiembre de 2003.

Tabla 7. Tasa de crecimiento de la especie *Acropora cervicornis* en los arrecifes de Puerto Botes y Media Luna. Lmax, Lmin, DS, CV son longitud máxima y mínima en cada colonia, desviación estándar y el coeficiente de variación.

Arrecife	Fechas de muestreo	Colonia	Número de ramas	LM (cm)	LMi (cm)	Media (cm)	DS (cm)	CV %	
<b>Media Luna</b> <b>La Parguera</b>	3/19/03 - 9/03/03	1	3	4.4	1.6	3.13	1.42	45.28	
		2	5	5.1	3.1	4.66	1.33	28.49	
		3	2	5.1	4.4	4.75	0.49	10.42	
		4	5	8.2	5.7	7.34	0.99	13.44	
		5	4	6.0	2.0	4.00	1.73	43.25	
		6	5	6.3	4.1	4.86	0.93	19.23	
		7	5	4.9	3.6	4.08	0.56	13.80	
		8	3	8.5	5.5	7.03	1.50	21.34	
		9	5	8.1	5.4	6.44	1.03	16.01	
		10	5	5.5	3.4	4.12	0.88	21.46	
Promedio				6.2	3.9	5.04	1.09	23.27	
<b>Puerto Botes</b> <b>Isla Desecheo</b>	6/04/02 - 9/08/03	1	13	14.40	3.00	7.11	3.17	44.53	
		2	6	6.88	4.67	5.71	1.44	25.18	
		3	6	12.20	8.30	9.89	1.79	18.15	
		4	3	10.90	8.60	9.56	2.19	22.88	
		5	7	9.25	4.80	6.22	1.82	29.31	
		6	5	10.90	4.87	7.94	2.81	35.43	
		7	3	5.20	3.90	4.78	0.68	14.22	
		8	3	5.20	4.85	5.03	0.39	7.71	
		9	4	8.70	3.77	8.80	1.04	11.86	
				rama 1				6.30	1.83
		rama 2				8.80	1.04	11.86	
Promedio				9.3	5.2	7.28	1.66	22.74	
		3/14/03 - 9/08/03	1	3	6.00	0.60	4.10	3.04	74.18
			2	3	7.36	3.90	5.52	1.74	31.56
			3	4	8.21	0.28	3.77	2.88	76.49
			4	4	6.10	1.16	4.32	2.32	53.65
			5	5	2.90	1.20	2.13	0.74	34.87
		3/14/03 - 5/07/03	6	6	3.40	0.80	1.54	0.96	62.31
Promedio				5.7	1.3	3.56	1.95	55.51	

## 1.3.2 Propiedades Ópticas

### 1.3.2.1 Radiación Fotosintética Activa (PAR)

Los registros del GUV-511 de la radiación fotosintética activa superficial (PAR) entre junio y diciembre de 2003 para La Parguera se presentan en la Figura 6. Solamente junio de 2002 presentó una curva diaria variable con el menor promedio de irradianza equivalente a  $0.061 \mu\text{Ecm}^{-2}\text{seg}^{-1}$ . Los valores más altos se registraron en los meses abril y mayo de 2003 ( $0.124$  y  $0.125 \mu\text{Ecm}^{-2}\text{seg}^{-1}$ ).

Los coeficientes de atenuación de luz ( $K_d$ ) en el 2002 para el arrecife de Media Luna fluctuaron entre  $0.08 \text{ m}^{-1}$  en junio y  $0.31 \text{ m}^{-1}$  en octubre, lo cual corresponde a los valores máximos y mínimos del porcentaje de PAR a 10 m de profundidad, con 44.9 % y 4.7 %. En el 2003, el mínimo valor de  $K_d$  se registró igualmente en junio con  $0.11 \text{ m}^{-1}$  y el máximo en diciembre con  $0.26 \text{ m}^{-1}$ . De igual forma, representan los porcentajes máximos y mínimos de PAR a 10 m, con 27.2 % en junio y 9.49 % en diciembre (Apéndice 1).

El coeficiente de atenuación para PAR en el arrecife El Negro a 5 m de profundidad fluctuó entre  $0.11 \text{ m}^{-1}$  en junio de 2002 y  $0.17 \text{ m}^{-1}$  en febrero de 2003. En Puerto Botes se registraron los valores más bajos y con poca variabilidad, con el mínimo valor ( $0.02 \text{ m}^{-1}$ ) igualmente para junio de 2002 y el máximo ( $0.14 \text{ m}^{-1}$ ) en mayo de 2003.

El porcentaje de PAR para estos dos arrecifes calculado utilizando los registros de La Parguera muestran como al arrecife de Puerto Botes le llega una mayor cantidad de radiación fotosintética a 10 m de profundidad (Apéndice 1).

Por los bajos coeficientes de atenuación, los arrecifes estudiados fueron categorizados como aguas definidas del Tipo I o aguas oligotróficas (Kirk et al., 1994). El patrón de aumento en el coeficiente de atenuación durante el estudio en el arrecife de Media Luna coincidió con la época de lluvias (Apéndice 1). Cuando el registro de los  $K_d$  en los tres arrecifes se normalizó y se comparó los valores a 5 m, se pudo apreciar como la tendencia fue a los mayores valores en el arrecife de Media Luna seguido por El Negro y por último Puerto Botes (Figura 7).

El coeficiente de correlación de Kendall ( $P = 0.015$ ) mostró diferencias significativas en los  $K_d$  de PAR entre los arrecifes. Donde con un valor promedio de  $0.10\text{m}^{-1} \pm 0.029$  Puerto Botes presentó los valores más bajos, seguido por El Negro (promedio  $0.13\text{ m}^{-1} \pm 0.044$ ) y por último Media Luna (promedio  $0.20\text{ m}^{-1} \pm 0.062$ ). Para lo cual, el análisis de comparaciones múltiple (S-N-H) mostró al arrecife de Media Luna diferente tanto con Puerto Botes como El Negro y no así entre Puerto Botes y El Negro.

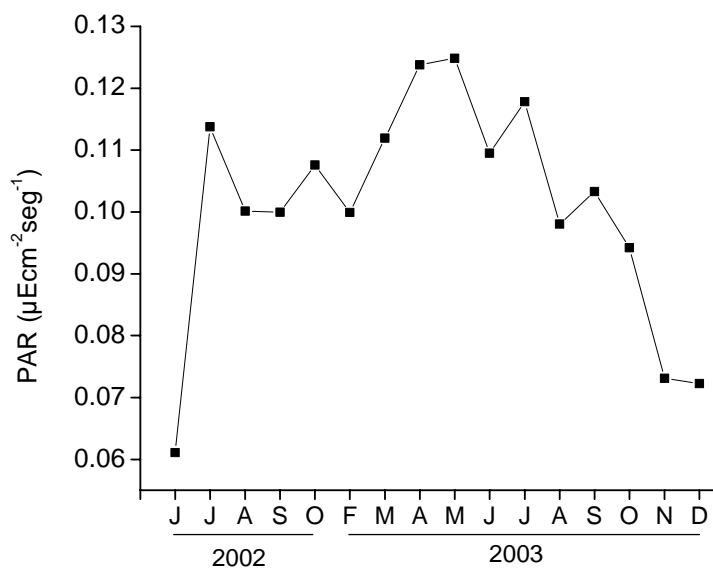


Figura 6. Promedio de radiación fotosintética activa (PAR) correspondiente a las fechas en las cuales se llevaron las lecturas de irradianza en las instalaciones de Isla Magueyes en La Parguera.

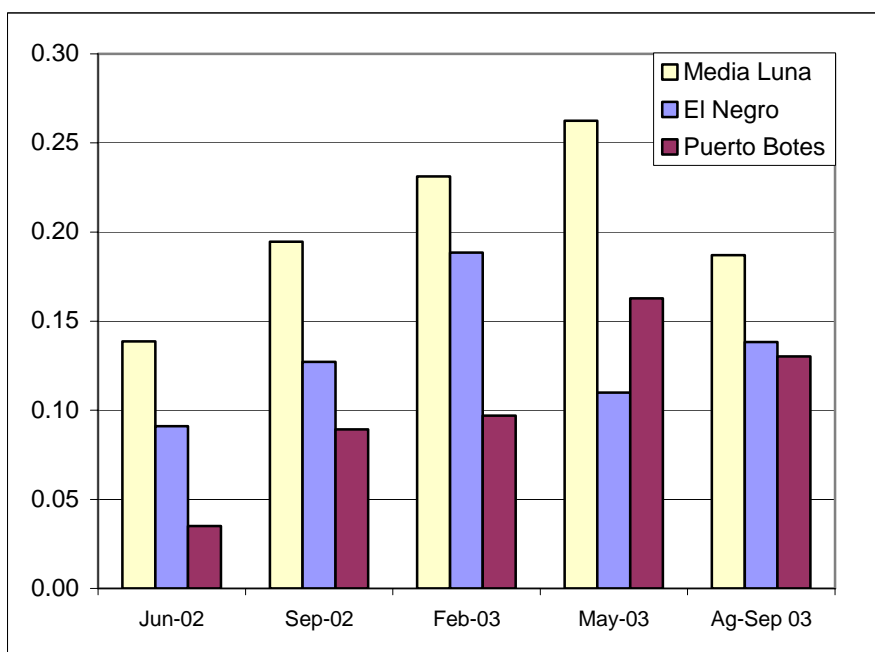


Figura 7. Coeficientes de atenuación fotosintética  $K_d$  (PAR) normalizados a 5 m en los arrecifes de Media Luna, Puerto Botes y El Negro.

### 1.3.2.2 Radiación Ultravioleta (UV)

La radiación ultravioleta registrada por el GUV-511 mostró el menor valor para UVB en noviembre de 2003 con  $53.53 \text{ KJm}^{-2}\text{día}^{-1}$  y el mayor valor de  $113.52 \text{ KJm}^{-2}\text{día}^{-1}$  en septiembre del mismo año. Para UVA el mínimo valor se registró igualmente en el mes noviembre de 2003 con  $706.16 \text{ KJm}^{-2}\text{día}^{-1}$  y el máximo en el mes de mayo de 2003 con  $1370 \text{ KJm}^{-2}\text{día}^{-1}$  (Tabla 8). Los valores de radiación ultravioleta total UVT, integrados en tiempo y convertidos a dosis diaria fluctuaron entre  $759.68 \text{ KJm}^{-2}\text{día}^{-1}$  en noviembre y  $1479.90 \text{ KJm}^{-2}\text{día}^{-1}$  en mayo del mismo año y su cambio a través del tiempo fue altamente variable con valores máximos coincidentes con lo registrado previamente en La Parguera (Tabla 8).

Cuando se comparó la dosis registrada por ambos radiómetros (GUV-511 y PMA-2100), se obtuvieron unos coeficientes de correlación entre 0.84 y 0.99 lo cual corresponde a una precisión mayor al 80 %. De tal forma, al tomar las medidas con el radiómetro PMA-2100 a profundidad, se pudo obtener un valor porcentual de la radiación ultravioleta con respecto a lo registrado en superficie.

El coeficiente de atenuación  $K_d$  de la radiación ultravioleta total UVT (280-400) mediante el radiómetro PMA-2100 para Media Luna varió entre  $0.15 \text{ m}^{-1}$  en marzo de 2003 y  $0.32 \text{ m}^{-1}$  en julio de 2003. Para el arrecife El Negro, los coeficientes de atenuación a 8 m de profundidad presentaron los mayores valores entre 0.2 y  $0.34 \text{ m}^{-1}$ . Puerto Botes presentó los menores coeficientes entre 0.04 y  $0.09 \text{ m}^{-1}$  a una profundidad máxima de

14m (Apéndice 2). Así, los valores promedio fueron  $0.23 \pm 0.047 \text{ m}^{-1}$  para Media Luna,  $0.26 \pm 0.072 \text{ m}^{-1}$  en el Negro y  $0.068 \pm 0.015 \text{ m}^{-1}$  en Puerto Botes. Se encontraron diferencias significativas entre los sitios estudiados con respecto a la cantidad de radiación ultravioleta total que llegaba a cada arrecife. Estas diferencias no se encontraron entre El Negro y Media Luna pero sí entre Puerto Botes y los otros dos arrecifes.

El porcentaje de la radiación ultravioleta total UVT resultante de las medidas del GUV-511 con respecto a la irradianza  $E_d$  registrada por el radiómetro en agua se representan igualmente en el Apéndice 2. En el arrecife Media Luna, el menor valor de 2.58 % en junio de 2003 corresponde al mayor valor de  $K_d$  y el mayor porcentaje de 32.6% al menor  $K_d$  en marzo. Para el Negro y Puerto Botes este valor se calculó utilizando como referencia el registro de la estación de La Parguera, y mostró a Puerto Botes con un porcentaje de radiación ultravioleta llegando a 8 m de profundidad mayor con valores entre 57 y 67 %. Los porcentajes para el Negro estuvieron entre 6.5 y 16.5 %.

Tabla 8. Dosis promedio diaria de UV-A, UV-B y UVT ( $\text{KJ m}^{-2} \text{ día}^{-1}$ ) en superficie registrada mediante el GUV-511

	<b>UVB</b>	<b>UVA</b>	<b>UVT</b>
<b>Nov-02</b>	56.48	880.30	936.77
<b>Dic-02</b>	55.54	827.00	882.53
<b>Ene-03</b>	69.11	883.66	952.77
<b>Feb-03</b>	91.06	1089.63	1180.69
<b>Mar-03</b>	108.52	1259.34	1367.85
<b>Apr-03</b>	95.63	1086.35	1181.97
<b>May-03</b>	109.58	1370.32	1479.90
<b>Jun-03</b>	106.30	1304.19	1410.49
<b>Jul-03</b>	100.88	1177.69	1278.57
<b>Ago-03</b>	95.01	1058.25	1153.26
<b>Sep-03</b>	113.52	1300.69	1414.21
<b>Oct-03</b>	103.22	1194.25	1297.47
<b>Nov-03</b>	53.53	706.16	759.68
<b>Dic-03</b>	64.60	879.94	944.54

### 1.3.2.3 Determinación de clorofilas y parámetros físicos

En el arrecife Media Luna, la concentración de clorofila-a presentó una tendencia de aumento entre mayo y octubre de 2002, lo cual coincidió con el comienzo de la época de lluvias. Para el 2003 se observó igualmente esta tendencia con el máximo valor en el mes de noviembre. Cuando se comparan los valores de clorofila-a entre arrecifes en los meses que coincidió su registro, Media Luna mostró la tendencia a las concentraciones mayores, seguido por El Negro y por último Puerto Botes (Tabla 9).



Tabla 9. Valores de clorofila-a en los arrecifes de Media Luna, El Negro y Puerto Botes

	Media Luna	El Negro	Puerto Botes
May-02	0.18		
Jun-02	0.13	0.31	0.22
Jul-02	0.21		
Ag-02	0.36	0.38	0.22
Sep-02	0.93		
Oct-02	1.34		
Nov-02	0.34	0.22	0.14
Dic-02	0.57		
Ene-03	0.34		
Feb-03	0.51	0.32	0.12
Mar-03	0.49		
Abr-03	0.47		
May-03	0.20	0.34	0.05
Jun-03	0.41		
Jul-03	0.33		
Ag-03	0.22	0.14	0.06

La concentración de clorofila-a en el arrecife de Media Luna presentó una correlación positiva con el coeficientes de atenuación  $K_d$  (0.733;  $P=0.003$ ). El arrecife de El Negro no presentó ninguna relación (-0.121;  $P=0.846$ ) y Puerto Botes presentó una correlación inversa entre las variables estudiadas (-0.903;  $P=0.036$ ). Sin embargo, sin tener en cuenta el sitio, la correlación general fue positiva entre los valores de clorofila y el  $K_d$  (PAR) (0.644;  $P=0.001$ ).

Con respecto a la temperatura, se obtuvieron unos registros similares de cambio en los tres sitios estudiados con respecto a los termistores (Hobos) colocados en cada arrecife. En Media Luna, los valores mínimos se registraron entre 26.97 y 26.54°C en enero y febrero de 2003 y los valores máximos de 29.73 y 29.64°C en agosto y

septiembre del 2002. Tanto para Puerto Botes como para el Negro los valores mínimos se registraron en marzo de 2003 con 26.90 y 26.87°C respectivamente. El máximo de temperatura en Puerto Botes se registró en septiembre de 2003 con 29.25°C y en el Negro en septiembre de 2002 con 29.68°C (Apéndice 3). Los valores de salinidad en Media Luna variaron entre 34.68 y 36.20, lo cual corresponde en su valor mínimo a la época de lluvias entre septiembre y noviembre. Para Puerto Botes la salinidad varió entre 35.03 y 36.33 y para El Negro varió entre 35.09 y 36.25 (SU) (Apéndice 3).

### **1.3.3. Relación entre crecimiento y propiedades ópticas**

La relación entre el crecimiento anual para *Montastrea annularis* y los valores de irradianza promedio anual a la profundidad donde se encontraban las colonias en cada arrecife, muestran una tendencia negativa aunque no significativa (Figura 8). El arrecife de Laurel con la menor irradianza, también fue el arrecife con el mayor crecimiento promedio y la mayor variabilidad. En Puerto Botes siendo el arrecife más profundo con los menores coeficientes de atenuación, pasó a tener unos valores intermedios de irradianza con un crecimiento promedio menor y menor variabilidad. El Negro siendo el arrecife más somero presentó la mayor irradianza y el menor crecimiento promedio. La relación entre el crecimiento y los valores de irradianza para todas las colonias se explicó en menos del 10 % ( $r^2 = 0.082$ ). *M. cavernosa* (Figura 9), no mostró ningún tipo de relación ( $r^2 = 0.0012$ ) entre el crecimiento y la irradianza promedio anual llegando a la profundidad donde fueron estudiadas las colonias.

La cantidad de radiación ultravioleta promedio fue mayor para Puerto Botes ( $0.82 \mu\text{W}/\text{cm}^2$ ), y Media Luna y El Negro presentaron valores cercanos ( $0.24$  y  $0.30 \mu\text{W}/\text{cm}^2$ ). El análisis entre la irradianza de UVT y el crecimiento (Figura 10) no mostró ninguna relación para *Montastrea annularis* ( $r^2 = 0.0043$ ). *Montastrea cavernosa*, mostró una correlación positiva ( $r^2 = 0.162$ ) aunque baja, que solo explicó el 16 % de los resultados (Figura 11).

La correlación entre la concentración de clorofila-a ( $\mu\text{g}/\text{l}$ ) y el crecimiento anual promedio (Figura 12), mostró una tendencia positiva para *Montastrea annularis* ( $r^2=0.36$ ) mientras el caso contrario ocurre para *M. cavernosa* con una tendencia negativa ( $r^2=0.74$ ). Para *Acropora cervicornis*, aunque no se realizó ningún análisis de correlación entre los valores de crecimiento con la concentración de clorofila, la tendencia fue con una mayor concentración ( $0.44 \mu\text{g}/\text{l}$ ) en el arrecife de Media Luna, se obtuvo un mayor crecimiento ( $5.1 \text{ cm}$ ), y con una concentración menor ( $0.21 \mu\text{g}/\text{l}$ ) en Puerto Botes, se obtuvo un crecimiento promedio menor ( $3.9 \text{ cm}$ ).

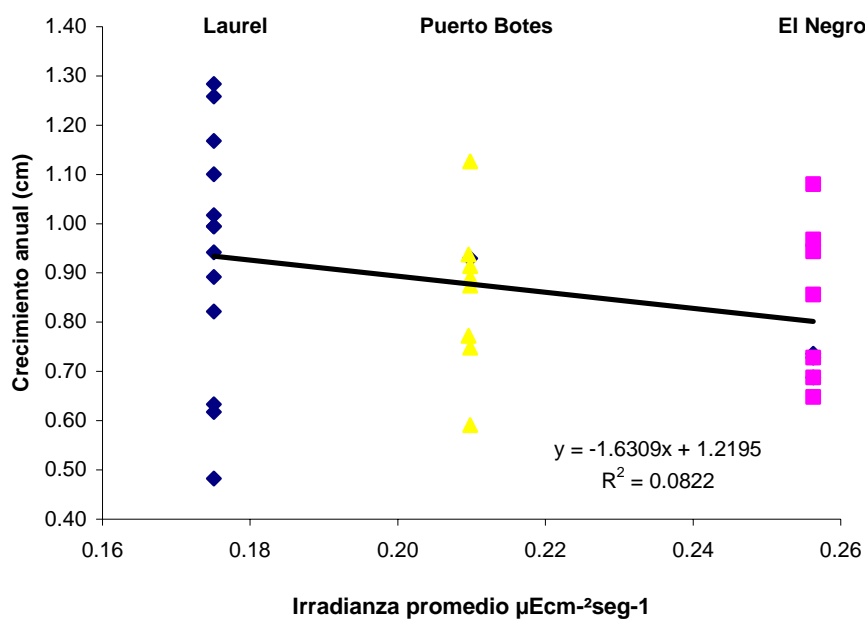


Figura 8. Relación entre el crecimiento anual de *Montastrea annularis* vs. la irradianza promedio de PAR a la profundidad donde se encontraron las colonias en cada arrecife.

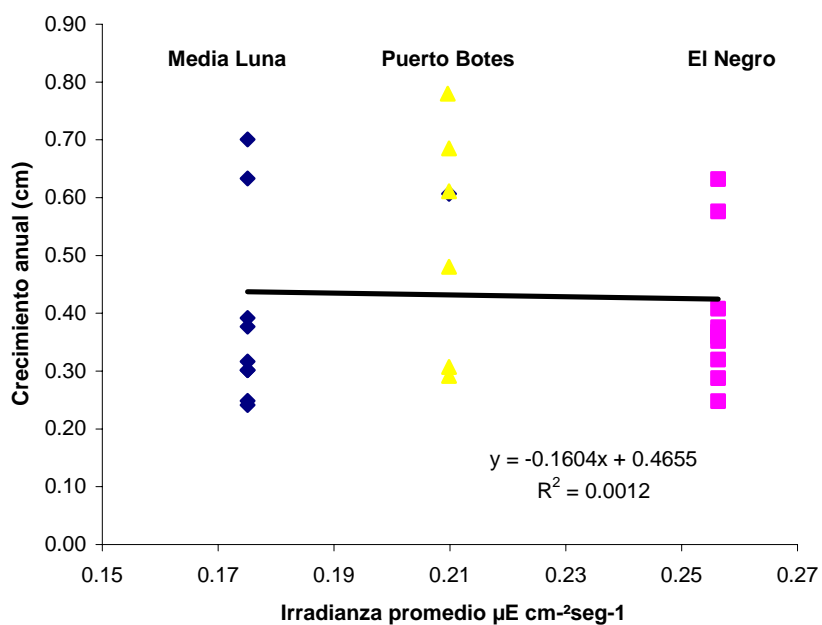


Figura 9. Relación entre el crecimiento anual de *Montastrea cavernosa* vs. la irradianza promedio de PAR a la profundidad donde se encontraron las colonias en cada arrecife.

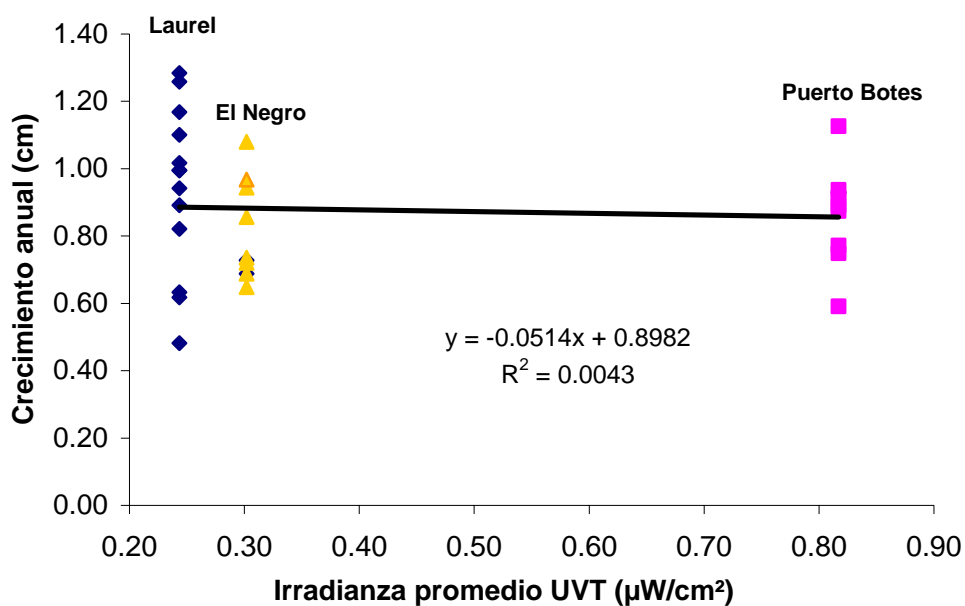


Figura 10. Relación entre el crecimiento anual de *Montastrea annularis* vs. irradianza promedio de UVT a la profundidad donde se encontraron las colonias en cada arrecife.

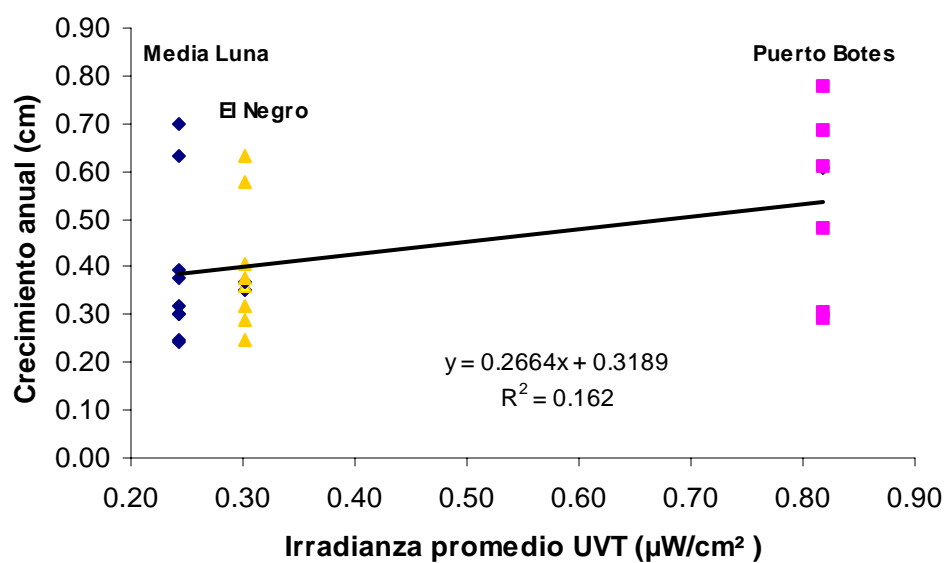


Figura 11. Relación entre el crecimiento anual de *Montastrea cavernosa* vs. irradianza promedio de UVT a la profundidad donde se encontraron las colonias en cada arrecife.

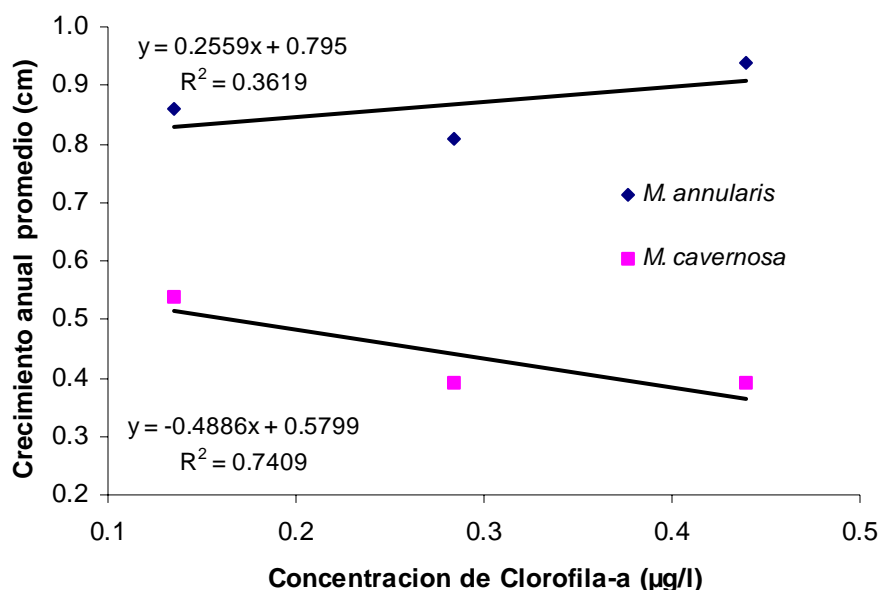


Figura 12. Relación entre el crecimiento anual de *Montastrea annularis* y *M. cavernosa* vs. concentración de clorofila-a.

## 1.4 Discusión

Las tasa anual de extensión lineal promedio encontrada para la especie *Montastrea annularis*, para los arrecifes de Puerto Botes, Laurel y El Negro son consistente con lo reportado previamente tanto en Puerto Rico como en otras regiones del Caribe (Cruz-Piñón et al., 2003, Carricart-Ganivet y Merino, 2001, Leder et al., 1991, Hudson 1981). Para *Montastrea cavernosa* los valores obtenidos son mayores a los reportados por Weber y White (1977) en Panamá, Jamaica, Belice y Florida y menores a lo reportado por Houston (1985) en Jamaica.

Torres (2001) observó una correlación positiva entre las bandas de crecimiento de baja densidad de la especie *Montastrea annularis* (morfortipo I) con respecto a lugares con una alta resuspensión de sedimentos a lo largo de la costa suroeste de Puerto Rico. Las colonias del arrecife Laurel, caracterizado por presentar condiciones de mayor turbiedad, fueron las colonias de mayor crecimiento anual comparado con El Negro y Puerto Botes. Esto sugiere que los sedimentos producidos dentro del arrecife de Laurel no necesariamente afectaron el crecimiento de *M. annularis*. Sin embargo, cuando se comparan los resultados obtenidos para el área de La Parguera entre los arrecifes de Laurel y Romero, se puede determinar como este último presentó un crecimiento promedio significativamente menor, lo cual coincidiría con lo obtenido por Torres (2001), donde una mayor sedimentación se manifestaría en una menor tasa de crecimiento.

Sin embargo, Cruz-Piñón et al. (2003) mencionan que en los arrecifes de Chinchorro en México para la especie *Montastrea annularis*, se observó una disminución en el crecimiento de las colonias entre más distantes de la costa. Tendencia que fue igualmente reportada para la misma especie por Hudson (1981), Dodge y Brass (1984) y Carricart-Ganivet y Merino (2001). De lo cual, se deduce que cuando las especies de coral se encuentran bajo un ambiente severo (por ejemplo alta sedimentación y eutroficación) ellas responden con la misma o mayor extensión esqueletal, aun teniendo una baja tasa de calcificación y una reducción en la densidad del esqueleto. Esta respuesta es llamada la modulación en la elasticidad del crecimiento esqueletal, descrita por Carricart-Ganivet y Merino (2001). En este estudio la tasa de calcificación y la

densidad no fueron medidas, sin embargo, tomando en consideración las anteriores observaciones, las colonias en el arrecife de Laurel podrían reflejar este tipo de modulación, ya que aunque las condiciones ambientales podrían ser menos favorables, el crecimiento de *M. annularis* fue mayor a lo obtenido para los arrecifes de Puerto Botes y El Negro.

Para el arrecife El Negro, se esperaba que por su cercanía a la costa expuesto a unos mayores aportes provenientes de origen terrestre así como de nutrientes presentara características de mayor turbiedad. Por el contrario, lo observado durante las visitas fue una mayor claridad del agua. Goenaga (1988) y Torres (2001) establecen que la principal causa en la reducción del crecimiento es una mayor tasa de sedimentación. Logan y Tomascik (1991) mencionan que el crecimiento puede estar correlacionado con una disminución en el gradiente de energía de las olas desde la plataforma hacia aguas internas. Siendo mayor el crecimiento en áreas protegidas donde no hay una gran resuspensión de sedimentos, con aguas tranquilas que no impiden la captura de alimento por parte de los corales, y donde no hay una reducción de luz por efecto de la turbiedad.

Con respecto a la morfología de *Montastrea annularis* se ha demostrado ampliamente como ésta cambia su forma y tasa de crecimiento de acuerdo con gradientes como profundidad y sedimentación (Gladfelter et al., 1978, Hubbard y Scaturo, 1985, Goenaga, 1988, Cruz-Piñón et., 2003). En el reconocimiento realizado en diferentes puntos a lo largo de la Bahía de Mayagüez, fue clara la dominancia del morfotipo I ó *Montastrea faveolata*, el cual ha sido definido por Knowlton et al. (1992) como aquel de



tipo columnar, caracterizado por grandes colonias. Cabe anotar que fue el morfotipo utilizado por Torres (2001). En el presente estudio, el morfotipo utilizado fue el II ó *M. annularis* (Knowlton et al., 1992) caracterizado por ser grandes colonias de forma masiva. Es importante mencionar que aunque la separación por morfotipos como especies diferentes aun es tema de debate, en este estudio esta variable no se incluyó y por lo tanto, no se tomaron muestras adicionales en los arrecifes a lo largo de la Bahía de Mayagüez. A la vez, es interesante ya que la dominancia de *M. faveolata* podría tomarse como la adaptación que la especie ha adquirido en respuesta a una mayor turbiedad y sedimentación.

A partir del momento en que se estableció que el esqueleto de algunas especies de corales escleractinios, presentaban un patrón de crecimiento con bandas de alta y baja densidad revelado por técnicas de rayos-X (Knuston, 1972), se comprobó que dichas bandas contenían una información útil sobre el crecimiento de las especies que las forman, así como de las condiciones ambientales (Hudson, 1981; Dodge y Brass, 1984; Carricart-Ganivet et al., 2000; Carricart-Ganivet y Merino, 2001). La aparición de estas bandas esta influenciada por diversos factores como la temperatura, los nutrientes o la disponibilidad de luz, lo cual permite hacer un registro histórico del crecimiento de las especies (Hudson, 1981; Tomascik y Sander, 1985, Chalker, 1981). Por lo anterior, en el presente estudio, cuando se comparan los métodos utilizados es importante anotar que aunque no se encontraron diferencias entre la medición con el rojo de alizarina y el promedio de bandas anuales, cuando se pretende ver la correspondencia para el año de estudio, es necesario tener la precaución de tomar en cuenta los registros de la aparición

de las bandas de alta y baja densidad. De tal forma, se disminuye el error que pueda causar la no correspondencia en las medidas utilizadas.

Para la especie *Acropora cervicornis* en los arrecifes de Laurel y Media Luna, las colonias se vieron afectadas debido al contacto directo con el sedimento del fondo. Estas colonias, aunque habían sido sostenidas con bandas plásticas a la estructura de otras existentes, poco a poco se fueron desprendiendo. Adicionalmente, la tinción con el rojo de Alizarina al parecer fue demasiado fuerte ya que en pocos días comenzaron a observarse signos de blanqueamiento y colonización por algas filamentosas. Así, la pérdida de la mayoría de las colonias posiblemente se debió al estrés causado por la tinción y su reubicación en un nuevo sustrato, lo cual nos llevó a la eliminación del procedimiento de la tinción y se reemplazó por el de las bandas plásticas que fueron colocadas alrededor de las puntas de varias ramas de las colonias, sin llevar a cabo ningún tipo de remoción. De esta manera se redujo el estrés causado y se logró medir el crecimiento entre marzo y septiembre de 2003

La tasa de extensión lineal promedio de *Acropora cervicornis* durante los seis meses (3.86 cm en Puerto Botes y 5.08 en Media Luna) mostró a Media Luna con un crecimiento significativamente mayor. Sin embargo, la profundidad a la cual estaban ubicadas las colonias pudo ser un factor importante para que fuese mayor el crecimiento en Media Luna, ya que las colonias se encontraban localizadas a 8 m comparado con las colonias en Puerto Botes las cuales estaban a 12 m. Con relación a los registros en la literatura y si se tiene en cuenta aquellas pocas colonias que sobrevivieron todo el año a

la tinción, se pensaría que el crecimiento fue menor, pero habría que considerar que eran colonias afectadas que estaban invirtiendo energía en recuperarse. Sin embargo, para Puerto Botes aquellas colonias con el registro anual, se obtuvo un crecimiento máximo de 14.4 cm, lo cual está dentro de lo registrado previamente (Glynn, 1973 Tunnicliffe, 1983, Gladfelter, 1984, Laydoo, 1996 y Bowden-Kerby, 2001b).

Respecto a las propiedades ópticas, para junio tanto del 2002 y 2003 se obtuvieron las mayores variaciones promedio diurnas en la radiación fotosintética (PAR). Entre las posibles razones de estas variaciones puede estar un aumento en la cobertura de nubes, el efecto directo de aerosoles o la llegada del polvo del Sahara, fenómeno recurrente registrado durante este mes (Shinn et al., 2000). Abril y mayo del 2003 presentaron el mayor valor promedio y éste fue disminuyendo hacia agosto y septiembre para finalmente llegar a los valores donde la radiación fotosintética fue menor coincidiendo con la época de lluvias durante noviembre y diciembre.

Lo anterior se observó en la estimación de los coeficientes de atenuación  $K_d$  mediante las lecturas llevadas a cabo en campo. Vasseur et al. (2003) mencionan que los principales factores que modulan la atenuación de la luz son dependientes del período estudiado, los valores relativos y la variabilidad intrínseca de los factores de las medidas bio-ópticas. En este estudio, se encontraron diferencias significativas de los coeficientes de atenuación vertical en los arrecifes estudiados, con la tendencia general de los valores más bajos para el arrecife de Puerto Botes. A la vez, cuando se analizan los porcentajes aunque modelado para el valor total de PAR, se observa a lo largo del año como a 10 m

de profundidad Puerto Botes recibe una mayor cantidad de radiación fotosintética. Para las especies de coral esto podrían significar que estarían recibiendo una mayor cantidad de luz para realizar los procesos fotosintéticos.

La radiación ultravioleta superficial, registrada con el GUV y convertida a dosis diaria entre noviembre del 2002 y diciembre de 2003, presentó para el área de La Parguera el mismo patrón de cambio a través del tiempo que en años previos. Los máximos valores encontrados durante abril y mayo corresponden al período del año con menor cobertura de nubes (Alfonso, 2001) y así mismo, una disminución durante julio y agosto cuando la nubosidad se incrementa a su máximo anual (Detrés, 2001). Con respecto a la transparencia del agua en aguas naturales, esta se encuentra asociada a la presencia y concentración de sustancias disueltas y particuladas que absorben las longitudes de onda corta de la radiación solar UV y que son conocidas como Gelbstoff (Piazena y Hader, 1994). Cercano a la tierra, la concentración de materia orgánica disuelta coloreada (CDOM) aumenta como resultado de las descargas fluviales y actividades antropogénicas (Bricaud et al., 1981), por lo cual el registro de los coeficientes de atenuación menores para UV para el arrecife de Puerto Botes podría ser el resultado de una ausencia o menor concentración de estas sustancias. Siendo concordante a la vez con los mayores coeficientes de atenuación para el arrecife de El Negro en Mayagüez, donde los aportes fluviales tendrían una gran aportación de CDOM.

Desde 1990, se han llevado a cabo repetidas comparaciones con instrumentación terrestre para medir la radiación ultravioleta y se han obtenido buenos resultados. No

obstante, no son muchos los estudios donde se realice un proceso similar con instrumentos de medida que se lleven bajo el agua. Los diferentes instrumentos difieren en los anchos de las bandas, así como en las características en la colección de la luz. Sin embargo, como menciona Kjeldstad et al. (2003) estas medidas son valiosas debido a que revelan discrepancias causadas por la instrumentación y aquellas que han sido derivadas durante la toma de las medidas. Por lo cual, se requiere una cuidadosa atención del desempeño de los diferentes instrumentos, en donde la precisión absoluta de los valores de irradianza global espectral puede variar cerca del 20 % o más.

La variedad en las propiedades inherentes del agua está normalmente asociada con las variaciones en los componentes biológicos, tales como el fitoplancton. Los pigmentos fotosintéticos como la clorofila-a absorben la luz y provocan una gran variabilidad en las aguas superficiales ya que contribuyen a la atenuación de la radiación fotosintética activa PAR con la profundidad. Usualmente estas variaciones en el mar Caribe son más evidentes durante la época de lluvias, cuando se produce la mayor descarga de los ríos entre agosto y noviembre. Un aumento de nutrientes favorece el crecimiento del fitoplancton y consecuentemente (como es el caso de la Bahía de Mayagüez en su parte más cercana a la costa), se pueden evidenciar variaciones mensuales en las concentraciones de clorofila-a y materia orgánica suspendida (Gilbes et al., 1996, Alfaro, 2002).

En el arrecife Media Luna, en octubre de 2002 la clorofila-a presentó las mayores concentraciones, lo cual coincide con el comienzo de la época de lluvias. Se observó

además como las medidas de la concentración de clorofila-a exhibieron variaciones mensuales a través de los muestreos, aparentemente como resultado de la presencia de lluvias y cambios en el ambiente de luz. Gilbes et al. (1996), mencionan que las adaptaciones fisiológicas por parte del fitoplancton ayudan a explicar la correlación espacial de la clorofila-a con la materia particulada suspendida y la luz.

Aunque en este estudio se esperaba encontrar la mayor concentración de clorofila en el arrecife El Negro, por su cercanía a la costa y por ende al efecto de las descargas principalmente del Río Guanajibo (lo cual se manifestase a la vez en el coeficiente de atenuación), esto no ocurrió así, y Media Luna fue el sitio que presentó las mayores concentraciones a lo largo de todo el muestreo. Para Puerto Botes, ubicado lejos de la costa y sin efecto de descarga de ríos, fueron evidentes los valores más bajos de clorofila y a la vez del  $K_d$ . Kirk (1994), menciona como las aguas oceánicas poseen los menores valores de  $K_d$  (PAR) debido a su baja absorción y dispersión. Por otro lado, las aguas interiores poseen unos valores intermedios y los valores más altos se encuentran en las aguas turbias donde la materia particulada inanimada absorbe y dispersa fuertemente la luz.

Lo anterior podría aplicar para Puerto Botes. Sin embargo, se ha mencionado que la tasa de producción primaria y la concentración de clorofila son mucho más altas en aguas internas que en aguas oceánicas alrededor de los márgenes de las plataformas, por lo que se sugiere una mayor disponibilidad de alimento para los corales. Esta mayor disponibilidad de alimentación heterotrófica podría de alguna forma compensar por la

menor penetración de la luz en arrecifes con mayor turbiedad, resultando en unas tasas de crecimiento similares. Por ejemplo, para las áreas estudiadas se han realizado varias investigaciones sobre la abundancia y distribución del zooplancton. Alfaro (2002), reportó en las estaciones internas de la Bahía de Mayagüez una abundancia de zooplancton entre 1,905 y 2,588 ind/m<sup>3</sup>. Rodríguez (2004) aunque para la estación oceánica de Isla Desecheo presentó una abundancia promedio de 3,979 ind/m<sup>3</sup>, cerca del 60 % estuvo representado principalmente por huevos de peces, los cuales por su flotabilidad no estarían disponibles para la alimentación. Mientras Pabón (2000), en un gradiente nerítico-oceánico en el área de La Parguera registró una abundancia promedio de 634 ind/m<sup>3</sup> en las estaciones cercanas a la costa.

Al analizar los valores obtenidos de irradianza de PAR en cada arrecife con relación al crecimiento anual de las especies, los resultados mostraron para *Montastrea annularis* un mayor crecimiento promedio para Media Luna aunque con la menor irradianza promedio. El caso contrario ocurrió para El Negro donde con la mayor irradianza se obtuvo el menor crecimiento promedio. Tomando en consideración los estudios previos, éstos han demostrado una correlación negativa entre la tasa de extensión lineal y factores como la tasa de sedimentación y turbiedad (Goenaga, 1988, Torres, 2001). Sin embargo, al menos para *M. annularis* este no fue el caso y la especie no necesariamente excluye la posibilidad de crecer en ambientes con una menor penetración de la luz. *Montastrea cavernosa* no presentó ninguna tendencia clara con respecto a los valores de irradianza promedio de PAR. Lough y Barnes (1990) ponen en manifiesto

como diferentes especies en diferentes localidades pueden variar en su sensibilidad a diferentes condiciones ambientales.

Los valores de irradianza de UVT mostraron claramente a Puerto Botes como el sitio donde hay una mayor penetración de este tipo de radiación. El arrecife de El Negro por encontrarse cercano a la costa y relativamente cercano a la desembocadura de ríos se pensaba que presentaría una irradianza menor con relación a Media Luna, sin embargo esta no fue la respuesta y los valores de radiación de UV fueron mayores, aunque si un crecimiento promedio menor para *Montastrea annularis*. Para *M. cavernosa* contrario a lo esperado, donde con una mayor exposición a la luz ultravioleta que pudiese afectar la tasa de crecimiento en las especies estudiadas, Puerto Botes registró promedios de crecimiento mayor de esta especie comparado a los otros arrecifes. Esto podría significar que la especie posee ya alguna adaptación a este tipo de radiación como la incorporación de compuestos de protección ultravioleta (Kuffner et al., 1995), por lo cual no se ve afectado el crecimiento. Para *M. annularis* aunque la correlación presenta una tendencia positiva su relación es tan baja que no es considerada para el análisis.

Si consideramos que la toma de los datos de luz en El Negro fue hecha entre seis y ocho metros de profundidad, se podría pensar que fue una de las causas para encontrar unos mayores coeficientes de atenuación tanto de PAR como de radiación ultravioleta. Akleson (2003), menciona que en aguas someras, la composición espectral y la intensidad de la luz pueden cambiar significativamente en respuesta a las propiedades ópticas del agua y a la orientación de las estructuras bénticas.



Con respecto a la temperatura y la salinidad, Huston (1985) menciona que factores físicos como el oxígeno, la salinidad y la temperatura no varían lo suficiente con profundidad para ser considerados ecológicamente importantes en un arrecife en particular, pero pueden ser importantes a mayor escala. Por ejemplo, cuando la temperatura estacional es muy marcada, o si el arrecife se encuentra en aguas oceánicas o cercanas a la costa, ésta puede influir en el crecimiento de las especies, principalmente en las épocas de verano. Sin embargo, el registro de temperatura aunque menor a los otros arrecifes mostró el mismo patrón a lo largo del año, por lo cual se puede descartar esta variable en la respuesta de crecimiento de las especies.

## Salud y Composición Arrecifal

### Resumen

La incidencia de enfermedades en corales se observó durante el estudio como un factor potencialmente importante en la dinámica de crecimiento en corales. Se realizó una caracterización inicial de cobertura del fondo por componentes sésil-bénticos, con subsiguientes monitoreos para examinar posibles cambios en la estructura de la comunidad a través del tiempo, con particular atención en los ensamblajes coralinos.

El arrecife de El Negro presentó el mayor porcentaje de cobertura por corales duros (37.6%), seguido por Puerto Botes (22.8%) y finalmente Media Luna (13.4 %). El Negro y Media Luna registraron valores de cobertura por algas incrustantes entre 34 y 35%, siendo Puerto Botes donde se encontró el menor porcentaje de 24.2 %. Las macroalgas (algas costrosas y filamentosas) tuvieron un porcentaje de 25 % en Puerto Botes y fueron casi ausentes para los otros arrecifes. Los corales blandos tuvieron un porcentaje de cobertura del 23 % para Media Luna y éste fue menor al 4 % en El Negro y casi ausente en Puerto Botes (0.2%). Solamente para Puerto Botes en mayo del 2003, se registró un aumento en el porcentaje de cobertura de las macroalgas. Durante el estudio, tanto las condiciones de salud como de estructura de la comunidad no fueron alteradas.

En Puerto Botes, se siguió el progreso de la enfermedad de la plaga blanca tipo I sobre una colonia de *Montastrea faveolata* y *Siderastrea siderea* fue afectada por "Dark spot disease" o enfermedad de los puntos oscuros. En el arrecife de El Negro, *M. annularis* tuvo gran incidencia de colonias afectadas por depredación por parte de peces y

se registró plaga blanca tipo I sobre una colonia de *M. annularis* y una de *M. faveolata*. Aunque se observó el avance de las enfermedades sobre las colonias, no se afectaron nuevos individuos durante el estudio. En Media Luna se observó blanqueamiento en el 2003 en las especies *Diploria labyrinthiformis*, *M. annularis*, *Porites porites* y *Agaricia* sp. lo cual fue coincidente con los máximos de temperatura de 30.3°C. entre septiembre y octubre. Para diciembre las colonias se habían recuperado.

## 2.1 Introducción

La evidencia recopilada en 1998 sobre la degradación arrecifal, así como los registros de los más severos episodios de blanqueamiento, enfermedades de corales y huracanes, iniciaron un proceso de evaluación de la condición arrecifal alrededor del mundo y se comenzó a incrementar la conciencia en la necesidad tanto de evaluar las condiciones actuales como de estimar las tendencias en la cobertura de coral, algas y el estatus de salud de otros organismos (Rogers y Miller, 2001).

Entre los aspectos más importantes que aun no son claros sobre la degradación observada de los arrecifes alrededor del mundo, es la relación entre la incidencia de las enfermedades de coral y el ambiente. Además, la confusión prevalece ya que muchas enfermedades incluyendo algunas nuevas que fueron descritas en los años 70 y 80, han sido solo parcialmente caracterizadas y no se ha identificado el patógeno. Sin embargo, muchos de ellas están actualmente incluidas en los programas de monitoreo diseñados para evaluar la salud arrecifal (Richardson, 1998).

Informes sobre una fase de cambio hacia un sistema dominado por algas ha realzado la importancia de la competencia por espacio entre corales y macroalgas, lo cual puede tener implicaciones en la sobrevivencia y en el crecimiento a largo plazo de las especies de coral (Lapointe et al., 1997; Lirman, 2001). Cuando se estudia la composición taxonómica se presume que ésta refleja tanto la cantidad de especies disponibles y las condiciones físicas (Done, 1982) y biológicas (Sheppard, 1982) necesarias para el crecimiento y desarrollo coralino. Además, la abundancia y distribución de frecuencia de tamaños de las especies de coral pueden informarnos acerca de los regímenes de disturbios en los sitios, el estado de sucesión y/o la historia de desarrollo (Jackson y Hughes, 1985).

Para evaluar y describir la comunidad béntica se han discutido una gran variedad de métodos (Ohlhorst et al., 1988, Aronson et al., 1994, Rogers y Miller, 2001). La técnica de video-transectos es apropiada para documentar cambios visibles tales como porciones de coral blanqueado o enfermado, y sirve para documentar la apariencia general de cualquier arrecife, detectar cambios en la estructura de la comunidad y probar hipótesis de las posibles causas que han provocado cambios (Aronson et al., 1993, Rogers y Miller, 2001). Además, al hacer registros permanentes de un sitio y repeticiones sobre demarcaciones, el método proporciona una medida cuantitativa de la variabilidad espacial y los cambios temporales en la comunidad béntica de los arrecifes a una escala de muestreo mayor, lo cual aumenta la probabilidad de detectar impactos que no se notan o se pierden cuando se estudias áreas pequeñas (Carleton y Done, 1995).

Para examinar si la presencia de blanqueamiento, enfermedades y/o depredación afectaba la dinámica de crecimiento de las especies y observar si la presencia de cambios temporales en la estructura de la comunidad pudiese afectar el crecimiento de las especies, se cuantificó las variaciones naturales en la abundancia de corales y otros organismos entre los arrecifes de Puerto Botes en Isla de Desecheo que se encuentra alejado de los aportes terrígenos y aquellos más expuestos como El Negro en Mayagüez y Media Luna en La Parguera.

## **2.2 Materiales y Métodos**

### **2.2.1 Salud Arrecifal**

Para examinar si la presencia de blanqueamiento, enfermedades y/o depredación afectaba la dinámica de crecimiento de las especies, se estableció un transecto permanente de 25 m en un área con un óptimo crecimiento de coral en cada arrecife. Este transecto fue demarcado con varillas y a lo largo se hizo una caracterización de la comunidad béntica sésil.

De presentarse blanqueamiento, se siguió la clasificación de Meesters y Bak (1993) en donde los corales se registran según a tres categorías de coloración: (a) colonias blanqueadas que presentan una coloración completamente blanca; (b) parcialmente blanqueadas, las cuales presentan una pigmentación reducida comparada

con las colonias normales circundantes y (c) colonias que muestran sitios blanqueados o de pigmentación reducida. Así mismo, se registraron las enfermedades más comunes reportadas, como la banda negra BBD y la enfermedad de los puntos oscuros “Dark spot disease”.

Con respecto a la temperatura, se consideraron tres factores de posible importancia: temperatura absoluta, duración de la exposición a las altas temperaturas y tasa de cambio. Para tal efecto, en cada arrecife se ubicaron termistores (HOBO Temps, Onset Corporation) configurados para coleccionar datos aproximadamente cada 5 min. Los datos se coleccionaron de mayo de 2002 a diciembre de 2003.

### **2.2.2 Estructura de la Comunidad**

Para observar cambios temporales en la estructura de la comunidad, se cuantificaron cada dos meses y medio los cambios en la abundancia y diversidad de los corales y otros organismos en términos del porcentaje de cobertura de los tipos de sustrato.

Además de los transectos de 25 m en el arrecife de El Negro se colocaron cinco transectos permanentes de 10 m cada uno y paralelos entre sí en febrero de 2003. Para el arrecife de Puerto Botes, además de los 5 transectos que fueron alineados este-oeste se cuantificaron 4 transectos existentes pertenecientes al proyecto CRI-NOOA (García-Sais et al., 2001) que habían sido ubicados hacia la parte este en el 2000.

La demarcación de los transectos se realizó con varillas ubicadas al comienzo y final. Para la colección de los datos se utilizó una cámara de video digital Sony 8 mm (Modelo DCR-TRV 520) dentro de un protector Ikelite. Se colocó una varilla de acero adherida al protector para mantener una distancia aproximada de 45 cm entre el sustrato y la cámara al momento de la filmación.

En cada video-transecto ( $n = 5$ ) se tomaron los tiempos de inicio y final y se dividió en diez para la captura de una imagen ( $n = 50$  por arrecife). Se utilizó el programa Pinnacle Studio, Versión 7. En cada toma fueron colocadas dos plantillas de 25 puntos cada una construidas con números aleatorios en los ejes X y Y en el programa Excel. Cada captura fue marcada con el tiempo de toma y el arrecife de origen en Adobe Photoshop 7.0. Dentro de cada marco, se registró el número de puntos que cubrió cada uno de los grupos bióticos en el sustrato como el porcentaje de cobertura. Los índices de diversidad ( $H'$ ) y uniformidad ( $J'$ ) se calcularon para cada arrecife.

Para cada especie de coral y cada categoría de sustrato en los transectos tanto de 10 m como de 25 m, se calculó la media y desviación estándar del porcentaje de cobertura y se hizo un análisis de varianza (ANOVA) con un límite de confianza del 95% teniendo en cuenta las pruebas de significancia.

## 2.3 Resultados

### 2.3.1. Salud Arrecifal

En el arrecife de El Negro, *Montastrea annularis* tuvo una gran incidencia de colonias afectadas por depredación por parte de peces. Igualmente, se registró la enfermedad de la plaga blanca tipo I tanto sobre una colonia de *M. annularis* y una de *M. faveolata*. Con respecto al componente estructural a lo largo del estudio, no se observó ningún cambio significativo en los porcentajes de cobertura de componentes importantes como las macroalgas y las esponjas.

En Puerto Botes se siguió el progreso de la enfermedad de la plaga blanca tipo I sobre la especie *Montastrea faveolata*. *Siderastrea siderea* fue afectada por “Dark spot disease” o enfermedad de los puntos oscuros. Con respecto al componente estructural, en mayo del 2003 se observó un aumento significativo en el porcentaje de cobertura de las macroalgas.

En el arrecife de Media Luna, se registró blanqueamiento en las especies *Diploria labyrinthiformis* (colonias completamente blanqueadas), *Montastrea annularis*, *Porites porites* y *Agaricia* sp. (colonias parcialmente blanqueadas) durante los últimos días de septiembre y los primeros días de octubre en el 2003. Este evento fue coincidente con los máximos de temperatura de 30.3°C la cual se mantuvo en los 29°C hasta los primeros



días de noviembre. Sin embargo, para el mes de diciembre todas las colonias habían recuperado su pigmentación normal.

En general, la temperatura promedio del agua para el arrecife de Media Luna varió entre 26.68 y 29.67°C (Figura 13). El valor mínimo correspondió a febrero de 2003 y los máximos sobre 29°C entre agosto y septiembre de los dos años. En los arrecifes de Puerto Botes y El Negro se intentó realizar el seguimiento de la temperatura *in situ*, sin embargo, los termistores (Hobos) fueron substraídos impidiendo este registro. Para los meses cuando se logró recuperar y obtener los datos, se pudo observar como el Negro siguió el mismo patrón de temperatura registrado para Media Luna (Figura 13). Los valores mínimos de 26.71°C en febrero de 2003 y los máximos en agosto de 2002 con 29.39°C. En Puerto Botes se observó como el patrón de incremento y disminución fue similar, pero aproximadamente 1°C menor al registrado en Media Luna.

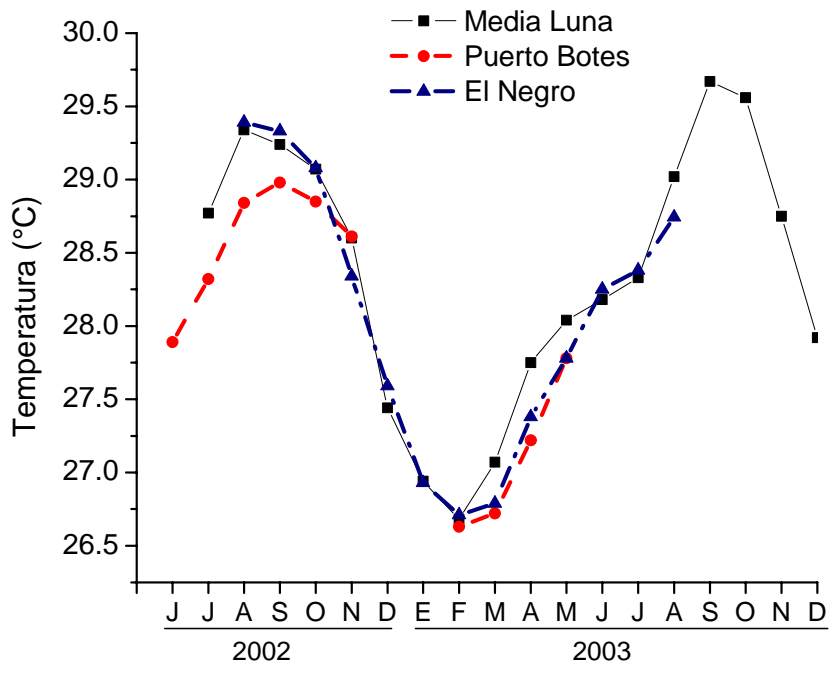


Figura 13. Registro de la temperatura promedio (°C) en los arrecifes de Media Luna, El Negro y Puerto Botes de junio de 2002 a diciembre de 2003.

### 2.3.2 Estructura de la Comunidad

En el arrecife de Puerto Botes, el crecimiento de corales masivos de gran tamaño fue la característica más prominente sobre el transecto de 25 m con un porcentaje de cobertura promedio de 23.6 (Apéndice 4). *Montastrea faveolata* fue la especie dominante con un promedio de 9.2 %, seguida por *M. cavernosa* (3.2 %) y *Porites astreoides* (2.3%). Juntas representaron el 64 % de la cobertura total de corales duros. Las algas bénticas representadas por las macroalgas (26 %) y algas incrustantes (24 %) aportaron una cobertura combinada de aproximadamente 50 %. El componente abiótico representó 9.5 %. Las esponjas incrustantes y erectas estuvieron presentes con un 9.4 % y las algas coralinas 6.1 %. Con menos del 1 % estuvieron presentes los corales blandos, zoantidos, hidrozooos y cianobacterias (Apéndice 4). Se identificaron un total de 17 especies de los corales escleractinios (Apéndice 5) con *Porites astreoides* como la especie con mayor número de colonias por metro cuadrado (14.3), seguida por *Montastrea cavernosa* (9.4), *M. faveolata* (6.5) y *Agaricia* sp. (5.4).

Sobre los transectos de 10 m, los corales duros presentaron un porcentaje de cobertura promedio de 33.2 % (entre: 20.1 – 51%). Después se encontraron las algas incrustantes y las macroalgas con 24.9 y 22.9 %. *Montastrea faveolata* fue el componente principal con 15 % (entre 8.7 – 24.2 %), seguida por *Agaricia* sp. (3.3 %) y *M. annularis* (3.2 %). Las esponjas estuvieron presentes en todos los transectos con promedio de cobertura de 4.4 %. Las algas coralinas tuvieron 4.9 % y con un menos del 1 % estuvieron presentes los corales blandos, zoantidos, hidrozooos, tunicados y

cianobacterias. El componente abiótico representó un promedio de 8.0 % (Apéndice 6). Las macroalgas fue el único componente que presentó una disminución en su cobertura de 40.8 % en mayo a 11.2 % en septiembre.

Cuando se comparan los valores de cobertura promedio con los transectos de CRI-NOOA ubicados hacia el sur-este se observó como *Montastrea faveolata*, *M. franksi*, *Porites porites*, *Agaricia* sp. y *Colpophyllia natans* presentaron los mayores valores de cobertura. Las algas incrustantes y las macroalgas tales como *Halimeda* y *Dyctiota* y el componente abiótico presentaron valores promedio menores. En estos transectos se identificaron un total de 21 especies (Apéndice 6). *Porites astreoides* representó la especie con mayor número de colonias por metro cuadrado (5.4), seguida por *Montastrea faveolata* (4.1), *Agaricia* sp. (2.8) y *M. cavernosa* (2.1). Especies como *M. cavernosa*, y *P. astreoides*, presentaron una menor densidad de colonias en los transectos ubicados al sur-este a diferencia de *M. faveolata*, *P. porites*, y *Colpophyllia natans* con un mayor número de colonias.

En el arrecife de El Negro la cobertura promedio para los corales duros fue de 37.6 % sobre el transecto de 25 m, seguido por las algas incrustantes con 34.4 %. El crecimiento de corales masivos estuvo representado principalmente por *Montastrea annularis* con 16.5%, seguido por *Porites porites* con 8.4 %. Los corales blandos presentaron una cobertura de 3.2 %. En este arrecife las algas coralinas y calcáreas tuvieron un 3.4 y 2.5 %. Las esponjas incrustantes y erectas tuvieron un 1.3 % y en una menor proporción se encontraron las microalgas, hidrozoos, zoantidos, cianobacterias y

tunicados. El componente abiótico estuvo presente en un 15.0 % (Apéndice 4). Se identificaron un total de 12 especies corales escleractinios. *Montastrea annularis* fue la especie más representativa con 20 colonias/m<sup>2</sup>, seguida por *P. porites* (17) y *P. astreoides* (13) (Apéndice 5).

Para los transectos de 10 m, los corales duros representaron el componente dominante con un porcentaje de cobertura promedio de 38.8 % (Apéndice 8). La cobertura de los corales estuvo compuesta principalmente por *Porites porites* con un 12%, seguido por *Montastrea annularis* con 10.95 % y *M. faveolata* con 5.7 %. Las algas incrustantes fueron el segundo componente con un valor promedio de 36.4 %. Las algas coralinas y calcáreas estuvieron en un 2.6 y 4.3 % y los corales blandos 3.5 %. En promedio menor al 1 % se encontraron las esponjas, macroalgas, hidrozooos, cianobacterias y tunicados. El componente abiótico contribuyó con una cobertura promedio de 10.3 %. Se observó solamente entre febrero y septiembre un cambio apreciable de disminución en el porcentaje de cobertura de las algas coralinas y lo opuesto para las cianobacterias (Apéndice 8). Se identificaron un total de 15 especies de corales escleractinios (Apéndice 9). *Porites porites* fue la especie con la mayor densidad de colonias por metro cuadrado (10.2), seguida por *Porites astreoides* (6.3), *Montastrea annularis* (4.3) y *Agaricia* sp. (3.4).

En el arrecife Media Luna el componente dominante fue las algas incrustantes con 35.5 % seguido por los corales blandos con un 22.8 % y los corales duros con 13.4%. El coral masivo predominante fue *Montastrea faveolata* con una cobertura promedio de

4.6 %, seguido por *Agaricia* sp. con 3.2 %, *M. cavernosa* 1.8 % y *Colpophyllia natans* 1.4 %. Las esponjas tuvieron 8.3 % y en una proporción menor al 1% se encontraron las macroalgas, algas calcáreas, zoantidos y cianobacterias. El componente abiótico representó 17.9 % de la cobertura total (Apéndice 4). Se identificaron un total de 10 especies de corales escleractinios,. *Agaricia* sp. presentó 7.8 colonias/m<sup>2</sup>, seguida por *M. faveolata* (7.2), *Siderastrea siderea* (4.4) y *Porites astreoides* y *M. cavernosa*, ambas con 3.9 colonias/m<sup>2</sup> (Apéndice 5).

Cuando se comparan las coberturas promedio de los diferentes tipos de sustrato para cada arrecife utilizando como base los transectos de 25 m (Figura 14), se puede observar como el arrecife de El Negro presentó el mayor porcentaje de corales duros (37.6 %), seguido por Puerto Botes (23.6 %) y finalmente Media Luna (13.4 %). Para las algas incrustantes los valores de El Negro y Media Luna estuvieron entre el 34 y 35 % siendo Puerto Botes donde se encontró el menor porcentaje de 24.2 %, pero al mismo tiempo las macroalgas tuvieron un porcentaje del 26 % en Puerto Botes y fueron casi ausentes para los otros arrecifes. Los corales blandos fueron abundantes en Media Luna con 23 %, y presentaron una cobertura inferior al 4 % en El Negro y 0.2 % en Puerto Botes. Las esponjas estuvieron presentes en los tres arrecifes con porcentajes menores al 10 % y el componente abiótico obtuvo su mayor valor en Media Luna con 18 %.

Con respecto al número o riqueza de especies, aunque el arrecife de Puerto Botes presenta el mayor número (17), seguido por El Negro (12) y Media Luna (10), el promedio de colonias por metro cuadrado fue mayor para El Negro (5.7) seguido por

Puerto Botes (3.4) y por último Media Luna (3.1). Las especies dominantes variaron dependiendo del arrecife, siendo *Montastrea annularis*, *Porites porites* y *P. astreoides* las más abundantes en El Negro; *P. astreoides*, *M. cavernosa* y *M. faveolata* en Puerto Botes y *Agaricia* sp., *M. faveolata* y *Siderastrea siderea* en Media Luna (Figura 15)

Sobre los transectos permanentes de 10 m para El Negro y Puerto Botes (Figura 16), se observó el mismo patrón que para el transecto de 25 m para cada uno de los componentes del arrecife, siendo mayor la cobertura de los corales duros, las algas incrustantes, los corales blandos y el componente abiótico mayor para el Negro y las macroalgas y las esponjas mayores en Puerto Botes. Para el número o riqueza de especies, se registraron 15 en El Negro y 21 en Puerto Botes. Cuando se comparan estos resultados con los obtenidos a lo largo de los transectos de 25 m, se observó un patrón similar, siendo más abundantes las especies *Porites asteroides*, *Montastrea faveolata* y *Agaricia* sp. en Puerto Botes y *P. porites*, *P. asteroides* y *M. annularis* en el Negro (Figura 17).

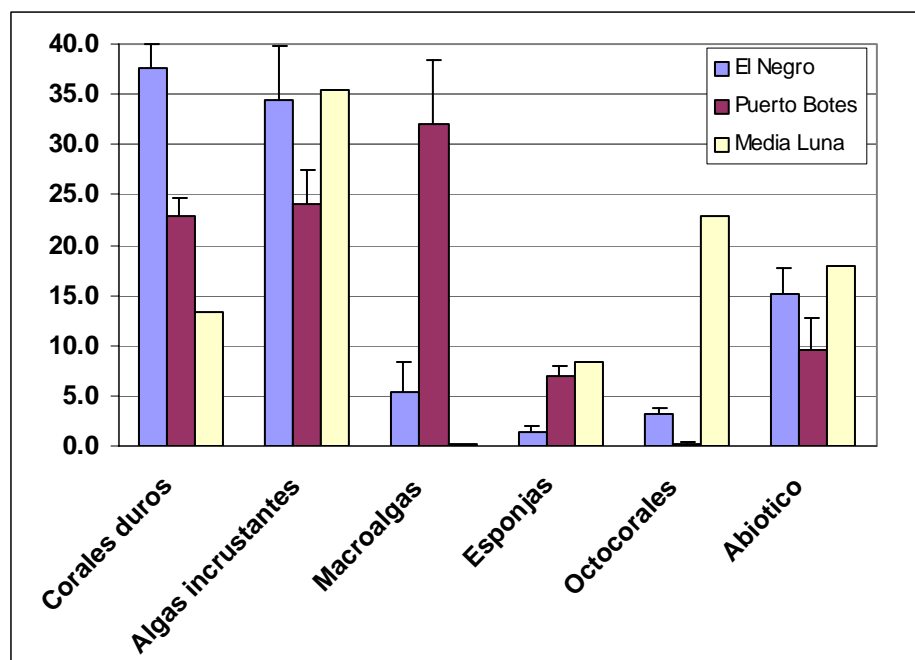


Figura 14. Porcentaje de cobertura promedio de los componentes sésil-bénticos principales en los arrecifes El Negro, Media Luna y Puerto Botes en transectos de 25 m.

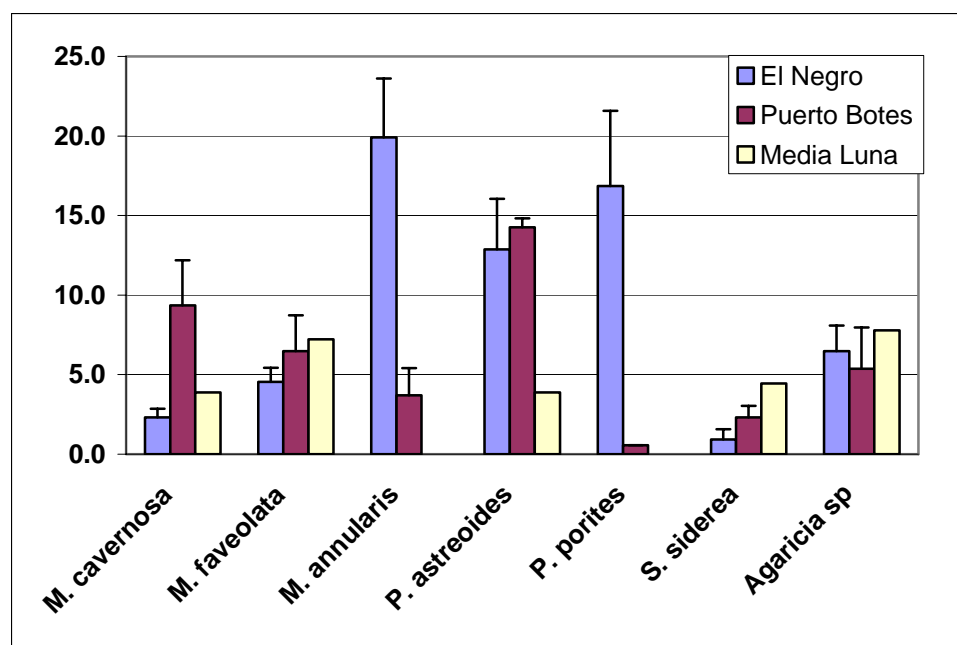


Figura 15. Densidad (colonias por  $m^2$ ) de las principales especies de corales escleractinios en los arrecifes El Negro, Media Luna y Puerto Botes en transectos de 25 m.



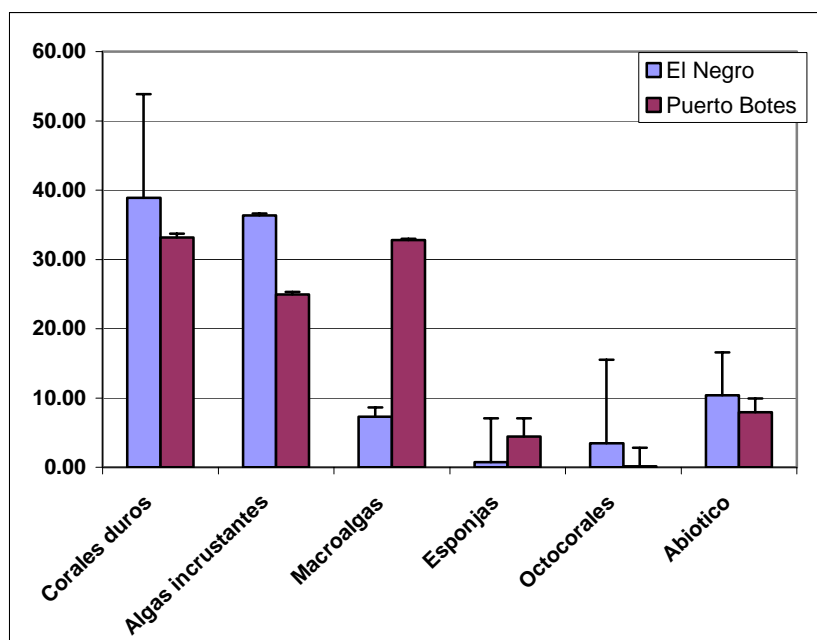


Figura 16. Porcentaje de cobertura promedio de los biotas principales en los arrecifes El Negro y Puerto Botes en transectos permanentes de 10 m.

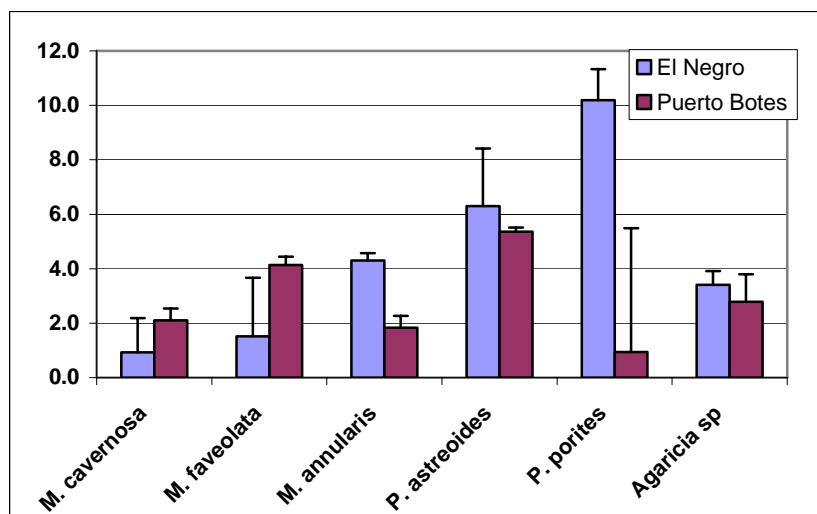


Figura 17. Densidad (colonias por m<sup>2</sup>) de las principales especies de corales escleractinios en los arrecifes El Negro y Puerto Botes en transectos permanentes de 10 m.

En términos de la abundancia en los transectos de 10 m, la especie *Montastrea cavernosa* en Puerto Botes de presentar el segundo valor en el transecto de 25 m, pasó a ser la cuarta más densa después de *Porites asteroides*, *M. faveolata* y *Agaricia* sp. En el Negro ocurrió lo mismo pero para la especie *M. annularis* que de ser la primera en importancia en el transecto de 25 m, paso a ser la tercera después de *P. porites* y *P. astreoides* (Figura 17).

Aunque el arrecife de Puerto Botes presentó el mayor número de especies de coral, seguido por El Negro y por último Media Luna, no se encontraron diferencias significativas entre arrecifes (Kruskal-Wallis  $P = 0.064$ ). De igual forma no se encontraron diferencias entre los porcentajes de cobertura (Kruskal-Wallis  $P = 0.109$ ).

Con respecto a los índices de diversidad y uniformidad se puede ver (Tablas 10 y 11) como el arrecife de Puerto Botes presentó valores más altos comparados a los de El Negro. Puerto Botes presentó un menor número de especies en los transectos ubicados más al este comparados con los existentes del proyecto CRI-NOOA, así como unos valores un poco menores tanto de los índices de diversidad y uniformidad (Tabla 10). Sin embargo, no se encontraron diferencias significativas con respecto a la composición de las especies y la diversidad.

Tabla 10. Índices de diversidad de especies y uniformidad de los corales escleractinios mediante video-transecto en el arrecife de Puerto Botes – Isla Desecheo

Estación	Video Transecto	No. de Especies		Índice de Diversidad (H')			Índice de Uniformidad (J)	
		May	Sep	May	Sep	May	Sep	
Tr 1-5	1	7	10	1.68	1.73	0.86	0.75	
	2	10	13	1.96	1.85	0.85	0.72	
	3	8	10	1.70	1.83	0.82	0.80	
	4	10	10	2.09	2.03	0.91	0.88	
	5	8	11	1.83	2.08	0.88	0.87	
	Promedio	<b>9</b>	<b>11</b>	<b>1.85</b>	<b>1.90</b>	<b>0.86</b>	<b>0.80</b>	
CRI-NOOA	6	10	10	1.99	2.05	0.86	0.89	
	7	10	9	1.57	1.74	0.68	0.79	
	9	14	12	2.23	2.14	0.85	0.86	
	10	10	10	2.03	2.02	0.88	0.88	
	Promedio	<b>11</b>	<b>10</b>	<b>1.96</b>	<b>1.99</b>	<b>0.82</b>	<b>0.86</b>	

Tabla 11. Índices de diversidad de especies y uniformidad de los corales escleractinios mediante video-transecto en el arrecife El Negro – Mayagüez.

Estación	Video Transecto	No. de Especies			Índice de Diversidad (H')			Índice de Uniformidad (J)		
		Feb	May	Sep	Feb	May	Sep	Feb	May	Sep
Tr 1-5	1	6	7	7	1.48	1.49	1.48	0.83	0.77	0.76
	2	10	8	8	1.94	1.58	1.56	0.69	0.76	0.75
	3	9	8	7	1.90	1.65	1.75	0.86	0.79	0.90
	4	7	9	8	1.55	1.60	1.45	0.80	0.73	0.70
	5	8	7	7	1.77	1.78	1.67	0.85	0.92	0.86
	Promedio	<b>8</b>	<b>8</b>	<b>7.4</b>	<b>1.73</b>	<b>1.62</b>	<b>1.58</b>	<b>0.81</b>	<b>0.79</b>	<b>0.79</b>

## 2.4 Discusión

Aunque existen diversas causas para el actual deterioro arrecifal, los cambios en la calidad del agua están unidos a factores naturales como una elevada temperatura, la acción de las tormentas y las enfermedades los cuales están entre las principales causas en la disminución de la cobertura y diversidad de los corales en el Caribe (Hughes et al., 1999; Lirman y Fong, 1997). La mayoría de los reportes de eventos de blanqueamiento han sido correlacionados con elevadas temperaturas. Sin embargo, la variabilidad en la susceptibilidad dentro y entre especies sugiere que más de un factor puede estar envuelto (Lesser et al, 1990, Hoegh-Guldberg y Jones, 1999). Los registros de temperatura de los años consecutivos (2002-2003) en el área de La Parguera sugerirían que el blanqueamiento observado para algunas especies en el 2003 obedecería a este factor, ya que durante el 2002 no se registraron temperaturas superiores a 29°C ni blanqueamiento, sumado a que no se obtuvo una disminución significativa en los Kd de PAR y UV que hubiesen podido ser correlacionados con este evento.

Según Kuta y Richardson (2002), se conocen solamente cuatro enfermedades de coral asociadas con altas temperaturas. La enfermedad de la banda negra (BBD), plaga blanca Tipo II (WP), enfermedad de los puntos negros y aspergilliosis. Específicamente para la enfermedad de los puntos negros descrita por Gil-Agudelo y Garzón-Ferreira (2001), ésta se presenta durante los meses del año cuando la temperatura del agua es superior a los 28°C. Sin embargo, en Puerto Botes las temperaturas registradas además de

ser en promedio las más bajas, se observaron un gran número de colonias de *Siderastrea siderea* afectadas por dicha enfermedad durante las visitas al área, indistintamente del aumento en temperatura. Por ejemplo, en el mes de febrero cuando coincidió el muestreo con una visita a dicho arrecife, la temperatura promedio mensual fue la más baja (26.6°C) y aunque no hay un registro del inicio de la enfermedad si fue cuando se observó el mayor número de colonias afectadas por esta enfermedad.

Se presume que la enfermedad observada para la especie *Montastrea faveolata* en los arrecifes de Puerto Botes y el Negro fue la plaga blanca tipo I. Esto debido a que se observaba una línea blanca adyacente al tejido vivo, lo cual es distintivo para los tres diferentes tipos de plaga blanca. Sin embargo, dicha enfermedad se vio lentamente avanzar sobre el tejido vivo, por lo cual se presume es tipo I (Richardson, 1998). De haber sido una más agresiva como la del tipo II o III, éstas hubiesen avanzado tan rápido que entre dos muestreos hubiesen desaparecido las colonias afectadas.

Para *Montastrea annularis* se presume que las colonias afectadas en el arrecife de El Negro correspondieron a mordeduras por parte de peces. Numerosas especies de peces pueden comer tejido coralino incluyendo los peces mariposas y los loros y las marcas son bien distintivas, pues a diferencia de las enfermedades en las cuales a medida que avanza se observa el tejido intacto, en el caso de la depredación por parte de los peces generalmente se remueve el tejido así como las primeras capas del esqueleto (Bruckner y Bruckner, 2000).

La composición taxonómica de los arrecifes puede reflejarnos las condiciones físicas y biológicas para el crecimiento y desarrollo coralino (Done, 1982, Sheppard, 1982). La abundancia y la persistencia de una colonia de coral individual puede decirnos acerca de los regímenes de disturbios en los sitios, el estado de sucesión y/o la historia de desarrollo (Jackson y Hughes, 1985).

Aunque la abundancia de algunas especies varió dependiendo de los transectos cuantificados (10 m vs. 25 m), el arrecife El Negro presentó las mayores densidades de las especies *Montastrea annularis*, *Porites porites* y *P. astreoides*, mientras en Puerto Botes fueron *P. astreoides*, *M. cavernosa* y *M. faveolata*. Para Media Luna fueron *Agaricia* sp. y *M. faveolata*. Esto podría ser en parte el resultado de la tolerancia de los corales a los sedimentos suspendidos que puede variar entre arrecifes, y va a depender del entorno hidrodinámico y las condiciones de turbiedad generadas (Kleypas 1996).

En regiones con una baja energía hidrodinámica como sería el caso del arrecife de Puerto Botes, el asentamiento de los sedimentos suspendidos sobre los corales sería un problema mayor para el crecimiento comparado con la atenuación de la luz. Lo inverso ocurre en regiones de alta energía hidrodinámica donde los sedimentos tienden a permanecer en suspensión por más tiempo y en esta caso como se puede ver en la composición arrecifal de Media Luna, las especies de coral más abundantes fueron aquellas en forma de plato como *Agaricias* y *M. faveolata* que les permite captar la luz. El Negro no se encuentra en este esquema, ya que aunque hace parte de un área conocida como el Escollo Negro y se encuentra cercano a la Bahía de Mayagüez, presentó unas

condiciones de baja turbiedad, y aunque no se midió el aporte de nutrientes y sedimentación fue el arrecife con la mayor cobertura de corales duros.

Los efectos de la turbiedad se puedan manifestar tanto en el desarrollo arrecifal como en la estructura de la comunidad. Por ejemplo, Van Woesik y Done (1997) encontraron varios cambios en la estructura de la comunidad béntica con la cercanía a un sitio en la Gran Barrera arrecifal, donde el origen de la turbiedad era la resuspensión de los sedimentos del fondo por los cambios de marea. Entre las respuestas a la estructura de la comunidad se encontró una disminución en el tamaño de las colonias de coral duro, una disminución en la diversidad tanto de corales duros como blandos, un cambio en la morfología de algunos corales hacia formas incrustantes y de plato y una carencia de las principales especies constructoras de arrecife.

Además, el cómo se afecten las propiedades ópticas es probable que tenga implicaciones en la distribución, estructura y abundancia de las especies, ya que pueden estar relacionadas a como se este distribuye la luz en los arrecifes someros. Maritoner et al. (1994), mencionan que en sitios someros en donde el potencial para la penetración de la luz es menor, una fracción alcanza el fondo en donde porciones de la energía de la luz son absorbidas, reflejadas en la columna del agua o reemitidas como fluorescencia. Así, dependiendo de las propiedades ópticas bénticas, la luz puede disminuir más rápido de lo esperado, permanecer constante a través de la columna del agua o aumentar.

Por lo tanto, se esperaba una baja diversidad de especies en arrecifes bajo altos niveles de estrés, ya sea por turbiedad o sedimentación. Además, se podría esperar un cambio en la dominancia de las especies próximas a sitios con alta turbiedad, que se refleja tanto el cambio a especie más tolerantes a la turbiedad como la eliminación de aquellas constructoras de arrecife. Por ejemplo, las regiones más turbias tienen arrecifes dominados por especies tolerantes a la turbiedad, con formas de crecimiento columnar en aguas someras y horizontal en aguas profundas o con bajas condiciones de luz (Van Woesik y Done, 1997).

Legendre y Legendre, (1983), definen que la diversidad ( $H'$ ) puede ser vista como una función de la estabilidad del ambiente (valores altos indican ambientes más estables) y ésta tiene dos componentes: el número de especies y la uniformidad en su distribución de frecuencia. Por ejemplo, una comunidad con un número dado de especies de las cuales sólo unas pocas son dominantes puede tener una diversidad más baja que una comunidad con igual número total de especies pero con una distribución de frecuencia más homogénea. Esto puede aplicar a los arrecifes de El Negro y Media Luna, ya que aunque poseen el mismo número de especies la diversidad fue mayor en Media Luna. Sin embargo, la uniformidad es inversamente proporcional al grado de actividad biológica (producción, ciclos de vida, flujo de energía entre niveles tróficos, etc) en un ambiente dado. Bajos niveles de uniformidad son indicativos de estrés y en este aspecto, El Negro aunque presentó la menor uniformidad, no se observó ningún efecto externo o estrés mayor comparado con la alta turbiedad presente en Media Luna.



## **Crecimiento de *Acropora cervicornis* con relación a efectos episódicos**

### **Resumen**

Este trabajo evaluó la variabilidad en el crecimiento de *Acropora cervicornis* con relación a cambios ambientales como la luz, turbiedad, temperatura y profundidad mediante trasplantes. El primer trasplante se realizó durante la época de lluvias entre octubre y diciembre de 2003, cuando se extrajeron colonias de la zona protegida del arrecife de Media Luna (control) y se transplantaron hacia la parte frontal del mismo arrecife y hacia el arrecife del Veril en La Parguera. El segundo trasplante se realizó durante la época seca entre enero y abril de 2005, cuando se extrajeron colonias de los arrecifes de San Cristóbal y Media Luna y se ubicaron a dos profundidades.

Los valores promedio diario en superficie de PAR ( $\mu\text{E cm}^{-2}\text{seg}$ ) y UVT en dosis ( $\text{KJ m}^{-2}\text{día}^{-1}$ ) disminuyeron entre septiembre y noviembre. Con las lluvias de aproximadamente de 5 pulgadas entre el 13 y 14 de noviembre, en el sitio control no se registró aumento para Kd (PAR) y para Kd (UVT) se observó un aumento gradual. En la parte frontal de Media Luna, los Kd de PAR y UVT aumentaron cerca al doble y los porcentaje resultante de ambas irradianzas disminuyeron. Sin embargo, la concentración de clorofila-a en fondo no mostró ningún aumento pero sí la turbiedad con valores de 0.94 NTU de octubre a 3.88 NTU en noviembre. Para el Veril, igualmente se vio el aumento en los Kd de PAR y UVT, así con en la concentración de clorofila-a como en turbiedad en el fondo. En superficie, los valores de clorofila-a aumentaron en los tres sitios, la salinidad y la temperatura disminuyeron de 34 a 33 (PS) y de 28°C a 27°C.

El mayor crecimiento promedio se obtuvo en las colonias control ( $2.0 \pm 0.74$  cm), seguido por las colonias que fueron transplantadas al Veril ( $1.13 \pm 0.72$  cm) y por último las colonias de Media Luna en la parte frontal ( $0.38 \pm 0.38$  cm). La presencia de las lluvias afectó las características ópticas y su calidad tuvo un efecto significativo en el crecimiento y supervivencia de las colonias trasplantadas de *Acropora cervicornis*. Caso contrario ocurrió durante la época seca, donde aunque en las colonias de Media Luna se obtuvo un crecimiento promedio menor ( $1.22 \pm 0.69$  cm), este no fue diferente al obtenido para el arrecife de San Cristóbal ( $1.46 \pm 0.41$  cm).

### 3.1 Introducción

*Acropora cervicornis* y *A. palmata* han sido consideradas dentro de la lista de especies en peligro de extinción. Por lo cual, los esfuerzos de recuperación han sido útiles para tratar de preservar estas especies que han sufrido una alta mortalidad en el Caribe durante las últimas dos décadas, debido a la enfermedad de la banda blanca (WBD), blanqueamiento, depredadores y fenómenos naturales. Las colonias que aun sobreviven, se asume que son más resistentes a las condiciones que les ha causado esta alta mortalidad ya que existen en las mismas condiciones que aquellas vecinas que han desaparecido, y de hecho, las colonias eventualmente pueden ser usadas para reintroducir la especie al arrecife afectado (Becker y Muller, 2001).

Las tormentas se consideran como el principal evento reproductivo para los corales ramificados debido al proceso de fragmentación asexual generado, siempre y

cuando éstas no sean tan severas para que los fragmentos generados mueran. Por lo cual, la recuperación natural depende en gran medida de la sobrevivencia de los fragmentos más que del asentamiento de las larvas (Highsmith, 1982). Sin embargo, la mortalidad va a depender del tamaño de los fragmentos así como del sustrato en el cual quedan depositados, y aunque algunas especies se pueden cementar naturalmente al sustrato en unas pocas semanas, la implementación de métodos de trasplante de bajo costo ha permitido demostrar la viabilidad de utilizarlos como técnica de restauración en áreas dañadas, particularmente como resultado de actividades humanas (Laydoo, 1996).

Estudios previos han señalado efectos significativos de factores ambientales en el crecimiento y la sobrevivencia de especies de coral trasplantadas. Entre algunos ejemplos, se ha experimentado sobre diversas respuestas fisiológicas como a la luz (Meesters et al., 1994, Shick et al., 1995), la temperatura (Yap y Gómez, 1984) la sedimentación (Yap y Gómez, 1985), la profundidad y el tamaño (Yap, et al., 1998), en el crecimiento y la sobrevivencia de *Porites cylindrica* (Sabater y Yap, 2002), y para evaluar la posible recuperación de las pesquerías en áreas marinas protegidas (Bowden-Kerby, 2001a).

En general, la transparencia de las aguas oceánicas tropicales permite la penetración de la radiación ultravioleta a profundidades de 20 m o más (Gleason y Wellington, 1995). A la vez, las áreas costeras son susceptibles a entradas de sedimentos terrígenos, surgencias y variaciones en la materia orgánica disuelta que puede afectar las propiedades ópticas del agua (absorción y dispersión) (Kirk, 1994). Por lo cual, las

comunidades bénticas en los ambientes marinos costeros están sujetas a una gran variación natural en la turbiedad, que a grandes niveles puede ser considerado como un factor de estrés adicional para muchos organismos bénticos (Rogers, 1990), a la vez que se reduce la disponibilidad de luz para la fotosíntesis (Anthony y Fabricius, 2000).

Para establecer como cambios a corto plazo como la presencia de lluvias pueden ser importantes y como pueden contribuir o manifestarse en deterioro arrecifal, se estudió la calidad del agua en términos de las variaciones espaciales y temporales en diferentes ambientes de luz en el área de La Parguera. Se consideró factores como la turbiedad, la concentración de clorofila-a y los coeficientes de atenuación de PAR y UV con respecto a la respuesta en crecimiento de la especie *Acropora cervicornis*.

### **3.2. Materiales y Métodos**

Para evaluar la variabilidad en el crecimiento de *Acropora cervicornis* con relación a cambios ambientales como la luz, la turbiedad, la temperatura y la profundidad, se realizaron dos experimentos de trasplante. El primero se realizó durante la época de lluvias entre octubre y diciembre de 2003 y el segundo durante la época seca entre enero y abril de 2005. Las colonias en ambos casos fueron montadas en estructuras de malla plástica y ancladas al fondo (Bowden-Kerby, 2001a). Para medir crecimiento se colocaron entre cuatro y cinco marcas plásticas en diferentes ramas de cada colonia (Figura 18).

En el primer experimento se tomaron 22 colonias naturales del área protegida del arrecife Media Luna. Siete colonias se dejaron en el arrecife de origen (control) a 3 m de profundidad, donde las condiciones se conoce son óptimas para el crecimiento de la especie. Otras 8 colonias fueron trasplantadas al frente del mismo arrecife a 18 m de profundidad en condiciones de mayor turbiedad y resuspensión de sedimentos, y otras 7 colonias se transplantaron al arrecife de El Veril de La Parguera en los  $17^{\circ}53.141' N$  y los  $67^{\circ}02.142' W$  a 15 m de profundidad. En el Veril las características ambientales fueron de baja turbiedad y mayor penetración de luz (Figura 19).

Para el segundo experimento se utilizaron 16 colonias naturales del área protegida del arrecife de Media Luna. Ocho fueron ubicadas al frente del mismo arrecife a 2 m y otras 8 colonias se transplantaron a 18 m de profundidad. En este caso, para comparar el crecimiento con unas características ambientales de menor turbiedad y mayor penetración de la luz, se colectó un segundo grupo de 15 colonias de la parte protegida del arrecife de San Cristóbal a dos metros de profundidad y fueron transplantadas a la parte frontal del mismo arrecife ( $17^{\circ}97.014 N$  y  $67^{\circ}04.620 W$ ). Siete colonias se ubicaron a 2 m y 8 colonias a 15 m de profundidad.

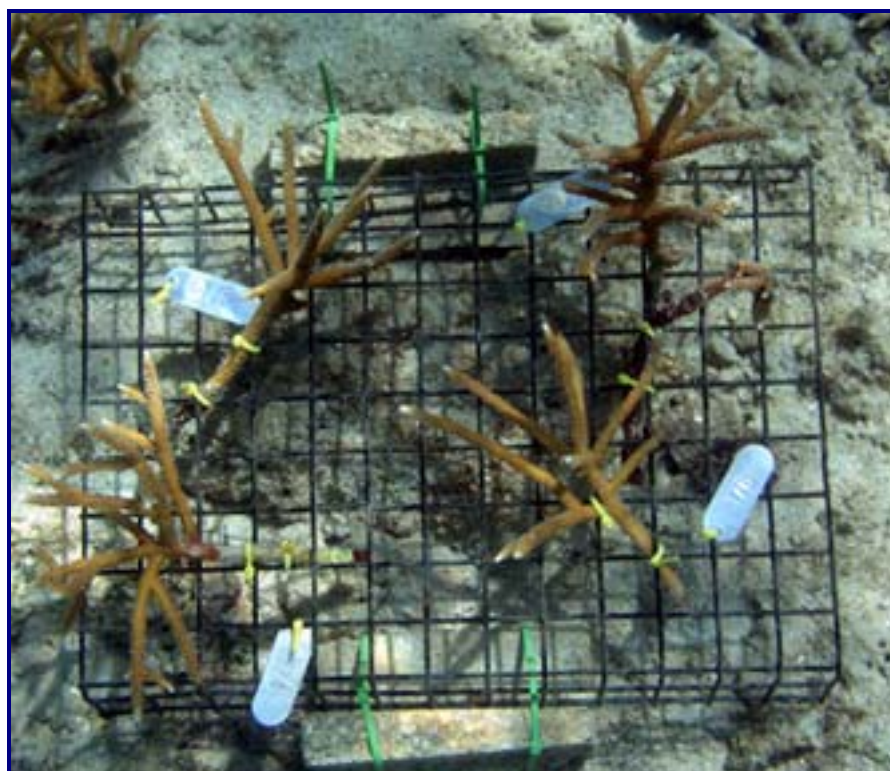


Figura 18. Colonias trasplantadas de *Acropora cervicornis*

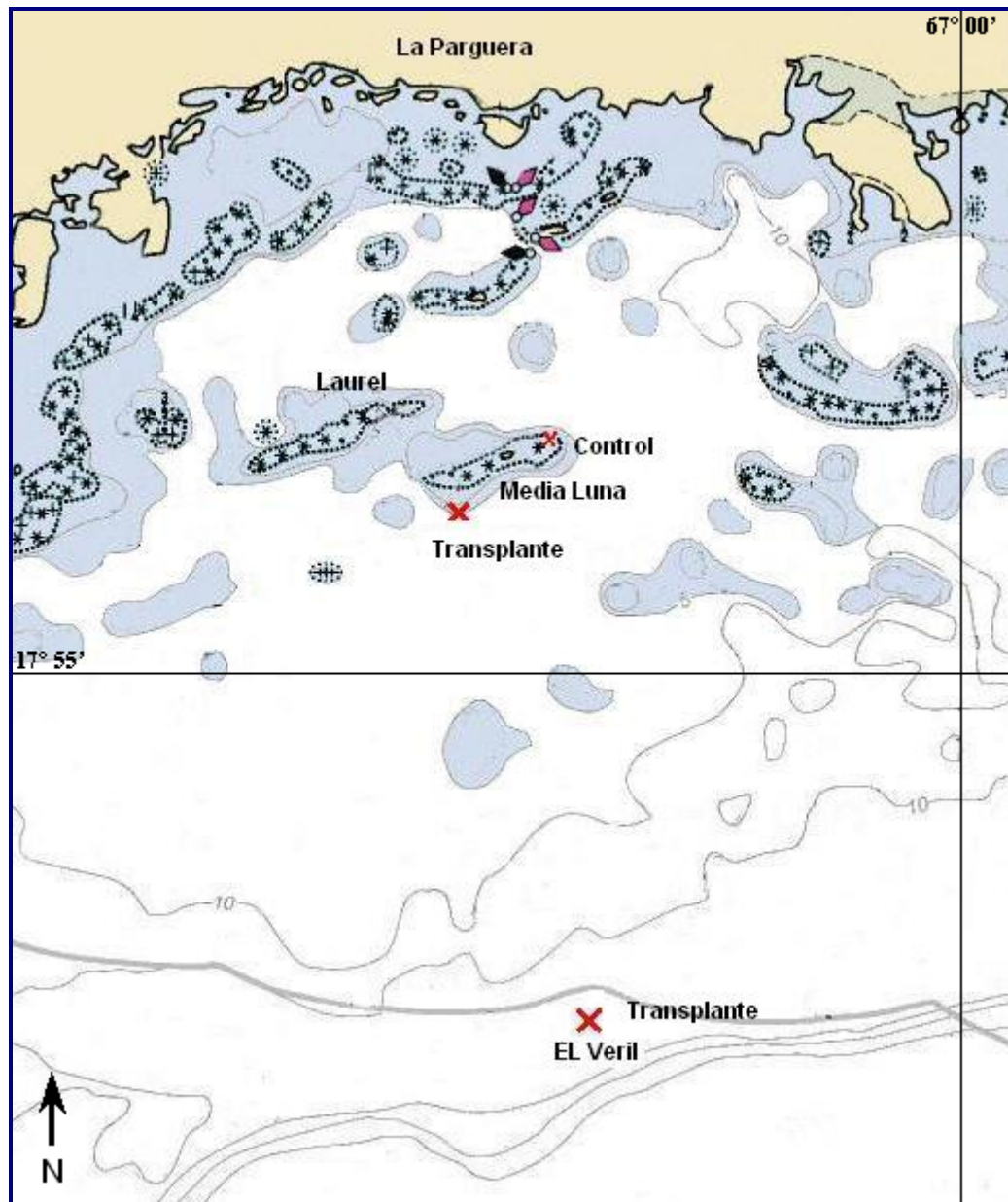


Figura 19. Ubicación de las colonias transplantadas de *Acropora cervicornis* en los arrecifes de Media Luna y el Veril en La Parguera

Para relacionar la sobrevivencia y crecimiento de las colonias con las propiedades ópticas, se realizaron perfiles de irradianza de PAR y UV utilizando los instrumentos mencionados en el capítulo I. Además, se determinó tanto los coeficientes de atenuación como las dosis de UV que estuviese llegando a la profundidad donde fueron instaladas las colonias.

Un fluorómetro SCUFA II (Turner Designs) fue colocado en cada uno de los sitios por tres días y rotado mensualmente. El instrumento fue configurado para tomar datos cada 10 min de fluorescencia de clorofila-a y turbiedad. Las lecturas de turbiedad fueron en NTU (unidades nefelométricas de turbiedad) y la calibración se realizó con Formazin de acuerdo con procedimientos estándares (Greenburg et al., 1985).

El cálculo de la clorofila se realizó utilizando la ecuación de Mackey et al. (1995) descritas en Jeffrey et al. (1997):

$$\text{Chl-a (mg m}^{-3}\text{)} = KF \quad (9)$$

Donde K es el coeficiente de susceptibilidad de la fluorescencia *in situ* y F la respuesta de la fluorescencia *in situ*. En esta determinación de clorofilas, fue importante realizar una calibración.

Se utilizó igualmente un CTD para registrar la salinidad y la temperatura y se colectaron tres litros de agua en cada sitio para determinar la concentración de clorofila-a,



la cual fue estimada siguiendo la formula 7 por lecturas en espectrofotómetro. A la vez, se utilizó un fluorómetro 10-AV (Turner Designs) luego de la extracción en acetona al 90%. El cálculo de clorofila a para este instrumento se realizó utilizando la ecuación de Welschmeyer (1994) descritas en Jeffrey et al. (1997):

$$[\text{Ch-a}] (\text{mg m}^{-3}) = F_oV/V_f \quad (8)$$

Donde  $F_o$  es la respuesta de fluorescencia,  $V$  es el volumen de acetona usado en la extracción y  $V_f$  es el volumen de agua filtrado (litros).

Se obtuvieron los valores promedios tanto de los datos radiométricos como de turbiedad y clorofilas así como las desviaciones estándar. La significancia estadística fue probada con un análisis de varianza ANOVA de una vía, siguiendo la prueba de mínima diferencia significativa de Fisher (LSD, Sokal y Rohlf, 1995). Se utilizó el coeficiente de correlación de Pearson entre los valores de clorofila y los valores de  $K_d$  de las medidas radiométricas en los diferentes arrecifes.

### 3.3 Resultados

Durante la época de lluvias, las colonias de Media Luna del sitio de origen (control) presentaron el mayor crecimiento promedio ( $2.0 \pm 0.74$  cm), seguido por las colonias que fueron transplantadas al Veril ( $1.13 \pm 0.72$  cm) y por último las colonias del mismo arrecife de Media Luna pero ubicadas en la parte frontal del arrecife ( $0.38 \pm$

0.38cm) (Tabla 12). Los datos no presentaron una distribución normal y fueron transformados logarítmicamente. Sin embargo, aun así no se ajustaron a un modelo normal por lo que se corrió una prueba no paramétrica para determinar si el crecimiento era igual entre el sitio control y los sitios de los transplantes. Las colonias del sitio control crecieron significativamente más rápido que aquellas ubicadas en el frontón del mismo arrecife y aquellas localizadas en el Veril (Kruskall-Wallis;  $p < 0.05$ ).

Los valores promedio diario de PAR (Figura 20) mostraron una disminución gradual entre septiembre ( $0.100 \mu\text{E cm}^{-2}\text{seg}$ ) y noviembre ( $0.066 \mu\text{E cm}^{-2}\text{seg}$ ). Igualmente, el coeficiente de atenuación vertical  $K_d$  ( $\text{m}^{-1}$ ) en el frontón de Media Luna aumentó de  $0.14 \text{ m}^{-1}$  en noviembre a  $0.26 \text{ m}^{-1}$  en diciembre. El Veril aumentó de  $0.11 \text{ m}^{-1}$  a  $0.16 \text{ m}^{-1}$  y en la parte protegida de Media Luna (control) no se registró aumento a 3 m de profundidad (Tabla 13).

Para Media Luna en su parte protegida, el porcentaje de PAR modelado a 10 m de profundidad no presentó una variación apreciable. Sin embargo, como se puede ver en la Figura 21, de noviembre a diciembre hubo una disminución de un poco más de 3.2 veces en la parte frontal y El Veril presentó una disminución de 1.6 veces.

Los datos de la radiación ultravioleta convertidos a dosis diaria ( $\text{KJ m}^{-2}\text{día}^{-1}$ ) durante el monitorio de los transplantes, registró los valores mínimos en el mes de noviembre y aumentaron para diciembre (Tabla 8). El coeficiente de atenuación de la radiación ultravioleta total UVT (280-400) en El Veril aumentó de  $0.11 \text{ m}^{-1}$  previo al

evento de lluvias fuertes a  $0.28 \text{ m}^{-1}$  posteriores a éstas y un aumento de casi el doble se obtuvo para el frontón de Media Luna. En la parte protegida de Media Luna se observó un aumento gradual hasta finales de noviembre y comenzó a disminuir en diciembre (Tabla 14).

El porcentaje de radiación ultravioleta total UVT resultante de las medidas del GUV-511 con respecto a la irradianza  $E_d$  que estuviese llegando a los diferentes sitios de muestreo, mostró al frontón de Media Luna valores que disminuyeron de 4.97 a 0.12 % en noviembre. El Veril también presentó una disminución significativa de 34.67 a 1.98 % y fue incrementando gradualmente hasta alcanzar un 8.47 % a comienzos de diciembre. Media Luna en su parte protegida (control) presentó una disminución mayor al 50 % luego de la presencia de las lluvias en noviembre (Figura 22).

Para la época seca, las colonias del arrecife de San Cristóbal y ubicadas a 2 m de profundidad presentaron el mayor crecimiento promedio ( $1.5 \pm 0.70 \text{ cm}$ ), seguido por las colonias del mismo arrecife a 15 m ( $1.41 \pm 0.67 \text{ cm}$ ). Las colonias de Media Luna a 2 m de profundidad crecieron  $1.32 \pm 0.47 \text{ cm}$  y las ubicadas en el mismo arrecife pero a 18 m  $1.12 \pm 0.35 \text{ cm}$  (Tabla 12). Aunque se pudo observar la tendencia a un mayor crecimiento en el arrecife de San Cristóbal, los análisis de varianza ANOVA no arrojaron diferencias significativas en crecimiento ( $p > 0.05$ ), ni entre arrecifes, ni dentro de un mismo arrecife, ni entre arrecifes a la misma profundidad.

Con respecto a las propiedades ópticas durante la época seca, se registró únicamente el coeficiente de atenuación de PAR en los dos arrecifes, siendo mayor para Media Luna ( $0.17 \text{ m}^{-1}$ ) que para San Cristóbal ( $0.13 \text{ m}^{-1}$ ). El análisis estadístico para un mismo arrecife a la misma profundidad (18 m) entre épocas climáticas, solamente se pudo realizar para el frontón de Media Luna, y se observaron diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) en el crecimiento de las colonias entre la época de lluvia (0.38 cm) y la época seca (1.12 cm).

Tabla 12. Crecimiento de la especie *Acropora cervicornis* en los arrecifes de El Veril y Media Luna frontón (1) y control (2) en La Parguera.

Arrecife	Fechas de Muestreo	Semanas de crecimiento	Extensión promedio (cm)	DS	Número de colonias (ramas)
<b>Época de Lluvias</b>					
Veril	10/09/03 - 12/12/03	9	1.13	0.72	7 (17)
Media Luna 1	10/09/03 - 12/12/03	5	0.38	0.39	8 (27)
Media Luna 2	10/09/03 - 12/12/05	9	2.00	0.74	7 (25)
<b>Época Seca</b>					
San Cristóbal (2 m)	02/09/05 - 04/07/05	9	1.50	0.70	8 (27)
San Cristóbal (15 m)	02/09/05 - 04/07/05	9	1.41	0.67	7 (20)
Media Luna (2 m)	02/09/05 - 04/05/05	9	1.32	0.47	8 (25)
Media Luna (18 m)	02/09/05 - 04/05/05	9	1.12	0.35	8 (21)

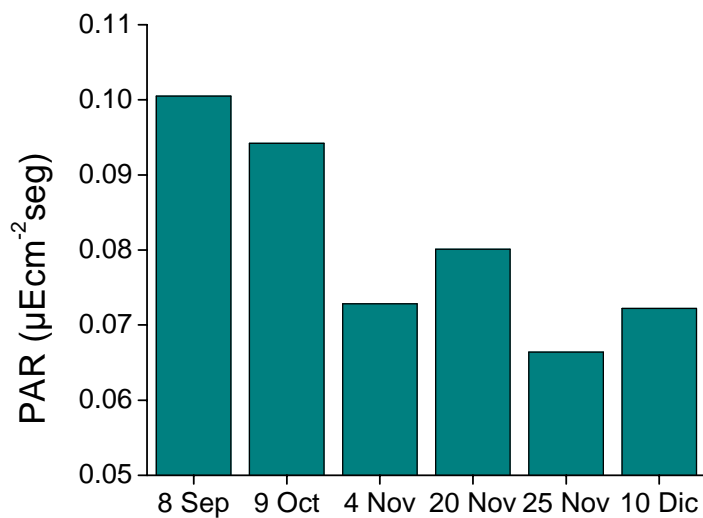


Figura 20. Promedio de radiación fotosintética activa PAR superficial (GUV-511) entre septiembre y diciembre de 2003.

Tabla 13. Coeficientes de atenuación, irradianza y porcentaje de radiación fotosintética activa (PAR) en los arrecifes de Media Luna y el Veril en La Parguera.

PARGUERA			Kd (m <sup>-1</sup> )	Z (m)	Ed(z)	PAR Total	%PAR(z)
Noviembre	11/4/03	Media Luna (Frontón)	0.14	10	0.032	0.129	24.58
	11/4/03	Media Luna (control)	0.24	3	0.064	0.132	48.63
	11/4/03	Veril	0.11	10	0.039	0.120	32.35
Diciembre	12/10/03	Media Luna (Frontón)	0.26	10	0.012	0.162	7.52
	12/10/03	Media Luna (control)	0.24	3	0.081	0.164	49.30
	12/10/03	Veril	0.16	10	0.029	0.147	19.92

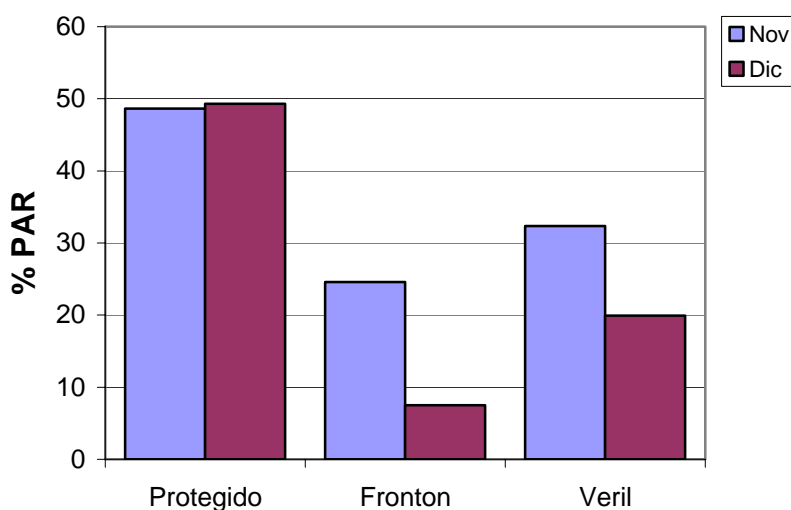


Figura 21. Porcentaje de radiación fotosintética activa (PAR) durante los meses de noviembre y diciembre de 2003 en los arrecifes de Media Luna (parte protegida y frontón) y el Veril.

Tabla 14. Coeficientes de atenuación de radiación ultravioleta  $K_d$ , irradianza y porcentaje de radiación ultravioleta total (UVT) en los arrecifes de Media Luna y El Veril en La Parguera.

		$K_d$ ( $m^{-1}$ )	Z (m)	Ed (z)	UVT	% UVT(z)
Veril	Nov 4/03	0.11	10	1001.4	2888.2	34.67
	Nov 20/03	0.28	14	54.1	2731.2	1.98
	Nov 25/03	0.19	13	331.5	4175.3	7.94
	Dic 10/03	0.21	12	303.1	3578.0	8.47
Media Luna Frontón	Nov 4/03	0.25	12	163.7	3290.5	4.97
	Nov 20/03	0.48	14	4.0	3270.1	0.12
	Nov 25/03	0.39	12	40.6	4148.4	0.98
	Dic 10/03	0.38	12	42.6	4045.3	1.05
Media Luna protegido	Nov 4/03	0.23	3	1914.8	3440.9	55.65
	Nov 20/03	0.39	3	747.8	3513.6	21.28
	Nov 25/03	0.44	3	1127.8	4235.4	26.63
	Dic 10/03	0.41	4	806.1	4122.3	19.55

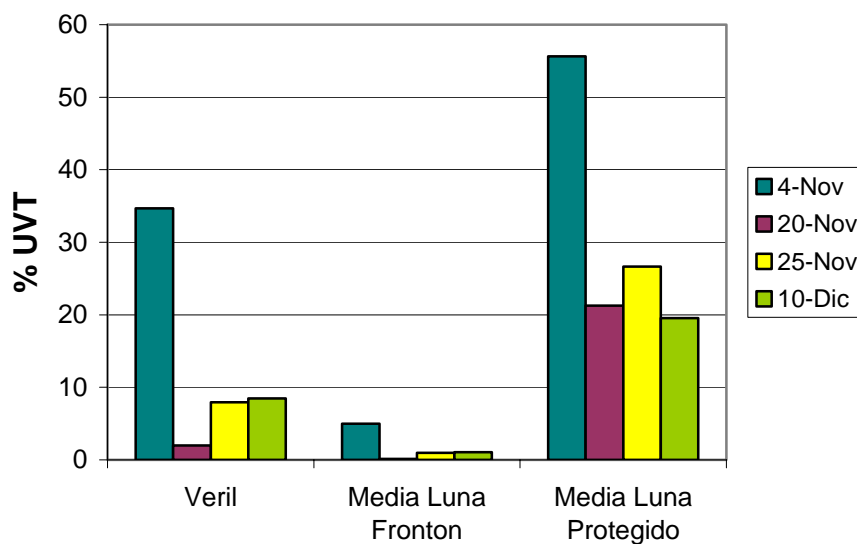


Figura 22. Porcentaje de radiación ultravioleta (UVT) entre noviembre y diciembre de 2003 en los arrecifes de Media Luna (parte protegida y frontón) y el Veril.

El promedio de clorofila-a (Tabla 15) utilizando el fluorómetro SCUFA, muestra al Veril con aumento considerablemente luego de las lluvias intensas (cerca de 5 pulgadas) durante los días 13 y 14 de noviembre. Además, las variaciones diarias aumentaron de  $1\mu\text{g/l}$  a  $3\mu\text{g/l}$  en el periodo post-lluvias. Media Luna no mostró la misma tendencia y se mantuvo con valores promedio aproximadamente constantes con oscilaciones diarias frecuentes previo y posterior a las lluvias.

La turbiedad para el Veril aumentó progresivamente una vez comenzaron las lluvias y presentó los mayores valores de 0.504 NTU en diciembre. Las oscilaciones diurnas no fueron tan marcadas. Para Media Luna (a diferencia de la clorofila) la turbiedad presentó un aumento considerable de 0.94 NTU previo al evento de lluvias a 3.88 NTU luego de éstas y con periodos de alta fluctuación (Tabla 15).

Con las extracciones puntuales de clorofila-a, se pudo ver también un aumento significativo con las lluvias del mes de noviembre. En el Veril aumentó de  $0.26\mu\text{g/l}$  en octubre a  $0.62\mu\text{g/l}$  en diciembre. En Media Luna en la parte frontal se observó un aumento de casi siete veces entre octubre ( $0.15\mu\text{g/l}$ ) a diciembre ( $1.17\mu\text{g/l}$ ) y para el mismo arrecife pero en su parte protegida (control) se registró un aumento aunque no tan marcado (Figura 23). La salinidad previa a las lluvias fue de 34 (PS) en los tres sitios de muestreo y disminuyó a 33 (PS) luego de éstas. A su vez, la temperatura disminuyó de  $28^{\circ}\text{C}$  a  $27^{\circ}\text{C}$ .



Tabla 15. Valores promedio de clorofila-a ( $\mu\text{g/l}$ ) y turbiedad (NTU) entre septiembre y diciembre de 2003 en los arrecifes en los cuales se llevo a acabo el transplante de las colonias de *Acropora cervicornis* registrados mediante el fluorómetro SCUFA.

		Promedio	DS	EE
<b>Veril</b>		$\mu\text{g/l}$		
<b>Clorofila</b>	Sep 5-11	0.143	0.171	0.006
	Oct 31-Nov 4	0.056	0.122	0.005
	Nov 20-25	0.772	0.754	0.028
	Dic 8-10	0.413	0.299	0.017
<b>Turbiedad</b>	Sep 5-11	0.272	0.039	0.001
	Oct 31-Nov 4	0.297	0.043	0.002
	Nov 20-25	0.375	0.079	0.003
	Dic 8-10	0.504	0.050	0.003
<b>Media Luna</b>				
<b>Clorofila</b>	Oct 9-14	0.806	0.630	0.024
	Dic 6-8	0.859	0.428	0.026
<b>Turbiedad</b>	Oct 9-14	0.939	0.296	0.011
	Dic 6-8	3.884	2.072	0.125

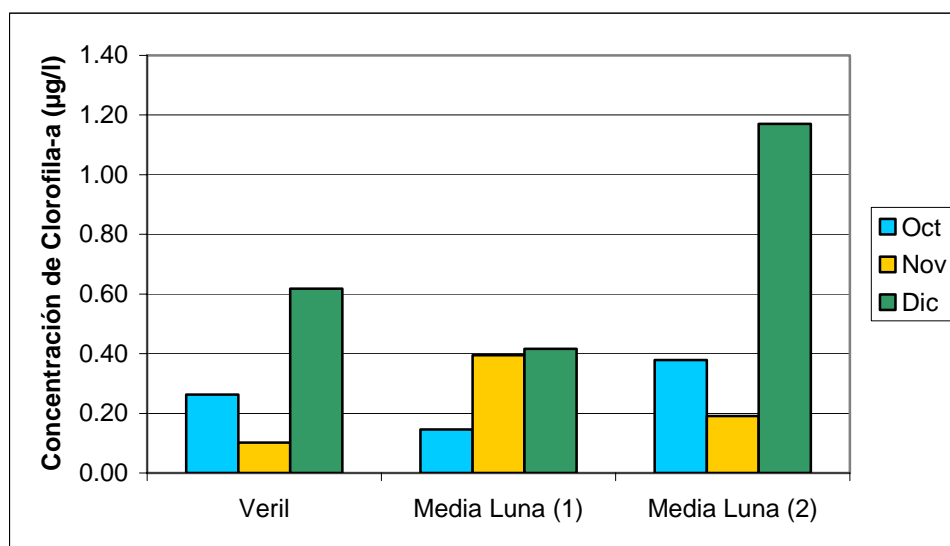


Figura 23. Concentración de clorofila-a en los arrecifes en los cuales se llevo a acabo el transplante de las colonias de *Acropora cervicornis* entre octubre y diciembre de 2003. Media Luna (1) control, Media Luna (2) frontón.

### 3.4. Discusión

Cuando se analiza el efecto de la disminución en la penetración de la luz en la especie *Acropora cervicornis*, encontramos que durante la época de lluvias la respuesta en crecimiento de las colonias del sitio de origen (control) fue significativamente mayor a las trasplantadas al frontón de Media Luna y a El Veril. Posiblemente, un efecto inicial para un menor crecimiento pudo ser el estrés causado por el trasplante mismo de un arrecife a otro, así como el cambio en la profundidad a la cual se llevaron las colonias (de 3 m a 15 m).

A la vez, las lluvias pudieron originar una disminución en la cantidad y calidad de luz disponible para la fotosíntesis por parte de las zooxantelas, que conllevaron a la expulsión y blanqueamiento de la gran mayoría de las colonias trasplantadas en Media Luna, las cuales la segunda semana de noviembre habían muerto en su totalidad. Yap et al. (1998) en sus experimentos de trasplantes analizaron factores como la luz, temperatura, movimiento del agua, sedimentación y salinidad en el crecimiento de *Porites cylindrica* y *P. rus*, e indican que la reducción de la luz con profundidad fue la única variable que presentó una relación significativa con el crecimiento. Lo cual a la vez concuerda con Guzmán y Cortés (1989), quienes mencionan que la luz más que la temperatura, fue el factor primordial en el crecimiento de coral.

Las medidas de la radiación visible y ultravioleta durante los trasplantes presentaron gran variabilidad. Se observaron cambios en la calidad de la luz con el

aumento en turbiedad resultado de las lluvias de noviembre, así como aumento en los coeficientes de atenuación vertical  $K_d$  tanto de PAR como de UVT. Según las medidas de turbiedad y junto con las observaciones visuales, se puede decir que los valores de los coeficientes de dispersión tienden a ser mayores en sitios cercanos a las costas comparado con aguas abiertas. Generalmente, se ha observado una relación lineal entre el coeficiente de dispersión y la concentración de material suspendido. No obstante, esta relación puede variar según el material suspendido que caracteriza cada sitio, al índice refractivo y a la distribución de las partículas que están influenciadas por la relación entre la dispersión y la concentración de sedimentos (Kirk, 1994).

Por ejemplo, el frontón de Media Luna al estar expuesto al efecto directo de la energía de las olas, registró los mayores valores tanto en los coeficientes de atenuación de PAR y UV así como de turbiedad. Es posible que la dispersión de la luz se hubiese llevado cabo en todos los ángulos y en todas las longitudes de onda visible debido a las partículas presentes, las cuales son producto de la resuspensión de los sedimentos del fondo. Este, al ser un material pequeño, permanecerá en suspensión por periodos de tiempo largos con consecuencias drásticas para la atenuación de la luz y así mismo, para la sobrevivencia, crecimiento y mortalidad de las colonias trasplantadas. Por lo tanto, los valores de irradianza fueron regulados por la turbiedad del agua.

Por su parte, las colonias localizadas en El Veril, en donde las partículas del sustrato estaban compuestas principalmente por sedimento calcáreo, el cual no permanece mucho tiempo en la columna del agua pudo ser beneficioso para las colonias,

ya que éstas no deben invertir energía en remover material particulado (Rogers, 1983). Aunque hubo un aumento en los coeficientes de atenuación con las lluvias, así como un aumento gradual en la turbiedad, las colonias de *Acropora cervicornis* transplantadas presentaron un crecimiento menor a las ubicadas en el sitio control, pero a la vez una condición saludable y una sobrevivencia sobre el 90 %.

El evento de las lluvias, igualmente se manifestó en los parámetros físicos de clorofila-a y turbiedad. Los efectos en la biomasa fitoplanctónica fueron mayores en el Veril, localizado más lejos de la costa, ya que paulatinamente se evidenció la entrada de agua externa posiblemente provenientes de Guánica. En Media Luna, aunque la concentración de clorofila-a fue mayor, no se evidenciaron cambios previos y posteriores a las lluvias. Es posible que no se hubiesen registrado cambios apreciables ya que el instrumento fue colocado fijo al fondo. Sin embargo, estas variaciones si fueron notables mediante las extracciones puntuales de superficie con un valor de casi siete veces mayor luego de las lluvias. Este aumento en la biomasa seguramente fue mayor en la superficie, ya que allí ocurre la estratificación causada por las masas de agua menos densas resultado del deslave insular.

El patrón de turbiedad para El Veril, aunque no mostró un cambio inmediato si registró un aumento progresivo después de las lluvias. Sin embargo, Media Luna experimentó un contraste mayor posiblemente debido al material particulado que se encuentra en este arrecife. Marszalek (1981) menciona que el tiempo de residencia de las partículas en suspensión depende del tamaño de éstas y posiblemente, ya que este arrecife

se observaba turbio gran parte del tiempo, es probable que la composición del sedimento sea precisamente de material particulado muy pequeño.

Durante la época seca, básicamente se comparó el crecimiento de *Acopora cervicornis* en dos arrecifes bajo diferentes condiciones de luz, igualmente que en un mismo arrecife a diferentes profundidades. Aunque no se encontraron diferencias significativas en el crecimiento promedio para ninguna de las combinaciones (igual arrecife vs. diferente profundidad, diferente profundidad vs. diferente arrecife y entre arrecifes), los resultados concuerdan con Yap et al. (1998), quienes e indican que la reducción de la luz con profundidad, fue la única variable que presentó una relación significativa con la respuesta de crecimiento en sus experimentos de trasplantes.

## Conclusiones

El crecimiento de *Montastrea annularis* y *M. cavernosa* no mostró correlación con los valores de irradianza de PAR. Para *M. annularis* y la irradianza de UV, igualmente no se encontró correlación y *M. cavernosa* mostró una tendencia de mayor crecimiento con mayor irradianza. Por lo cual, las propiedades ópticas del agua a pesar de las marcadas diferencias en la penetración de la luz no pudieron ser explicadas como una respuesta generalizada de crecimiento para las especies estudiadas. Igualmente, el encontrar la dominancia de los diferentes morfotipos de *M. annularis* a lo largo de la bahía de Mayagüez, podría indicar una adaptación de la especie por los cambios en la penetración de la luz. Por su parte, el encontrar una tasa de crecimiento para los arrecifes de Romero y Laurel significativamente diferente nos puede llevar a pensar que existe un cambio en las propiedades ópticas que deben ser consideradas en estudios futuros para el área de La Parguera.

A pesar de haberse encontrado diferencias significativas en los coeficientes de atenuación tanto para la radiación fotosintética como para la radiación ultravioleta, las concentraciones de clorofilas no siguieron el mismo patrón. Este resultado comprueba que las respuestas biológicas son más complejas y por lo tanto, no en todos los casos mediciones de clorofila están correlacionadas directamente con los parámetros ópticos del agua. Además, existen otros parámetros (materia orgánica disuelta coloreada, turbiedad) que regulan los coeficientes de atenuación en algunas de estas áreas.

La presencia de blanqueamiento en los arrecifes de La Parguera, y enfermedades como la plaga banda blanca tipo I y puntos oscuros “Dark spots” en Puerto Botes, afectaron colonias aisladas, pero no así las colonias estudiadas durante el estudio, lo cual hubiera podido afectar las tasas de crecimiento. De igual forma, al no observarse una variación significativa en los componentes béticos de los arrecife, así como la ausencia de enfermedades, se pueden descontar como influyentes en la dinámica de crecimiento.

El crecimiento de colonias naturales de *Acropora cervicornis* fue mayor en Media Luna con una menor penetración de la luz (mayores coeficientes de atenuación y menor irradianza) y fue menor para Puerto Botes siendo un ambiente con mayor penetración de luz. Por lo cual, se asume que la especie podría poseer algunos mecanismos de adaptación que le permite sobrevivir y crecer a niveles diferenciales de luz. Sin embargo, en los experimentos de transplante se observó como en las diferentes épocas climáticas, la respuesta en crecimiento se afectó por la presencia de material terrígeno arrastrado al mar durante la época de lluvias en el sector de La Parguera. Lo anterior, influyó significativamente las características ópticas del agua, que se tradujo en alta turbiedad en áreas intermedias de la plataforma (Media Luna) e incluso en áreas más distantes como El Veril. Consecuentemente, se registraron altos coeficientes de atenuación y una disminución en la luz disponible tanto en lo referente a la radiación fotosintética como a la radiación ultravioleta. Este deterioro en las características ópticas afectó negativamente las tasas de supervivencia y crecimiento en *A. cervicornis*, respuesta que fue corroborada en la época seca cuando no se vio afectado el crecimiento en los diferentes ambientes.

## Recomendaciones

Los métodos utilizados para determinar el crecimiento (rojo de alizarina vs. bandas de densidad), aunque están entre los más reconocidos y útiles deben usarse con una concordancia histórica en la aparición de las bandas de densidad, lo cual permita hacer comparaciones para el tiempo en que se realicen las medidas, más aun cuando éstas sean de términos de un año.

Un seguimiento de las variaciones temporales en la absorción por parte de la materia orgánica disuelta coloreada (CDOM) y la radiación ultravioleta en diferentes áreas arrecifales, con y sin la influencia de aportes fluviales, podría ayudar a entender las respuestas, tanto fisiológicas y bioquímicas, como de comportamiento de diferentes componentes de la estructura arrecifal.

Debido a que la alimentación de zooplancton es importante para muchos corales escleractinios, puesto que el aporte nitrógeno y fósforo así como de otros nutrientes no puede ser obtenido en el proceso fotosintético por parte de las zooxantelas, en investigaciones futuras se podría investigar la respuesta en crecimiento de las especies de coral bajo diferentes condiciones de alimento y nutrientes. Adicionalmente, porque se podría determinar la contribución heterotrófica vs. autotrófica en el presupuesto de carbón y energía para las especies bajo diferentes regímenes de luz.



## Literatura Citada

- Acevedo, R., J. Morelock y R. A. Olivieri. 1989. Modification of coral reef zonation by terrigenous sediment stress. *Palaios* 4: 92-100.
- Ackleson, S. G. 2003. Light in shallow waters: A brief research review. *Limnol. Oceanogr.* 48 (1-2): 323-328.
- Acosta, A y S. Zea. 1997. Sexual reproduction of the reef coral *Montastrea cavernosa* (Scleractinia: Faviidae) in the Santa Marta area, Caribbean coast of Colombia. *Mar. Biol.* 128: 141-148.
- Alfaro, M. 2002. Oceanographic features and zooplankton community structure at Mayagüez Bay, Puerto Rico. Disertación doctoral. Universidad de Puerto Rico, Mayagüez. 151 pp.
- Alfonso, E. 1995. The coastal current regime in Añasco Bay during a one year period. Tesis de Maestria. Universidad de Puerto Rico, Mayagüez. 116 pp.
- Anthony, K. R. N. y K. E. Fabricius. 2000. Shifting roles of heterotrophy and autotrophy in coral energetics under varying turbidity. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 252: 221-253.
- Aronson, R. B., P. J. Edmunds, W. F. Precht, D. W. Swanson y D. R. Levitan. 1994. Large scale, long-term monitoring of Caribbean coral reefs: simple, quick, inexpensive techniques. *Atoll Res. Bull.* 421: 1-19.
- Bak, R. P. M. 1976. The growth of coral colonies and the importance of crustose coralline algae and burrowing sponges in relation with carbonate accumulation. *Netherlands J. Sea Res.* 10: 285-337.
- Bassim, K. H y P. W. Sammarco. 2003. Effects of temperature and ammonium on larval development and survivorship in a scleractinian coral *Diploria strigosa*. *Mar. Biol.* 142: 241-252.
- Becker, L. y E. Muller. 2001. The culture, transplantation and storage of *Montastraea faveolata*, *Acropora cervicornis* and *Acropora palmata*: What we have learned so far. *Bull. Mar. Sci.* 69(2): 881-896.
- Ben-Haim, Y., M. Zicherman-Keren y E. Rosenberg. 2003. Temperature-regulated bleaching and lysis of the coral *Pocillopora damicornis* by the novel pathogen *Vibrio coralliilyticus*. *Appl. Environ. Microbiol.* 69(7): 4236-4242.
- Berkelmans, R. y J. K. Oliver. 1999. Large scale bleaching of corals on the Great Barrier Reef. *Coral Reefs* 18: 55-60.

- Bothwell, M. D., D. M. J. Sherbot y C. M. Pollock. 1994. Ecosystem response to solar ultraviolet-B radiation: Influence of trophic-level interactions. *Science* 265: 97-100.
- Bowden-Kerby, W. A. 2001a. Low-tech coral reef restoration methods modeled after natural fragmentation processes. *Bull. Mar. Sci.* 69(2): 915-931.
- Bowden-Kerby, W. A. 2001b. Coral transplantation modeled after natural fragmentation processes: Low-tech tools for coral reef restoration and management. *Disertación doctoral*. Universidad de Puerto Rico, Mayagüez. 194 pp.
- Brakel, W. H. 1979. Small-scale spatial variation in light available to coral reef benthos: quantum irradiance measurements from Jamaican reef. *Bull. Mar. Sci.* 29: 406-413.
- Bricaud, A., A. Morell y L. Prieur. 1981. Absorption by dissolved organic matter of the sea (yellow substances) in the UV and visible domains. *Limnol and Oceanogr.* 26(1): 43-53
- Bruckner, A. W y T. F. Hourigan. 2000. Proactive management for conservation of *Acropora cervicornis* and *Acropora palmata*: application of the U.S. Endangered species act. *Proceed. 9<sup>th</sup> Int. Coral. Reef Symp.* Vol 2: 661-665
- Bruckner, A y R. J. Bruckner. 2000. Coral predation by *Sparisoma viride* and lack of relationship with coral disease. *9<sup>th</sup> Int. Coral. Reef Symp.* Vol 2: 1245-1249.
- Bythell, J.C., M. Bythell y E.H. Gladfelter. 1993. Initial results of a long-term coral reef monitoring program: Impact of Hurricane Hugo at Buck Island Reef National Monument, St. Croix, U.S. Virgin Islands. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 172 (1-2): 171-183.
- Capella, J. E. y K. A. Grove. 2002. A review of oceanographic data from de Mayagüez and Añasco Bay system. Final project report. University of Puerto Rico. Mayagüez Campus, Mayagüez, Puerto Rico. 48pp.
- Carleton, J. H. y T. J. Done. 1995. Quantitative video sampling of coral reef benthos: large-scale application. *Coral Reef* 14: 35-46.
- Carricart-Ganivet, J. P., A. U. Beltrán-Torres, M. Merino y M. A. Ruíz-Zárate. 2000. Skeletal extension, density and calcification rate of the reef building coral *Montastraea annularis* (Ellis and Solander) in the Mexican Caribbean. *Bull. Mar. Sci.* 66: 215-224.
- Carricart-Ganivet, J. P. y M. Merino. 2001. Growth responses of the reef-building coral *Montastraea annularis* along a gradient of continental influence in the southern Gulf of Mexico. *Bull. Mar. Sci.* 68(1): 133-146.

- Causey, B., J. Delaney, E. Diaz, D. Dodge, J. R. García, J. Higgins, W. Jaap, C. A Matos, G. P. Schmahl, C. Rogers, M. W. Miller y D. Turgeon. 2000. Status of coral reefs in the US Caribbean and Gulf of Mexico: Florida, Texas, Puerto Rico, US Virgin Islands and Navassa. Pages 239-258 in C. Wilkinson, ed. Status of Coral Reefs of the World 200. Global Coral Reef Monitoring Network. Australian Institute of Marine Science.
- Chalker, B. E. 1981. Simulating light-saturation curves for photosynthesis and calcification by reef-building corals. *Mar. Biol.* 63: 135-141.
- Chalker, B. E., W. C. Dunlap y J. K. Oliver. 1983. Bathymetric adaptations of reef-building corals at Davis Reef, Great Barrier Reef, Australia. II. Light saturation curves for photosynthesis and respiration. *J. of Exp. Mar. Biol. and Ecol.* 73: 37-56.
- Coles, S. L. y B. Brown. 2003. Coral bleaching – Capacity for Acclimatization and Adaptation. *Advances in Mar. Biol.* 46: 183-223.
- Connell, J. H. 1978. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science.* 199: 1302-1310.
- Connell, J. H. 1997. Disturbance and recovery of coral assemblages. *Proc 8<sup>th</sup> Int. Coral Reef Symp.* Panamá, pp 9-22.
- Crossland, C. J. 1981. Seasonal growth of *Acropora cf formosa* and *Pocillopora damicornis* on a high latitude reef (Houtman Abrolhos, Western Australia). *Proc. 4<sup>th</sup> Int Coral Reef Symp.* 1: 663-667.
- Cruz-Piñon, G., J. P. Carricart-Ganivet y J. Espinoza-Avalos. 2003. Monthly skeletal extension rates of the hermatypic corals *Montastraea annularis* and *Montastraea faveolata*: biological and environmental controls. *Mar. Biol* 143: 491-500.
- Detrés, Y. 2001. Effects of ultraviolet radiation on the tropical marine macrophyte *Thalassia testudinum* (König). *Disertación doctoral.* Universidad de Puerto Rico, Mayagüez. 138 pp.
- Detrés, Y., R. A. Armstrong y X. M. Connelly. 2001. Ultraviolet-induced responses in two species of climax tropical marine macrophytes. *J. Photochem. Photobiol.* 62: 55-66.
- Dodge, R. E. y G. W. Brass. 1984. Skeletal extension, density and calcification of the reef coral *Montastrea annularis*: St Croix US Virgin Islands. *Bull. Mar. Sci.* 34: 288-307.
- Done, T. J. 1982. Patterns in the distribution of coral communities across the central Great Barrier Reef. *Coral Reefs.* 1(2): 95-107.

- Dunne, R. P. y B. E. Brown. 1996. Penetration of solar UVB radiation in shallow tropical waters and its potential biological effects on coral reefs; results from the central Indian Ocean and Andaman Sea. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 144: 109-118.
- Dunne, R. P. y B. E. Brown. 2001. The influence of solar radiation on bleaching of shallow water reef corals in the Andaman Sea, 1993-1998. *Coral Reefs* 20: 201-210.
- Dustan, P. 1975. Growth and form in the reef building coral *Montastrea annularis*. *Mar. Biol.* 33: 101-107
- Dustan, P. 1982. Depth-dependent photoadaptation by zooxanthellae of the reef coral *Montastrea annularis*. *Mar. Biol.* 68: 253-264.
- Edmunds, P. J. y P. S. Davis. 1989. An energy budget for *Porites porites* (Scleractinia) growing in a stressed environment. *Coral Reefs* 8: 37-43.
- Falkowski, P. G. y Z. Dubinsky. 1981. Light-shade adaptation of *Stylophora pistillata*, a hermatypic coral from the Gulf of Eliat. *Nature* 289: 172-174.
- Falkowski, P. G., P. J. Jokiel y R. A. Kinzie III. 1990. Irradiance and corals, pp. 89-107. In *Ecosystems of the world: Coral reefs*. Elsevier.
- Fitt, W. K., B. E. Brown, M. E. Warner y R. P. Dunne. 2001. Coral bleaching: interpretation of thermal tolerance limits and thermal thresholds in tropical corals. *Coral Reefs*. 20: 51-56
- Fleischmann, E. 1989. The measurement and penetration of ultraviolet radiation into tropical marine water. *Limnol. Oceanogr.* 34: 1623-1629.
- García-Sais, J., R. Castro, J. Sabater y M. Carlo. 2001. Coral Reef Communities from natural reserves in Puerto Rico: a quantitative baseline assessment for prospective monitoring programs. Final report Department of Natural Resources, Puerto Rico.
- García-Sais, J., J. Morelock, R. Castro, C. Goenaga y E. Hernandez. 2003. Puertorrican reefs: research synthesis, present threats and management perspectives. In: J. Cortés (ed) *Latin American Reefs*. Elsevier Publ. pp 111-130.
- Gil-Agudelo, D. L. y J. Garzon-Ferreira. 2001. Spatial and seasonal variation of dark spot disease in coral communities of the Santa Marta area (Colombian Caribbean). *Bull. Mar. Sci.* 69: 619-629.
- Gilbes, F., J. M. López y P. M. Yoshioka. 1996. Spatial and temporal variations of phytoplankton chlorophyll a and suspended particulate matter in Mayagüez Bay, Puerto Rico. *J. Plankton Res.* 18(1): 29-43.

- Gilmour, J. P. 2002. Acute sedimentation causes size-specific mortality and asexual budding in the mushroom coral, *Fungia fungites*. Mar. Freshw. Res. 53: 805-812.
- Gladfelter, E. H., R. K. Monahan y W. B. Gladfelter. 1978. Growth rates of five reef-building corals in the northeastern Caribbean. Bull. Mar Sci. 28(4): 728-734.
- Gladfelter, E. H. 1984. Skeletal developments in *Acropora cervicornis*. III. A comparison of monthly growth rates of linear extension and calcium carbonate accretion measured over a year. Coral Reefs 3: 51-57.
- Gleason, D. F. y G. M. Welington. 1993. Ultraviolet radiation and coral bleaching. Nature. 365: 836-838
- Gleason, D. F. y G. M. Welington. 1995. Variation in UVB sensitivity of planula larvae of the coral *Agaricia agaricites* along a depth gradient. Mar. Biol. 123: 693-703.
- Glynn P. W. 1973. Ecology of a Caribbean coral reef. The *Porites* reef flat biotope: Part I. Meteorology and hydrography. Mar. Biol. 20: 297-318.
- Glynn, P. W. y L. d' Croz. 1990. Experimental evidence for high temperature stress as the cause of El Niño-coincident coral mortality. Coral Reefs 8: 181-191.
- Glynn P. W. 1993. Coral reef bleaching: ecological perspectives. Coral Reefs 12: 1-17.
- Goenaga, C. 1988. The Distribution and Growth of *Montastraea annularis* (Ellis and Solander) in the Puerto Rican Inshore Platform Reefs. Disertación Doctoral. Departamento de Ciencias Marinas, Universidad de Puerto Rico. Mayagüez , Puerto Rico. 186 pp.
- Goenaga, C., V. P. Vicente y R. Armstrong. 1989. Bleaching induced mortalities in reef corals from La Parguera, Puerto Rico: A precursor of change in the community structure of coral reefs?. Carib. J. Sci. 25: 59-65.
- Goreau, T. J. y R. L. Hayes. 1994. Coral bleaching and ocean "hot spots". Ambio 23: 176-180.
- Greenburg, A E., R. R. Trussel, L. S. Clesceri y M. A. H. Franson. 1985. Turbidity. Pages 133-140 in A. E. Grennberg et al., eds., Standard methods for the examination of water and wastewater. Am. Public Health Assn., 16<sup>th</sup> ed., Washington, D.C.
- Guzman, H. M. y J. Cortes. 1989. Growth rates of eight species of scleractinian corals in the eastern Pacific (Costa Rica). Bull. Mar. Sci. 44: 1186-1194.

- Harriot, V. J. 1999. Coral growth in subtropical eastern Australia. *Coral Reefs* 18: 281-291.
- Highsmith, R. C. 1982. Reproduction by fragmentation in corals. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 7: 207-226.
- Highsmith, R. C., R. L. Lueptow y S. C. Schonberg. 1983. Growth and bioerosion of three massive corals on the Belize barrier reef. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 13: 261-271.
- Hoegh-Guldberg, O. 1999. Climate change, coral bleaching and the future of the world's coral reefs. *Mar. Freshw. Res.* 50: 839-866.
- Hubbard, D. K. y D. Scaturro. 1985. Growth rates of seven species of scleractinian corals from Cane Bay and Salt River, St. Croix, U.S.V.I. *Bull. Mar. Sci.* 36: 325-338.
- Hubbard, D. K. 1986. Sedimentation as a control of reef development: St. Croix, U.S.V.I. *Coral Reefs* 5: 117-125.
- Hudson, J. H. 1981. Growth rates of *Montastrea annularis*: a record of environmental change in the Key Largo Coral Reef Marine Sanctuary, Florida. *Bull. Mar. Sci.* 31(2): 444-459.
- Hughes, T. P y J. B. C. Jackson. 1985. Population dynamics and life histories of foliaceous corals. *Ecol. Monogr.* 55(2): 141-166
- Hughes, T. P., A. M. Szmant, R. Steneck, R. Carpenter y S. Miller. 1999. Algal blooms on coral reefs: what are the causes?. *Limnol. Oceanogr.* 44: 1538-1586.
- Huston, M. 1985. Variation in coral growth rates with depth at Discovery Bay, Jamaica. *Coral Reefs* 4: 19-25.
- Hutchinson, G. 1961. The paradox of the plankton. *Am. Nat.* 95: 137-145
- Intes, A. y B. Caillart. 1994. Tikehau, an atoll of the Tuamoto archipelago (French Polynesia). *Atoll Res. Bull.* 415: 1-34.
- Jaap, W. C., J. C. Halas y J. C. Muller. 1988. Community dynamics of stony corals (Milleporina and Scleractinia) at Kay Largo National Marine Sanctuary, Florida, during 1981-1986. *Proc. 6<sup>th</sup> Int. Coral Reef Symp. Tahiti* 2: 237-243.
- Jackson J. B. C. y T. P. Hughes. 1985. Adaptive strategies of coral-reef invertebrates. *Am. Sci.* 73: 265-274.

- Jackson J. B. C. 1992. Pleistocene perspectives on coral reef community structure. *Amer. Zool.* 32:719-731.
- Jackson J. B. C., M. X. Kirby, W. H. Berger, K. A. Bjorndal, L. W. Botsford, B. J. Bourque, R. H. Bradbury, R. Cooke, J. Erlandson, J. A. Estes, T. P. Hughes, S. Kidwell, C. B. Lange, H. S. Lenihan, J. M. Pandolfi, C. H. Peterson, R. S. Steneck, M. J. Tegner y R. R. Warner. 2001. Historical overfishing and the recent collapse of coastal ecosystems. *Science.* 293: 629-638.
- Jeffrey, S. W., R. F. C. Mantoura y S. W. Wright. 1997. *Phytoplankton pigments in oceanography: guidelines to modern methods.* Score and Unesco, 661pp
- Jennings, S y N. V. C. Polunin. 1997. Impacts of predator depletion by fishing on the biomass and diversity of non-target reef fish communities. *Coral reef* 16: 71-82.
- Jokiel, P. L y R. H. York. 1984. Importance of ultraviolet radiation in photoinhibition of microalgal growth. *Limnol Oceanogr.* 29: 192-199.
- Jones, R. J., S. Ward, A. Y. Amri y O. Hoegh-Guldberg. 2000. Changes in quantum efficiency of photosystem II of symbiotic dinoflagellates of coral after heat stress, and of bleached coral sampled after the 1998 Great Barrier Reef mass bleaching event. *Mar. Freshw. Res.* 51: 63-71.
- Kaczmarek, I., T. C. Clair, J.M. Erhman, S. L MacDonald, D. Lean y K. E. Day. 2000 The effect of ultraviolet B on phytoplankton populations in clear and brown temperate Canadian lakes. *Limnol Oceanogr.* 45: 651-663.
- Kirk, J. T. O. 1994. *Light and photosynthesis in aquatic ecosystems.* Cambridge University Press, London. 525pp
- Kjeldstad B., O. Frette, S. R. Erga, H. I. Browman, P. Kuhn, R. Davis, W. Miller y J. J. Stamnes. 2003. UV (280 to 400 nm) optical properties in a Norwegian fjord system and an intercomparison of underwater radiometers. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 256: 1-11.
- Kleypas, J. A. 1996. Coral reef development under naturally turbid conditions: fringing reefs near Broad Sound, Australia. *Coral Reefs.* 15: 153-167.
- Knowlton N., E. Weil, L. A. Weigh y H. M. Guzmán. 1992. Sibling species in *Montastraea annularis*, coral bleaching, and the coral climate record. *Science* 255: 330-333.
- Knuston, W., R. W. Buddemeier y S. V. Smith. 1972. Coral chronometers: seasonal growth bands in reef corals. *Science* 20: 270-272.

- Koop, K., D. Booth, A. Broadbents, J. Brodie, D. Bucher, D. Capone, J. Colls, W. Dennison, M. Erdmann, P. Harrison, O. Hoegh-Guldberg, P. Hutchings, G. B. Jones, A. W. D. Larkum, J. O'Neil, A. Steven, E. Tentori, S. Ward, J. Williamson y D. Yellowlees. 2001. ENCORE: The effect on nutrient enrichment on Coral Reefs. Synthesis of Results and Conclusions. *Mar. Poll. Bull.* 42(2): 91-120.
- Kuffner, I. B., M. E. Ondrusek, y M. P. Lesser. 1995. Distribution of mycosporine-like amino acids in the tissue of Hawaiian scleractinia: A depth profile. Ultraviolet radiation and coral reefs. D. Gulko & P. L Jokiel (eds). HIMB Tech. Report #41. UNIHI-Sea Grant-CR-95-03.
- Kuta, K. G. y L. L. Richardson. 2002. Ecological aspects of black band disease of corals: relationships between disease incidence and environmental factors. *Coral Reefs*. 21: 393-398.
- Lapointe, B. E., M. M. Littler y D. S. Littler. 1997. Macroalgal overgrowth of fringing coral reefs at Discovery Bay, Jamaica: button-up versus top-down control. *Proc. 8<sup>th</sup> Int. Coral Reef Symp.* 1: 927-932.
- Lasker, H. R. 1980. Sediment rejection by reef corals: the roles of behavior and morphology in *Montastrea cavernosa* (Linnaeus). *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 47: 77-87.
- Laydoo, R. S. 1996. Coral transplantation in reef management at Buccoo Reef, south-west Tobago. *Caribb. Mar. Stud.* 5: 67-77.
- Leder, J. M., A. M. Szmant y P. K. Swart. 1991. The effect of prolonged "bleaching" on skeletal banding and stable isotopic composition in *Montastrea annularis*. Preliminary observations. *Coral Reefs* 10: 19-27.
- Legendre, L y P. Legendre. 1983. *Numerical Ecology*. Elsevier Scientific Pub. Co., Amsterdam.
- Lesser, M. P., W. R. Stochaj, D. W. Tapley y J. M. Shick. 1990. Bleaching in coral reef anthozoans: effects of irradiance, ultraviolet radiation and temperature, on the activities of protective enzymes against active oxygen. *Coral Reefs* 8: 225-232.
- Lindahl, U. 1998. Low-tech restoration of degraded coral reefs through transplantation of staghorn corals. *Ambio*. 27(8): 645-650.
- Lirman, D y P. Fong. 1997. Susceptibility dynamics of macroalgal communities to storm intensity, duration, and frequency. *Proc 8<sup>th</sup> Int. Coral reef Symp.* 561-566.
- Lirman, D. 2001. Competition between macroalgae and corals: effects of herbivore exclusion and increased algal biomass on coral survivorship and growth. *Coral Reefs* 19: 392-399.



- Logan, A. y T. Tomascik. 1991. Extension growth rates in two coral species form high-latitude reefs of Bermuda. *Coral Reefs*. 10: 155-160.
- Lotze, H., B. Worm, M. Molis y M. Walh. 2002. Effects of UV radiation and consumers on recruitment and succession of a marine macrobenthic community. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 243: 57-66
- Lough, J. M. y D. J. Barnes. 1990. Possible relationships between environmental variables and skeletal density in a coral colony from the central Great Barrier Reef. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 134: 221-241.
- Lough, J. M. y D. J. Barnes. 2000. Climate change and growth of *Porites*. *Proc. 9<sup>th</sup> Int. Coral Reef Symp.* pp 250.
- Loya, Y. 1976. Effects of water turbidity and sedimentation on the community structure of Puerto Rican corals. *Bull. Mar. Sci.* 26(4): 450-466
- Maritonera, S., A. Morel y B. Gentili. 1994. Diffuse reflectance of oceanic shallow waters: Influence of water depth and bottom albedo. *Limnol. Oceanogr.* 39: 1689-1703.
- Marszalek, D. S. 1981. Impact of dredging on a subtropical reef community, southeast Florida, U.S.A. *Proc. 4<sup>th</sup> Int. Coral Reefs Symp.* 1: 147-154.
- McClanahan, T. R. 1995. A coral ref. ecosystem-fisheries model: impact of fishing intensity and catch selection on reef. *Structure and processes. Ecol. Model.* 80:1-19.
- McCook, L. J. 1999. Macroalgae, nutrients and phase shifts on coral reefs: Scientific issues and management consequences for the Great Barrier Reef. *Coral Reefs* 18: 1-11.
- Meesters, E. H. y R. P. M. Bak. 1993. Effects of coral bleaching on tissue regeneration potential and colony survival. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 96: 189-198.
- Meesters, E. H., M. Noordeloos, R. P. M. Bak. 1994. Damage and regeneration: links to growth in the reef-building coral *Montastrea annularis*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 112: 119-128.
- Mitchell, J. F. B. 1988. Local effects of greenhouse gases. *Nature* 332: 339-400.
- Molis, M., M. Lenz y M. Wahl. 2003. Radiation effects along a UV-B gradient on species composition and diversity of a shallow-water macrobenthic community in the western Baltic. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 263: 113-125.
- Morelock, J., N. Schneiderman, y W. Bryant. 1977. Shelf reefs, southwestern Puerto Rico. *Studies in Geology* 4:17-25.

- Morelock, J., E. A. Winget y C. Goenaga. 1990. Geologic maps of the Puerto Rico insular shelf, Parguera to Guanica Misc. Investigations, U.S. Geological Survey.
- Morelock, J y W. Ramírez. 2002. Coral reef study – Mayagüez Bay.  
<http://cima.uprm.edu/~morelock/myzfinalRPT.htm>
- Mortsch, L. D. y F. H. B. Quinn. 1996. Climate change scenarios for Great Lakes Basin ecosystem studies. *Limnol. Oceanogr.* 41: 903-911
- Nordermar, I., M. Nyström y R. Dizon. 2003. Effects of elevated seawater temperature and nitrate enrichment on the branching coral *Porites cylindrica* in the absence or particulate food. *Mar. Biol.* 142: 669-677.
- Nyström, M., I. Nordermar y M. Tedengren. 2001. Simultaneous and sequential stress from increased temperature and copper on the metabolism of the hermatypic coral *Porites cylindrica*. *Mar. Biol.* 138: 1225-1231.
- Ohlhorst, S. L., W. D. Liddell y R. J. Taylor. 1988. Taylor. Evaluation of reef census techniques. *Proc. 6<sup>th</sup> Int. Coral Reefs Symp.* 2: 319-324.
- Oliver, J. K., B. E. Chalker y W. C. Dunlap. 1983. Bathymetric adaptations of reef-building corals at Davies Reef, Great Barrier Reef, Australia I. Long term growth responses of *Acropora formosa* (Dana 1846). *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 73: 11-35.
- Orce, V. L. y W. W. Helbling. 1997. Latitudinal UVR-PAR measurements in Argentina: extent of the 'ozone hole'. *Global and Planetary Change* 15: 113-121.
- Otero, E. y K.K. Carbery. 2005 (En prensa). Chlorophyll a and turbidity patterns over coral reef systems of La Parguera, Reserve. *Revista de Biología Tropical.* 52(4).
- Piazena, H. y D. P. Häder. 1994. Penetration of solar UV radiation in coastal lagoons of the southern Baltic sea and its effect on phytoplankton communities. *Photochem and Photobiol.* 60(5): 463-469.
- Porter, J. W. y O. W. Meier. 1992. Quantification of loss and change in Florida reef coral populations. *Amer. Zool.* 32: 625-640
- Porter, J. W., S. K. Lewis y K. G. Porter. 1999. The effects of multiple stressors on the Florida Keys coral reef ecosystem: a landscape hypothesis and physiological test. *Limnol. Oceanogr.* 44: 941-949.
- Prada, M. C. 2002. Mapping benthic habitats on the south west of Puerto Rico as determined by side scan sonar. *Disertación Doctoral.* Departamento de Ciencias Marinas, Universidad de Puerto Rico. Mayagüez , Puerto Rico. 177 pp.

- Richardson, L. L. 1998. Coral diseases: what is really known?. *Trends in Ecology and Evolution*. 13(11): 438-443.
- Riegl, B. 1995. Effects of sand deposition on scleractinian and alcyonacean corals. *Mar. Biol.* 121: 517-526.
- Rogers, C. S. 1979. The effect of shading on coral reefs structure and function. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 41: 269-288.
- Rogers, C. S. 1983. Sublethal and lethal effects of sediments applied to common Caribbean reef corals in the field. *Mar. Poll. Bull.* 14(10): 378-382.
- Rogers, C. S. 1990. Responses of coral reefs and reef organisms to sedimentation. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 62: 185-202.
- Rogers, C. S. y J. Miller. 2001. Coral bleaching, hurricane damage, and benthic cover on coral reef in St. John, US. Virgin Islands: A comparison of surveys with the chain transect method and videography. *Bull. Mar. Sci.* 69(2): 459-470.
- Rosenberg, E. y Y. Ben-Haim. 2002. Microbial diseases of corals and global warming. *Environ. Microbiol.* 4: 318-326.
- Sabater, M. G. y H. T. Yap. 2002. Growth and survival of coral transplants with and without electrochemical deposition of CaCO<sub>3</sub>. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 272: 131-146.
- Santas, R., A. Korda, Ch. Lianou y P. Santas. 1998. Community responses to UV radiation. I. Enhanced UVB effects on biomass and community structure of filamentous algal assemblages growing in a coral reef mesocorm. *Mar. Biol.* 131: 153-162.
- Schleyer, M. H. y L. Celliers. 2003. Coral dominance at the reef-sedimentation interface in marginal coral communities at Sodwana Bay, South Africa. *Mar. Freshw. Res.* 54: 967-972.
- Sheppard, C. R. 1982. Coral populations on reef slopes and their major controls. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 7:83-115.
- Shick, J. M., M. Lesser, W. C. Dunlap, W. R. Stochaj, B. E. Chalker y W. Won. 1995. Depth-dependent responses to solar ultraviolet radiation and oxidative stress in the zooxanthellate coral *Acropora microphthalma*. *Mar. Biol.* 122: 41-51.
- Shick, J. M., M. Lesser y P. Jokiel. 1996. Effects of ultraviolet radiation on coral and other coral reef organisms. *Global Change Biol.* 2: 527-545.

- Shinn, E. A., G. W. Smith, J. M. Prospero, P. Betzer, M. L. Hayes, V. Garrison y R. T. Barber. 2000. African Dust and the demise of Caribbean Coral Reefs. *Geophys. Res. Lett.* 27(19): 3029-3032.
- Smith, R. C. y K. S. Baker. 1986. Penetration of UV-B and biologically effective dose-rates in natural waters. *Photochem and Photobiol.* 29: 311-323.
- Sokal, R. R. y J. Rohlf. 1995. *Biometry. The principles and practice of statistics in biological research.* 3<sup>th</sup> Edition. 887 pp.
- Soong, K. 1991. Sexual reproductive patterns of shallow-water reef corals in Panama. *Bull. Mar. Sci.* 49: 832-846.
- Szmant, A. M. y N. J. Gassman. 1990. The effects of prolonged 'bleaching', on the tissue biomass and reproduction on the reef coral *Montastrea annularis*. *Coral Reefs.* 8: 217-224.
- Szmant, A. M. 1991. Sexual reproduction by the Caribbean reef corals *Montastrea annularis* and *M. cavernosa*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 74: 13-25.
- Szmant, A. M., E. Weil, M. Miller y D. E. Colon. 1997. Hybridization within the species complex of the scleractinian coral *Montastraea annularis*. *Mar. Biol.* 129: 561-572.
- Telesnicki, G. J. y W. M. Goldberg. 1995. Comparison of turbidity measurement by nephelometry and transmissometry and its relevance to water quality standards. *Bull. Mar. Sci.* 57(2): 540-547.
- Tomascik, T. y F. Sander. 1985. Effects of eutrophication on reef-building corals. I. Growth rate of the reef-building coral *Montastraea annularis*. *Mar. Biol.* 87: 143-155.
- Tomascik, T. y F. Sander. 1987. Effects of eutrophication on reef-building corals. III. Reproduction of the reef building coral *Porites porites*. *Mar. Biol.* 94: 77-94.
- Torres, J. L. 2001. Impacts of sedimentation on the growth rates of *Montastraea annularis* in southwest Puerto Rico. *Bull. Mar. Sci.* 69(2): 631-637.
- Torres, J. L. y J. Molelock. 2002. Effect of terrigenous sediment influx on coral cover and linear extension rates of three Caribbean massive coral species. *Car. J. of Sci.* 38(3-4): 222-229.
- Tunnicliffe, V.J. 1983. Caribbean staghorn coral populations: Pre-Hurricane Allen conditions in Discovery Bay, Jamaica. *Bull. Mar. Sci.* 33(1): 132-151.
- Van Woesik, R. y T. J. Done. 1997. Coral communities and reef growth in the southern Great Barrier Reef. *Coral Reefs.* 16: 103-115.

- Vásquez, N. M y V. M. Suárez. 1999. Las reservas marinas de Puerto Rico. Zona Ambiental. 1. 4pp
- Vasseur, C., B. Mostajir, C. Nozaris, M. Denis, E. Fouilland, B. Klein y S. Demers. 2003. Effects of bio-optical factors on the attenuation of ultraviolet and photosynthetically available radiation in the North Water Polynya, northern Baffin Bay: ecological implications. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 252: 1-13.
- Weber, J. N y E. W. White. 1977. Caribbean ref. corals *Montastrea annularis* and *Montastrea cavernosa* – long-term growth data as determined by skeletal X-radiography. *Am Assoc Petrol Geol* 4: 171-179.
- Wilkinson, C. R. 1999. Global and local threats to coral reef functioning and existence: review and predictions. *Mar. Freshw. Res.* 50: 867-878
- Wilkinson, C. R., O. Linden, H. Cesar, G. Hodgson, J. Rubens y A. E. Strong. 1999. Ecological and socioeconomic impacts of 1998 coral mortality in the Indian Ocean: an ENSO impact and a warning of future change. *Ambio* 28: 188-196.
- Williams, E. H. y L. Bunkley-Williams. 1990. The world-wide coral reef bleaching cycle and related sources of coral mortality. *Atoll Res. Bull.* 335. 71pp.
- Williams, E. H., P. J. Bartels y L. Bunkley-Williams. 1999. Predicted disappearance of coral-reef ramparts: a direct result of major ecological disturbances. *Global Change* 5: 839-845.
- Williams, E. H. y L. Bunkley-Williams. 2000. Marine major ecological disturbances of the Caribbean. *Infect Dis. Rev.* 2(3): 110-127.
- Winter, A., R. S. Appeldoorn, A. Bruckner, E. H. Williams y C. Goenaga. 1998. Sea surface temperature and coral reef bleaching off La Parguera, Puerto Rico (northeastern Caribbean Sea). *Coral Reefs.* 17: 377-382.
- Wyman, K. D., Z. Dubinsky, J. W. Porter y P. G. Falkowski. 1987. Light absorption and utilization among hermatypic corals: A study in Jamaica, West Indies. *Mar. Biol.* 96: 283-292.
- Yap, H. T. y E. D. Gomez. 1984. Growth of *Acropora pulchra*. II Responses of natural and transplanted colonies to temperature and day length. *Mar. Biol.* 81: 209-215.
- Yap, H. T. y E. D. Gomez. 1985. Growth of *Acropora pulchra*. III Preliminary observations on the effects of transplantation and sediment on the growth and survival of transplants. *Mar. Biol.* 87: 203-209.

Yap, H. T., R. M. Alvarez, H. M. Custodio III, R. M. Dizon. 1998. Physiological and ecological aspects of coral transplantation. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 229: 69-84.

Apéndice 1. Coeficientes de atenuación Kd, irradianza y porcentaje de radiación fotosintética activa (PAR) en los arrecifes de Media Luna, Puerto Botes y El Negro. \*indica valores de PAR calculados con relación a los registros de La Parguera.

<b>Media Luna</b>	<b>La Parguera</b>	<b>Kd (m<sup>-1</sup>)</b>	<b>Z (m)</b>	<b>Ed (z)</b>	<b>PAR Total</b>	<b>%PAR (z)</b>
Junio	5/31/02	0.08	10	0.054	0.120	44.89
Julio	7/3/02	0.18	10	0.023	0.136	16.74
Agosto	8/29/02	0.12	10	0.039	0.129	30.09
Septiembre	9/30/02	0.17	10	0.025	0.144	17.56
Octubre	10/24/02	0.31	10	0.006	0.130	4.66
Enero	1/30/03	0.21	10	0.016	0.140	11.79
Febrero	2/18/03	0.18	10	0.021	0.136	15.73
Marzo	3/20/03	0.14	10	0.044	0.182	24.40
Abril	4/24/03	0.14	10	0.048	0.202	23.96
Junio	6/3/03	0.11	10	0.056	0.222	25.33
Junio	6/25/03	0.13	10	0.031	0.114	27.23
Julio	7/24/03	0.17	10	0.027	0.148	18.25
Agosto	8/22/03	0.15	10	0.010	0.042	22.83
Noviembre	11/4/03	0.14	10	0.032	0.129	24.58
Diciembre	12/10/03	0.26	10	0.012	0.162	7.52
<b>El Negro</b>	<b>Mayagüez</b>					
Junio	6/4/02	0.09	10	0.039	0.097	*40.62
Agosto	8/30/02	0.13	10	0.050	0.178	*28.00
Febrero	2/19/03	0.21	6	0.055	0.191	*28.70
Mayo	5/13/03	0.11	5	0.102	0.180	*56.44
Septiembre	9/5/03	0.14	8	0.074	0.223	*33.04
<b>Puerto Botes</b>	<b>Desecheo</b>					
Junio	6/5/02	0.02	10	0.089	0.168	*79.72
Septiembre	9/6/02	0.11	10	0.052	0.160	*32.68
Febrero	2/20/03	0.05	10	0.076	0.211	*60.60
Mayo	5/7/03	0.14	10	0.055	0.226	*24.28
Septiembre	9/8/03	0.12	10	0.031	0.099	*31.05

Apéndice 2. Coeficientes de atenuación de radiación ultravioleta  $K_d$ , irradianza y porcentaje de radiación ultravioleta total (UVT) en los arrecifes de Media Luna, Puerto Botes y El Negro. \*UVT indican valores calculados con relación a los registros de La Parguera.

<b>Media Luna - La Parguera</b>					
	<b><math>K_d</math> (<math>m^{-1}</math>)</b>	<b>Z (m)</b>	<b>Ed (z)</b>	<b>UVT</b>	<b>% UVT (z)</b>
11/25/02	0.24	10	227.7	2511.8	9.06
12/17/02	0.22	12	181.4	2543.8	7.13
1/17/03	0.22	10	287.0	3230.8	8.88
2/18/03	0.26	11	137.8	3123.1	4.41
3/19/03	0.15	15	305.0	3364.7	9.06
4/25/03	0.28	11	169.6	3693.5	4.59
6/18/03	0.32	8	190.0	2534	7.5
6/25/03	0.23	15	76.8	2979.7	2.58
7/24/03	0.19	10	512.7	3430.7	14.94
8/22/03	0.21	12	89.9	1118.4	8.04
<b>El Negro - Mayagüez</b>					
11/26/02	0.34	8	187.7	2862.4	*6.56
2/19/03	0.20	9	644.3	3911.5	*16.47
9/5/03	0.24	8	900.8	5919.3	*15.22
<b>Puerto Botes - Desecheo</b>					
11/27/02	0.07	13	1255.7	2932.6	*42.82
2/20/03	0.07	14	2059.3	5461.4	*37.71
3/14/03	0.05	13	2068.7	3851.1	*53.72
5/7/03	0.09	13	1815.1	6014.6	*30.18
9/8/03	0.06	11	2140.7	4046	*52.91



Apéndice 3. Registro promedio de la salinidad y temperatura en los arrecifes de Puerto Botes, El Negro y Media Luna mediante el uso de CTD.

		Salinidad (PS)	Temperatura (°C)
<b>Puerto Botes</b> <b>Isla Desecheo</b>	Jun-02	36.25	28.50
	Sep-02	35.03	29.01
	Nov-02	36.33	28.59
	Mar-03	35.92	26.90
	May-03	36.00	27.82
	Sep-03	35.27	29.25
<b>El Negro</b> <b>Mayagüez</b>	Jun-02	36.25	28.49
	Sep-02	35.30	29.68
	Nov-02	35.09	28.57
	Mar-03	35.94	26.87
	May-03	35.92	27.96
	Sep-03	35.27	29.45
<b>Media Luna</b> <b>La Parguera</b>	May-02	36.15	28.19
	Jun-02	35.96	28.52
	Ago-02	35.52	29.73
	Sep-02	34.72	29.64
	Oct-02	34.68	29.26
	Nov-02	34.61	28.46
	Dic-02	35.04	27.37
	Ene.03	35.60	26.97
	Feb-03	35.88	26.54
	Mar-03	36.01	27.08
	Abr-03	35.46	28.02
	Jun-03	36.20	28.57
	Jul-03	34.94	28.41
Ago-03	34.89	29.37	

Apéndice 4. Porcentaje de cobertura béntica promedio de la biota identificada en los transectos permanente de 25 m de junio de 2002 a septiembre de 2003 en los arrecifes de Puerto Botes, El Negro y Media Luna.

<b>Tipo de Biota</b>	<b>Puerto Botes</b>	<b>El Negro</b>	<b>Media Luna</b>
Corales duros			
<i>Montastrea cavernosa</i>	3.15	0.84	1.76
<i>M. faveolata</i>	9.16	6.25	4.64
<i>M. annularis</i>	1.60	16.53	
<i>M. franksi</i>	1.12	0.74	
<i>Diploria labyrinthiformis</i>	0.68	0.24	
<i>Diploria clivosa</i>	0.29	0.16	
<i>D. strigosa</i>	0.42	0.28	
<i>Madracis decactis</i>	0.16		
<i>Porites astreoides</i>	2.32	2.75	1.12
<i>P. porites</i>	0.16	8.36	
<i>Siderastrea siderea</i>	0.77	0.32	0.88
<i>Agaricia</i> sp.	1.37	1.53	3.20
<i>Eusmilia fastigiata</i>	0.32		
<i>Leptoseris cucullata</i>			0.08
<i>Mycethophillia lamarckiana</i>		0.16	0.16
<i>M. ferox</i>	0.08	0.24	0.08
<i>Meandrina meandrites</i>	1.12		
<i>Isophyllastrea rigida</i>	0.16		
<i>Colpophyllia natans</i>	0.72		1.44
<b>Total Corales duros</b>	<b>23.60</b>	<b>37.61</b>	<b>13.36</b>
Corales blandos	0.22	3.24	22.80
Esponjas	9.76	1.31	8.32
Algas incrustantes	24.16	34.36	35.52
Macroalgas	25.97	0.24	0.16
Algas coralinas	6.13	3.38	
Algas calcáreas		2.51	0.96
Hidrozoos	0.34	0.44	
Zoantidos	0.12	0.28	0.32
Cianobacterias	1.04	1.36	0.64
Tunicados		1.11	
Abiótico	9.55	15.04	17.92

Apéndice 5. Densidad promedio de corales escleractinios (colonias por m<sup>2</sup>) en los transectos permanentes de 25 m de junio de 2002 a septiembre de 2003 en los arrecifes de Puerto Botes, El Negro y Media Luna.

<b>Especie de coral</b>	<b>Puerto Botes</b>	<b>El Negro</b>	<b>Media Luna</b>
<i>Montastrea cavernosa</i>	9.35	2.31	3.89
<i>M. faveolata</i>	6.48	4.54	7.22
<i>M. annularis</i>	3.70	19.91	
<i>M. franksi</i>	1.67	1.78	0.56
<i>Diploria labyrinthiformis</i>	1.11	0.56	
<i>D. clivosa</i>	1.57	0.83	
<i>D. strigosa</i>	1.56	0.67	
<i>Porites astreoides</i>	14.26	13.52	3.89
<i>P. porites</i>	0.56	18.33	
<i>Siderastrea sidereal</i>	2.31	0.93	4.44
<i>Agaricia</i> sp.	5.37	6.48	7.78
<i>Meandrina meandrites</i>	3.33		
<i>Leptoseris cucullata</i>			0.56
<i>Mycethophyllia ferox</i>	0.56		
<i>Eusmillia fastigiata</i>	0.56		
<i>Colpophyllia natans</i>	0.89		1.67
<i>Isophyllastrea rigida</i>	0.56		
<i>Madracis decactis</i>	0.83		
<i>Mycethophyllia ferox</i>		0.89	0.56
<i>M. lamarckiana</i>			0.56

Apéndice 6. Porcentaje de Cobertura de la Biota Identificada en los transectos permanentes de 10 m en Puerto Botes.

Tipo de Biota	Mar	May	May CRI-NOOA	Sep	Sep CRI-NOOA	Promedio
Corales Duros						
<i>Montastrea cavernosa</i>	1.52	1.84	0.70	1.56	0.70	1.26
<i>M. faveolata</i>	8.92	8.76	23.05	10.00	24.25	15.00
<i>M. annularis</i>	3.56	3.04	3.60	3.00	2.95	3.23
<i>M. franksi</i>	0.68	0.16	2.55	0.52	3.00	1.38
<i>Diploria labyrinthiformis</i>	0.00	0.16	0.75	0.08	1.30	0.46
<i>D. strigosa</i>	0.68	0.44	0.90	0.64	0.15	0.56
<i>D. clivosa</i>	0.08	0.04	0.35	0.36	0.20	0.21
<i>Madracis decactis</i>	0.20	0.00	0.00	0.00	0.00	0.04
<i>Porites asteroides</i>	2.68	2.12	1.15	3.20	1.75	2.18
<i>P. porites</i>	0.16	0.12	7.15	0.04	6.85	2.86
<i>Eusmilia fastigiata</i>	0.24	0.16	0.60	0.32	0.40	0.34
<i>Agaricia</i> sp.	2.52	2.08	4.35	2.08	5.50	3.31
<i>Siderastrea siderea</i>	0.72	0.12	0.00	0.44	0.15	0.29
<i>Mycethophyllia lamarckiana</i>	0.12	0.08	0.05	0.04	0.00	0.06
<i>M. danaana</i>	0.00	0.00	0.00	0.08	0.00	0.02
<i>Meandrina meandrites</i>	0.12	0.00	0.30	0.16	1.10	0.34
<i>Isophyllastrea rigida</i>	0.04	0.00	0.05	0.00	0.00	0.02
<i>Isophyllia sinuosa</i>	0.00	0.00	0.00	0.04	0.00	0.01
<i>Acropora cervicornis</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.35	0.07
<i>Colpophyllia natans</i>	0.44	1.00	2.35	1.60	2.35	1.55
<b>Total corales duros</b>	<b>22.68</b>	<b>20.12</b>	<b>47.90</b>	<b>24.16</b>	<b>51.00</b>	<b>33.17</b>
Corales blandos	0.60	0.08	0.00	0.00	0.00	0.14
Esponjas	6.04	3.72	3.25	5.68	3.45	4.42
Algas incrustantes	24.44	23.96	16.75	34.52	25.05	24.94
Macroalgas	30.24	40.80	25.55	11.20	6.95	22.95
Algas coralinas	3.68	3.00	4.30	5.80	7.85	4.93
Hidrozoos	0.32	0.32	0.10	0.40	0.05	0.24
Zoántidos	0.04	0.00	0.00	0.04	0.00	0.02
Cianobacterias	0.08	0.12	0.45	2.08	2.65	1.08
Abiótico	11.88	7.88	1.35	16.12	2.55	7.96
Tunicados	0.00	0.00	0.35	0.00	0.45	0.16

Apéndice 7. Densidad de corales escleractinios (#colonias/m<sup>2</sup>) en los transectos permanentes de 10 m en Puerto Botes.

<i>Especie de Coral</i>	Mar	May	May	Sep	Sep	Promedio
			CRI-NOOA		CRI-NOOA	
<i>Montastrea cavernosa</i>	2.7	3.4	0.7	2.9	0.8	2.1
<i>M. faveolata</i>	2.2	2.8	6.9	2.8	6.0	4.1
<i>M. annularis</i>	1.6	1.8	1.7	2.3	1.8	1.8
<i>M. franksi</i>	0.6	0.2	0.7	0.7	1.7	0.8
<i>Diploria labyrinthiformis</i>	0.0	0.2	0.6	0.1	0.7	0.3
<i>Diploria strigosa</i>	0.7	0.7	1.0	1.0	0.3	0.7
<i>D. clivosa</i>	0.3	0.2	0.3	0.9	0.1	0.4
<i>Madracis decactis</i>	0.4	0.1	0.1	0.0	0.0	0.1
<i>Porites asteroides</i>	6.0	4.8	3.2	8.7	4.2	5.4
<i>P. porites</i>	0.2	0.3	1.3	0.1	2.8	0.9
<i>Eusmillia fastigiata</i>	0.4	0.3	1.1	0.4	0.7	0.6
<i>Agaricia</i> sp.	2.9	2.2	2.9	2.4	3.5	2.8
<i>Siderastrea siderea</i>	0.8	0.2	0.0	0.8	0.1	0.4
<i>Mycethophyllia lamarckiana</i>	0.2	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1
<i>M. danaana</i>	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0
<i>M. ferox</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Colpophyllia natans</i>	0.1	0.2	1.0	0.6	1.1	0.6
<i>Meandrina meandrites</i>	0.3	0.1	0.4	0.3	1.3	0.5
<i>Isophyllastrea rigida</i>	0.1	0.0	0.1	0.0	0.0	0.1
<i>Isophyllia sinuosa</i>	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0
<i>Acropora cervicornis</i>	0.0	0.0	0.1	0.0	0.4	0.1
<b>TOTAL</b>	<b>19.56</b>	<b>17.81</b>	<b>22.22</b>	<b>24.33</b>	<b>25.56</b>	<b>21.89</b>

Apéndice 8. Porcentaje de Cobertura de la Biota Identificada en los transectos permanentes de 10 m en El Negro.

Tipo de Biota	Feb	May	Sep	Promedio
Corales duros				
<i>Montastrea cavernosa</i>	1.76	1.72	2.00	1.83
<i>M. faveolata</i>	5.20	6.76	5.04	5.67
<i>M. annularis</i>	11.36	10.12	11.36	10.95
<i>M. franksi</i>	2.12	1.04	0.96	1.37
<i>Diploria labyrinthiformis</i>	0.24	0.04	0.00	0.09
<i>D. strigosa</i>	0.40	0.00	0.28	0.23
<i>D. clivosa</i>	0.00	0.00	0.04	0.01
<i>Madracis decactis</i>	0.08	0.16	0.12	0.12
<i>Porites astreoides</i>	3.12	3.24	3.08	3.15
<i>P. porites</i>	11.76	11.52	12.72	12.00
<i>Siderastrea siderea</i>	0.28	0.00	0.00	0.09
<i>Agaricia</i> sp.	2.24	2.60	2.92	2.59
<i>Eusmilia fastigiata</i>	0.08	0.00	0.00	0.03
<i>Mycethophyllia ferox</i>	0.28	0.08	0.40	0.25
<i>Colpophyllia natans</i>	0.44	1.00	0.08	0.51
Total corales duros	<b>39.36</b>	<b>38.28</b>	<b>39.00</b>	<b>38.88</b>
Corales blandos	3.36	3.12	3.88	3.45
Esponjas	0.60	0.92	0.76	0.76
Algas incrustantes	33.32	38.16	37.56	36.35
Macroalgas	0.16	0.96	0.28	0.47
Algas coralinas	4.96	2.56	0.20	2.57
Algas calcáreas	4.64	4.16	3.96	4.25
Hidrozoos	0.52	0.12	0.80	0.48
Cianobacterias	0.20	0.64	4.36	1.73
Abiótico	12.40	10.24	8.48	10.37
Tunicados	0.48	0.84	0.72	0.68

Apéndice 9. Densidad de corales escleractinios (#colonias/m<sup>2</sup>) en los transectos permanentes de 10 m en el arrecife El Negro.

<b>Especie de Coral</b>	<b>Mar</b>	<b>May</b>	<b>Sep</b>	<b>Promedio</b>
<i>Montastrea cavernosa</i>	1.1	1.2	0.4	0.9
<i>M. faveolata</i>	1.2	1.6	1.8	1.5
<i>M. annularis</i>	4.0	4.1	4.8	4.3
<i>M. franksi</i>	1.2	0.8	1.4	1.1
<i>Diploria labyrinthiformis</i>	0.2	0.1	0.0	0.1
<i>D. clivosa</i>	0.0	0.0	0.2	0.1
<i>D. strigosa</i>	0.1	0.0	0.2	0.1
<i>Madracis decactis</i>	0.2	0.2	0.3	0.3
<i>Porites astreoides</i>	6.1	6.3	6.4	6.3
<i>P. porites</i>	7.2	7.9	15.4	10.2
<i>Siderastrea siderea</i>	0.2	0.0	0.0	0.1
<i>Agaricia</i> sp.	2.8	2.9	4.6	3.4
<i>Eusmilia fastigiata</i>	0.1	0.0	0.1	0.1
<i>Mycethophyllia ferox</i>	0.2	0.1	0.1	0.1
<i>Colpophyllia natans</i>	0.1	0.3	0.1	0.2
<b>TOTAL</b>	<b>24.89</b>	<b>25.56</b>	<b>36.00</b>	<b>28.8</b>