



Universidad de Carabobo
Facultad Experimental de Ciencia y Tecnología
Departamento de Biología
Proyecto de Trabajo Especial de Grado



ESTATUS DE LOS ARRECIFES CORALINOS DEL PARQUE NACIONAL SAN ESTEBAN, VENEZUELA.

Autor:

Br. Angel Guevara

Tutor académico:

Dr. José Gregorio Rodríguez



UNIVERSIDAD DE CARABOBO
FACULTAD EXPERIMENTAL DE CIENCIAS Y TECNOLOGÍA
DEPARTAMENTO DE BIOLOGÍA



ACTA

Mediante la presente se deja constancia que la **Br. Angel Denys Guevara**, Cédula de Identidad N° 19.322.857, presentó ante el Jurado aprobado por el Consejo de Departamento de Biología de la Facultad Experimental de Ciencias y Tecnología (FACYT) de la Universidad de Carabobo, su Trabajo Especial de Grado (T.E.G.), titulado: **"Estatus de los Arrecifes Coralinos del Parque Nacional San Esteban, Venezuela."**, en concordancia con los artículos 16, 17, 18 y 19 de las Normas de Interés Estudiantil. El jurado evaluador consideró que, luego de haber aprobado dicho trabajo la bachiller cumple con los méritos académicos necesarios para obtener el Título de Licenciado en Biología.

En Valencia, a los quince días del mes de octubre del año dos mil catorce.

Prof. José Gregorio Rodríguez
Tutor

Prof. Mario Palacios
Jurado Principal
Lcda. Ana Teresa Herrera
Jurado Principal

ÍNDICE GENERAL

1.	AGRADECIMIENTOS	6
2.	RESUMEN	7
3.	INTRODUCCIÓN	8
4.	OBJETIVOS DEL ESTUDIO	20
3.1	Objetivo General	20
3.2	Objetivos Específicos.....	20
5.	MATERIALES Y MÉTODOS	21
4.1	Área de estudio	21
4.2	Metodología de Campo.....	22
4.3	Análisis de Datos	26
6.	RESULTADOS.....	28
5.1	Importancia relativa, cobertura y densidad	28
5.2	Tallas y biomasa de algas.....	39
5.3	Mortalidad.....	45
5.4	Blanqueamiento y Enfermedades.....	50
7.	DISCUSIÓN	58
6.1	Importancia relativa, cobertura y densidad	58
6.2	Tallas y biomasa de algas.....	67
6.3	Mortalidad.....	69
6.4	Blanqueamiento y Enfermedades.....	71
8.	CONCLUSIONES	76
9.	ANEXOS	78
10.	BIBLIOGRAFIA	80

Índice de Figuras

Figura 1. Ubicación del Parque Nacional San Esteban dentro del territorio Nacional/Imagen satelital del área de estudio.	22
Figura 2. Importancia relativa de las especies de corales pétreos encontrados y demás categorías bentónicas en Isla Larga.	31
Figura 3. Importancia relativa de las especies de corales pétreos encontrados y demás categorías bentónicas en Santo Domingo.	32
Figura 4. Importancia relativa de las especies de corales pétreos encontrados y demás categorías bentónicas en Alcatraz.	33
Figura 5. Promedio de cobertura total de las categorías bentónicas encontradas.	34
Figura 6. Promedio de cobertura total de las especies encontradas en el parque.	35
Figura 7. Cobertura del componente bentónico encontrado en cada localidad.	36
Figura 8. Densidad de las especies de corales pétreos e hidrocorales más representativos encontrados en 1 m ² en el estrato somero.	37
Figura 9. Densidad de las especies de corales pétreos más representativos encontrados en 1 m ² en el estrato profundo.	38
Figura 10. Densidad de los erizos y pomacentridos encontrados en cada zona.	39
Figura 11. Promedio de los diámetros de las colonias encontradas en las zonas de muestreo.	40
Figura 12. Promedio de la altura de las colonias encontradas en las zonas de muestreo.	41
Figura 13. Promedio del diámetro de las especies más representativas del arrecife.	42
Figura 14. Promedio de las alturas de las especies más representativas del arrecife.	44
Figura 15. Promedio de la biomasa de las macroalgas encontradas.	45
Figura 16. Porcentajes de mortalidad registrada en cada zona.	46
Figura 17. Porcentaje de mortalidad reciente y de transición por especie en cada una de las localidades.	47
Figura 18. Porcentaje de mortalidad antigua y total por especie en Isla Larga.	48
Figura 19. Porcentaje de mortalidad antigua y total por especie en Santo Domingo.	49
Figura 20. Porcentaje de mortalidad antigua y total por especie en Alcatraz.	49
Figura 21. Porcentaje de blanqueamiento registrado en cada zona.	50
Figura 22. Colonia de <i>M. annularis</i> con parches blanqueados.	51
Figura 23. Porcentaje de blanqueamiento por especie en Isla Larga.	52
Figura 24. Porcentaje de blanqueamiento por especie en Santo Domingo.	52
Figura 25. Porcentaje de blanqueamiento por especie en Alcatraz.	53
Figura 26. Porcentajes de enfermedades observadas en cada zona.	54
Figura 27. Fotografías de enfermedades.	55
Figura 28. Porcentaje de enfermedades presentes en las diferentes localidades.	56

Índice de Tablas

Tabla 1. Listado de especies encontradas en el área de estudio.....	29
Tabla 2. Índice de diversidad de Shannon para cada localidad del parque.....	30
Tabla 3. Análisis de Spearman para establecer relaciones entre las tallas de las colonias y los porcentajes de mortalidad o blanqueamiento.....	57
Tabla 4. Análisis de Kruskal Wallis y comparaciones pareadas para los distintos componentes bentónicos de cada localidad y estrato.....	78
Tabla 5. Análisis de Kruskal Wallis y comparaciones pareadas para las tallas de cada localidad y estrato.	78
Tabla 6. Análisis de Kruskal Wallis y comparaciones pareadas para la biomasa de algas de cada localidad y estrato.....	78
Tabla 7. Análisis de Kruskal Wallis y comparaciones pareadas para los tipos de mortalidad de cada localidad y estrato.....	79

1. AGRADECIMIENTOS

A Dios por darme la fuerza y la salud todos los días para continuar mi camino. A mis padres, a mi mamá que se levantó todos los días conmigo y me dio ánimos cuando más lo necesité, en especial cuando me ayudo a corregir la bibliografía, a mi papá quien me apoyo de manera diferente pero siempre estuvo allí. A mi hermana, solo por ser como es.

A mi tutor y a su esposa, quienes me enseñaron, entre risas y sarcasmos, cuál era el camino para mí. A todos los profesores de la facultad, los cuales de manera diferente te hacen sentir que esta es tu casa y que puedes acudir a ellos cada vez que lo necesites.

A quienes me apoyaron en cada una de mis salidas, sacando tiempo de donde no lo tenían y aprendiendo conmigo solo para ayudarme, también a mis colegas tesistas con quienes compartí, no solo gastos de las salidas sino conocimientos. A mis amigos, con los que compartí esta experiencia de vida, con quienes llore, reí y hasta me moleste, pero siempre he podido contar con ellos y espero seguirlo haciendo. Y por último, pero sin restar importancia a mi jurado evaluador, quienes sacaron tiempo de sus vidas ocupadas para guiarme y corregir aquellos detalles que se pasaron por alto.

GRACIAS.

2. RESUMEN

Las comunidades coralinas se consideran como las de mayor productividad biológica y están constituidas por una asociación de especies de diferentes grupos que viven en nichos ecológicos variados, formando una compleja trama de interacciones físicas y biológicas cuya composición se ve afectada por factores ambientales, depredación, competencia y catástrofes naturales. Para el estudio de estas comunidades son necesarias evaluaciones continuas que ayuden a determinar el estado de salud de las mismas y su comportamiento a lo largo del tiempo, por lo que el objetivo de este estudio fue determinar el estado de salud de los arrecifes ubicados en el Parque Nacional San Esteban empleando como método el protocolo AGRRA. En los resultados obtenidos, se encontraron un total de 16 especies de corales pétreos, con un sustrato dominado por coral muerto cubierto de algas (53%). Se encontró una mortalidad antigua que supera el 30%, mientras que la mortalidad reciente fue menor al 0,05%, y un total de colonias totalmente muertas del 17%, mientras que la incidencia de blanqueamiento y enfermedades fue muy baja, con la enfermedad más común de lunares oscuros. Se concluye que el PNSE se encuentra en un estado de perturbación intermedio en comparación con el Caribe y otras zonas del país.

3. INTRODUCCIÓN

Los arrecifes coralinos constituyen y sostienen las comunidades más complejas del medio marino, debido a la gran diversidad de los factores físicos y los procesos biológicos que ocurren en ellos. Así, los arrecifes coralinos representan comunidades de aguas someras tropicales, en cuya estructura calcárea habita una asociación diversa de plantas y animales, ya que funciona como refugio, zona de alimentación, cría, reproducción y asentamiento larval e incluso sustrato duro para muchas especies (Glynn, 1996). Esto determina que estos ambientes sean considerados dinámicos y de gran interés biológico debido a la gran diversidad de organismos que se encuentran asociados a ellos y por todas las interacciones y procesos que allí ocurren (Ruiz *et al.*, 2003a).

Las comunidades coralinas se consideran como las de mayor productividad biológica y están constituidas por una asociación de especies de diferentes grupos que viven en nichos ecológicos variados, formando una compleja trama de interacciones físicas y biológicas cuya composición se ve afectada por factores ambientales, depredación, competencia y catástrofes naturales (Loya, 1976). Basado en esto, son ecosistemas con estructuras bien definidas, en donde el espacio es dividido y utilizado por organismos con propiedades y requerimientos diferentes.

En las últimas décadas, estos ecosistemas se han visto afectados por una gran variedad de perturbaciones, causadas por factores naturales y por el constante crecimiento de las actividades antrópicas, todo esto sumado al cambio climático que altera de forma brusca las condiciones mínimas necesarias para el desarrollo y mantenimiento de estas comunidades. Entre los agentes de perturbación más importantes destacan, el blanqueamiento (pérdida de las zooxantelas) y enfermedades caracterizadas por la muerte del tejido, como son la banda negra, banda roja, banda blanca, plaga blanca, banda amarilla y lunares oscuros, causadas en su mayoría por grupos de bacterias. Todas ellas documentadas a lo largo del Caribe y sus alrededores (Richardson *et al.*, 1998; Green & Bruckner, 2000; Gladfelter, 1982; Williams & Williams, 1988; Klomp & Kooistra, 2003).

Las enfermedades en corales pétreos han sido reportadas a lo largo del Caribe por más de dos décadas, existiendo reportes para los Cayos de Florida (Dustan, 1977; Richardson *et al.*, 1998), la barrera de Belize (Antonius & Ballesteros, 1998), Jamaica y Puerto Rico (Green & Bruckner, 2000), Colombia (Garzón & Gil, 1998), Islas Vírgenes (Edmunds, 1991) y Bermuda (Garret & Ducklow, 1975). Todos estos trabajos reseñan que estas enfermedades afectan mayormente a las especies constructoras de los arrecifes. Otro de los factores que afecta a los arrecifes, es el blanqueamiento, que se ha reportado también a lo largo del Caribe (Williams & Williams, 1988; Strong *et al.*, 1998; Deschamps *et al.* 2003; Rodríguez *et al.*, 2010); los cuales indican distintos grados de severidad.

Las Islas Vírgenes se han visto afectadas en los últimos 20 años por 8 huracanes, numerosos brotes de enfermedades y uno que otro evento de blanqueamiento, lo que ha causado una extensa mortalidad coralina en los arrecifes que rodean estas islas (Gladfelter, 1982; Edmunds & Whitman, 1991; Causey *et al.*, 2000).

En las Bahamas, un evento de mortalidad masiva afectó gran parte de los corales masivos, donde un mes después se encontraron muchos de estos corales afectados con mortalidad reciente, parcial o completa, atribuido principalmente a las enfermedades de plaga blanca y banda negra (Kramer *et al.* 2003).

En un estudio realizado en Curazao se determinó que la mayor causa de mortalidad en la zona fueron las enfermedades que involucran la pérdida de tejido, y los daños causados por huracanes. La cantidad de mortalidad parcial encontrada fue mayor en las especies masivas, siendo las más afectada *Montastraea annularis* por la enfermedad de banda amarilla (Bruckner & Bruckner, 2003).

En San Salvador, se encontraron altos porcentajes de mortalidad parcial en complejos de *M. annularis* (Peckol *et al.*, 2003a), debido posiblemente a los aumentos de temperatura ocurridos en 1995 y 1998, los cuales han resultado en blanqueamiento masivo y el subsecuente brote de enfermedades y mortalidad (McField, 1999)

En Quintana Roo, en México, hallaron altos índices de mortalidad reciente, relacionado con el alto porcentaje de enfermedades que afectaban a la zona;

determinaron también una relación positiva entre las zonas más afectadas y el tamaño de la comunidad que habita en las áreas aledañas, siendo más críticas las zonas donde la pesca y el cultivo de coco eran actividades muy desarrolladas lo que da indicios de cómo las actividades antrópica afectan los arrecifes (Ruiz *et al.*, 2003b).

En arrecifes de Yucatán, se determinó que la presencia de la banda blanca era específica a especies de *Acropora palmata*, además de que el evento de 1998, pudo haber sensibilizado a *M. annularis* a la plaga blanca (Steneck & Lang, 2003).

En el Parque Nacional Caguaza, en Puerto Rico, se hallaron altos porcentajes (7-9%) de enfermedades activas en los corales pétreos de la zona, entre las que resaltaban, la enfermedad de banda negra, banda roja y plaga blanca (Fonseca, 2003).

En las Islas Caimán, se realizó un estudio donde se vieron afectadas colonias de *A. palmata* y *A. cervicornis* con banda blanca y la enfermedad de parches blancos, y *M. annularis* con plaga blanca. En las zonas con alta mortalidad reciente, se encontró una relación directa con el alto porcentaje de enfermedades; pero cuando el índice de mortalidad reciente era bajo con un alto porcentaje de enfermedades, la forma de explicarlo fue debido a brotes de enfermedades que ocurrieron en años anteriores (Manfrino *et al.*, 2003).

A lo largo del Caribe se han reportado brotes específicos de plaga blanca (Richardson, 1998; Green & Bruckner, 2000; Weil *et al.*, 2002; Cróquer *et al.*, 2003; Weil, 2004), los cuales varían en la prevalencia e incidencia, el grado de virulencia (cantidad de tejido muerto), la cantidad y especies de colonias que son afectadas y el intervalo de profundidad en el que ocurren. En un estudio realizado para determinar el impacto de esta enfermedad en una comunidad coralina, se encontró que reduce significativamente la cobertura de coral vivo y el número de colonias vivas, y que de forma indirecta aumenta el porcentaje de cobertura de algas y las tasas de bioerosión por el pastoreo de peces, lo que perturba la reproducción de las colonias afectadas, por la reducción del tejido vivo (Cróquer *et al.*, 2005).

En una evaluación que se realizó en “Maria La Gorda”, Cuba, a pesar de que los porcentajes de incidencia de las enfermedades fue baja, se encontró un bajo porcentaje de coral vivo, con predominio de mortalidad antigua, lo que indica el daño

severo que afectó esta zona en años anteriores (Caballero *et al.*, 2007). Sin embargo, el autor destaca que dada la conducta temporal de las enfermedades, comportamiento reseñado por Richardson (1998), es necesario un monitoreo continuo y más intenso para definir si las enfermedades son las responsables de la alta mortalidad registrada en la zona.

En Venezuela también se ha documentado la presencia de enfermedades en los arrecifes coralinos tanto continentales como insulares. Bone *et al.* (2001), trabajando en el Parque Nacional Morrocoy (PNM) destaca que el bajo de Cayo Sombrero, es uno de los pocos arrecifes de esta localidad que mantienen una cobertura de coral vivo mayor al 30% y donde las especies masivas dominan la estructura arrecifal. Esto es corroborado por Cróquer y Bone (2003), quienes encontraron en el mismo bajo, que la proporción de colonias sanas fue mucho mayor que la suma de las colonias enfermas y dañadas por sedimentación, sobrecrecimiento de algas y blanqueamiento. Sin embargo, reportan presencia de enfermedades, donde la más común fue banda amarilla, que afectaba principalmente especies de *M. faveolata* y *M. annularis*. También reportaron plaga blanca, la enfermedad de lunares oscuros y señales de blanqueamiento (Cróquer & Bone, 2003).

Producto del primer monitoreo con el protocolo AGRRA, el Parque Nacional Archipiélago de Los Roques (PNALR) resultó como el tercer arrecife más sano del Caribe (Kramer, 2003). El protocolo fue aplicado en el parque por Villamizar *et al.* (2003), y encontraron, que la cobertura de coral vivo estuvo entre 30-60% en los arrecifes en la zona sur y sureste, lo que es alto comparado con otras zonas del Caribe (Kjerve, 1998; Kramer, 2003). También reportaron altas densidades de *A. palmata* y *Diploria strigosa* en zonas someras y *M. faveolata* en zonas profundas, lo que indicó que a pesar de la presencia de la enfermedad de banda blanca, las condiciones anteriores para el establecimiento y el crecimiento de estas especies han sido excelentes. Sin embargo y a pesar del grado de salud de estos arrecifes, están presentes ciertas enfermedades, siendo la más común banda amarilla, que afecta principalmente especies del género *Mostastraea*. En otro estudio para el mismo parque, reportan que las enfermedades con un amplio intervalo de distribución fueron

banda amarilla y lunares oscuros, mientras que banda negra (aguas someras) y banda blanca (acropóridos) tuvieron una distribución restringida, lo que podría indicar una estrecha relación entre la distribución de los corales en el arrecife y el hospedero que la enfermedad afecta (García *et al.*, 2003). Todo lo anterior se traduce en que a pesar de que el estado de salud es bueno, aun se siguen reportando enfermedades que afectan a la comunidad.

A. palmata, una de las principales especies constructoras de arrecifes en zonas someras, ha sufrido en las últimas décadas, una reducción drástica de su cobertura (Oliver, 2005). Estos cambios ocurrieron después de la mortandad masiva de los años 80, donde los acropóridos fueron afectados por la enfermedad de banda blanca (Gladfelter, 1982), lo que sumado a otros factores que impiden su recuperación, ha determinado su estatus actual. En este sentido, los acropóridos han permanecido con bajas densidades y sin señales de recuperación en algunas áreas del Caribe (Dahlgren, 2002); sin embargo, la persistencia de esta especie ha sido el resultado de su rápida recuperación en ambientes adecuados (Lirman, 2000).

La condición de *A. palmata* para Venezuela es similar al resto del Caribe, presentando altos porcentajes de mortalidad antigua y ciertos focos de recuperación. En el PNALR se encontraron pocas colonias con señales de banda blanca y daños causados por depredación, con una densidad y cobertura de tejido vivo más alta que la reportada en otros puntos del Caribe (Zubillaga *et al.* 2005; 2008). Para el PNM, en el arrecife de Cayo Sombrero se encuentran colonias de esta especie en condiciones saludables comparado con el resto del parque (Cróquer & Bone, 2003), poblaciones que se encuentran en grupos muy reducidos, y en donde nuevamente se presenta una alta cobertura de colonias con mortalidad antigua. Todo esto coincide con lo reportado para el resto del Caribe, donde incluso se señalan pérdidas entre 80 y 98% de las poblaciones de esta especie (Weil *et al.*, 2002).

En general, Cayo Sombrero presentó bajos porcentajes de mortalidad parcial, en donde la mortalidad antigua fue superior a la mortalidad reciente, indicando que las enfermedades y/o blanqueamiento no han estado afectando la comunidad coralina de forma severa recientemente. La mortalidad parcial y el blanqueamiento se

encontraron en varias de las colonias identificadas de Cayo Sombrero; sin embargo, el blanqueamiento total y las enfermedades estuvieron ausentes sobre los corales de *A. palmata* (Martínez & Rodríguez, 2012a).

En el caso del Parque Nacional San Esteban (PNSE), estas colonias se encontraron en condiciones saludables, solo con un 5.6% de mortalidad, sin señales de enfermedad y un bajo porcentaje de blanqueamiento, pero con una abundancia baja (Martínez & Rodríguez, 2012b). Estos autores registraron para el arrecife porcentajes de mortalidad antigua mayores a la reciente, lo que podría indicar, al igual que en Cayo Sombrero, que las enfermedades y el blanqueamiento no han afectado de forma tan severa a la comunidad recientemente, por lo que lo observado es una mortalidad acumulada. En San Esteban se registraron bajos porcentajes de blanqueamiento, y las enfermedades que se reconocieron fueron la banda amarilla y el síndrome de lunares oscuros, que afectaban a *M. annularis* y *Siderastrea siderea* (Martínez & Rodríguez, 2012b).

En un estudio comparativo entre zonas del Pacífico y el Caribe, se encontró que para el Caribe, la prevalencia de enfermedades sobrepasa el 10% de cobertura en el 20% de las transectas monitoreadas, mientras que en el Pacífico las enfermedades se observaron solo en el 2,7% de las transectas (Ruiz *et al.*, 2012). Ellos explican que este comportamiento era de esperarse, ya que para el Caribe existen reportes frecuentes de brotes de enfermedades, a diferencia del Pacífico donde el más reciente fue de un brote de banda blanca en Australia en el 2002 (Maynard *et al.*, 2010). La hipótesis que plantearon acerca de estos brotes en el Caribe, es que en parte se deben al estrés termal y antropogénico que sufren estas zonas (Barton & Casey, 2005), lo cual es muy importante debido a que la acumulación de anomalías en la temperatura del agua puede predecir la prevalencia de las enfermedades. Sin embargo, recalcan que es necesario realizar mas monitoreos en el Pacífico para poder establecer una hipótesis de factores causales (Ruiz *et al.*, 2012).

Por otro lado, en un estudio realizado en varios puntos del Caribe, se encontró que luego de un evento de blanqueamiento hubo un incremento en la prevalencia de enfermedades tales como banda amarilla (afectando *M. faveolata*) y plaga blanca

(afectando especies de los géneros *Montastraea*, *Diploria* y *Agaricia*), este incremento fue de hasta un 15% en algunas zonas, un año después del evento (Cróquer & Weil, 2009), lo que sugiere una relación directa entre ambos agentes.

El blanqueamiento si bien ha sido documentado en paralelo con las caracterizaciones de enfermedades, las investigaciones sobre este agente de estrés y el monitoreo del mismo ha tomado fuerza en las últimas décadas, producto de su mayor frecuencia dado el fenómeno de calentamiento global (Williams & Williams, 1988; Strong *et al.*, 1998; Deschamps *et al.* 2003; Rodríguez *et al.*, 2010). Este es un evento que dadas sus características necesita un constante monitoreo, ya que puede ser reversible y la única vía para establecerlo es verificando la recuperación o no del arrecife.

Un blanqueamiento de gran magnitud se reportó en 1987, el cual involucró 60 especies de corales pétreos, hidrocorales, anémonas, zoantidos, gorgónios, y al menos tres órdenes de esponjas y comenzó en el Caribe norteño, oeste de Colombia, Bahamas, Florida y Texas. Esta perturbación se dio cerca de la superficie, hasta el límite de profundidad donde aparecen las zooxantelas. Se presume que las causas de este evento fueron las altas temperaturas y/o efectos relacionados con la luz (Williams & Williams, 1988).

A mediados de 1990, se detectó en el Parque Nacional Natural Corales del Rosario, Colombia, un evento de blanqueamiento, que se extendió a lo largo del parque y en un gradiente de profundidad amplio (hasta los 30m de profundidad) con aproximadamente un 10% de los corales pétreos afectados, donde las especies más perturbadas fueron *M. annularis* y *Porites astreoides* (Solano *et al.*, 1993). Este evento también se reseñó en buena parte al Caribe, con grandes mortalidades en los Cayos de la Florida y el sureste de Puerto Rico (Glyn, 1991).

Al oriente de Brazil, se detectaron porcentajes relativamente altos de mortalidad reciente y blanqueamiento (1,5-7%), pero sin explicación alguna, ya que a la fecha no habían ocurrido brotes de enfermedades o mortalidad masiva que pudieran relacionarse con tales porcentajes. También se encontraron altas proporciones de

mortalidad antigua (64-84%) en los arrecifes franjeantes, pero esto fue explicado por la escasez de corales masivos que protejan esa zona (Kikuchi *et al.*, 2003).

Deschamps *et al.* (2003), encontraron en el Parque Marino Cayos de Tobago, colonias pálidas y parcialmente blanqueadas, probablemente aún en proceso de recuperación del evento masivo de blanqueamiento que ocurrió en el Caribe en 1998 (Strong *et al.*, 1998), y que afectó fuertemente a estos cayos también.

En las Antillas Holandesas se encontraron altos niveles de blanqueamiento parcial, lo que pudo estar relacionado con la poca luz y la alta turbidez que los huracanes Lenny y José causaron en la zona (Klomp & Kooistra, 2003).

Para las Bahamas, se halló un 15% de mortalidad reciente, atribuido principalmente a la mortalidad por blanqueamiento inducido, donde las especies más afectadas fueron *Millepora complanata*, *Agaricia tenuifolia* y de forma menos extensa, *A. palmata* (Kramer *et al.* 2003).

En Belize, se hizo un estudio luego de dos grandes eventos, una anomalía en las temperaturas y el paso del huracán Mitch, donde hasta un 50% de las colonias de *M. annularis*, y un 34% de *Diploria* spp. y *S. siderea* se vieron afectadas (blanqueadas) (Peckol *et al.*, 2001). En este estudio se hallaron solo un 44% y un 15% que seguían blanqueadas, lo que muestra señales de recuperación (Peckol *et al.*, 2003b).

En Quintana Roo, se registraron altos niveles de mortalidad reciente, lo que se atribuyó un cambio mínimo en la temperatura de estas aguas, que se mantuvo por meses, y que pudo haber disparado estos eventos de blanqueamiento detectados durante el muestreo (Ruiz *et al.*, 2003). Sin embargo estos autores no descartan el hecho de que simplemente pudiesen ser colonias que no se habían recuperado del evento masivo de blanqueamiento que ocurrió en esos arrecifes en 1998 (Strong *et al.*, 1998).

Los estudios arrecifales en Yucatan, destacan que se han dado una serie de aumentos en la temperatura de las aguas, lo que ha creado condiciones de estrés elevado y menos tiempo para la recuperación de los corales entre un evento y otro,

afectando las zonas someras con un aumento en los porcentajes de blanqueamiento y por consiguiente de mortalidad reciente (Steneck & Lang, 2003).

En una evaluación del impacto antrópico en los arrecifes de Las Islas Vírgenes, se destaca como agentes de afectación más importantes la sobrepesca, barcos encallados, daños por anclaje en el arrecife, agentes contaminantes en la zona y el aumento de la tasa de sedimentación (Roberts, 1993; Sebens, 1994; Rogers & Garrison, 2001; Rogers, 1990; MacDonald *et al.*, 1997; Anderson & MacDonald, 1998). Todo esto puede llevar a un efecto acumulativo que reduce la abundancia, diversidad, tasa de reclutamiento y puede hacer a los corales más susceptibles a enfermedades o blanqueamiento (Nemeth & Sladek, 2001).

En el Parque Nacional Marino Ballena de Costa Rica se realizó un estudio de las comunidades y arrecifes coralinos, donde se encontró una baja diversidad y una baja cobertura coralina, la cual se atribuye al fenómeno El Niño, a la sedimentación, y a la temporada de lluvias. El porcentaje de coral muerto fue de aproximadamente un 2% y el porcentaje de blanqueamiento de un 0,7% (Alvarado *et al.*, 2005). En otro parque de la zona se encontró una alta cantidad de sedimentos finos que se resuspenden con facilidad debido a la poca profundidad, lo que ha impedido que los corales se recuperen del evento de blanqueamiento de 1998 (Fonseca, 2003).

En Venezuela los trabajos de caracterización que involucran el estado de salud en ambientes arrecifales (enfermedades y blanqueamiento) han estado concentrados en las zonas insulares, particularmente en el Archipiélago de Los Roques, existiendo poca documentación de los arrecifes coralinos continentales.

En un estudio realizado en el PNALR durante el evento de blanqueamiento masivo del 2005, tan solo el 10% de las colonias resultaron afectadas (Villamizar *et al.*, 2008; Rodríguez *et al.*, 2010), sin embargo, recientemente si se ha encontrado una alta incidencia de este fenómeno. En tal sentido Bastidas *et al.* (2012) encontraron que para el 2010 el 72% de las colonias estaban blanqueadas o pálidas, mientras que a principios del 2011 el 46% seguían afectadas; además para ese mismo año se encontró un 16% de prevalencia de banda negra y un 11% para plaga blanca, lo que

podría considerarse como los registros más altos para la zona y que evidencian el incremento en el grado de afectación que ha venido sufriendo el parque.

Para la Isla de La Tortuga, si bien existe muy poca información de los arrecifes coralinos, Del Mónaco *et al.*, (2010) reportan que los mismos se encuentran altamente perturbados, con muy bajas coberturas hexacoralinas vivas y altas coberturas de coral muerto, sumado a la ausencia total de *A. palmata*. Estos autores sugieren que esto puede deberse a una mortalidad masiva que hubo en estos ambientes en los años ochenta y noventa, no descartando la posible afectación por blanqueamiento.

Todos estos fenómenos de blanqueamiento y brotes de enfermedades se suman al efecto de las actividades antrópicas y otros agentes de perturbación naturales, que dificultan aún más el proceso de recuperación de estos ambientes. Acosta y De la Guardia (2004) señalan que solo la influencia humana puede provocar a corto plazo una degradación irreversible de las comunidades coralinas; por lo que se pone en evidencia la necesidad de investigar con más detalle estos ambientes de alta diversidad (Ramírez-Villarroel, 2001).

Para Venezuela, Weil (2003) señala que las costas continentales e insulares ubicados al este, como es el caso de La Tortuga, son inestables y están sujetas a importantes cambios estacionales de temperaturas, incrementos en las concentraciones de nutrientes, surgencias provenientes de la fosa de Cariaco y afectación por la desembocadura de grandes ríos.

En el PNM se encontraban algunas de las formaciones de arrecifes coralinos continentales más importantes del país, sin embargo presenta en la actualidad un estado de deterioro acelerado. Esta situación es el resultado de la combinación de distintos impactos ecológicos que han venido haciendo presión desde hace más de tres décadas. El más destacado de estos eventos, por su impacto severo y masivo, fue el evento de mortandad ocurrido en enero de 1996, el cual es el responsable de la pérdida de la mayor parte de las especies de corales, esponjas y gorgonios, así como de un gran número de peces, moluscos y holoturoideos. Aunado a esto, se une la alta demanda turística, la pérdida de la calidad de las aguas, la alta tasa de sedimentación,

la deposición de aguas servidas y el anclaje directo en el arrecife, todos estos factores limitan la recuperación de los arrecifes del parque (Villamizar, 2000).

La caracterización realizada de este arrecife, antes y después del Evento de Mortalidad Masiva por Villamizar (2000), determinó que a pesar de que el arrecife presentaba ya cierto porcentaje de deterioro antes de este evento, este afectó a los organismos bentónicos de todas las profundidades, dejando a la comunidad arrecifal en una categoría de deterioro severo (85% de coral muero), disminuyendo también la riqueza de especies de 26 a solo 9 especies presentes en la zona. Rodríguez y Villamizar (2000), caracterizaron de nuevo el parque, donde obtuvieron un total de 7 especies de corales pétreos y en el 2008, en la misma zona, observaron una notable recuperación con un total de 23 especies (Rodríguez & Villamizar, 2008). En años más recientes, López y Rodríguez (2010), en un arrecife ubicado al sur este de Cayo Peraza, en la zona norte del PNM, reportaron un total de 13 especies, lo que indica que las comunidades arrecifales se encuentran en constante cambio por lo que son necesarios seguimientos anuales de la zona para poder llevar un control de las especies presentes y determinar el estado de recuperación o deterioro del arrecife.

En los último reporte que se tiene del PNSE, Rodríguez *et al.* (2011), en dos arrecifes, uno ubicado al suroeste de Isla Larga y otro al oeste de Alcatraz, reportaron un total de 19 especies y Del Mónaco *et al.* (2012) reportaron un total de 15 especies.

Todos estos reportes indican que en la actualidad estos sistemas se encuentran muy afectados por diversas causas de origen natural, aunado al aumento de las actividades antrópicas, destacando el cambio climático global, las altas tasas de sedimentación, anclaje en los arrecifes, pesca descontrolada y descarga de aguas dulces contaminadas de origen doméstico o industrial. Adicionalmente la falta de educación y el poco sentido de pertenencia por nuestros arrecifes ha generado que en muchas de las comunidades que conforman estos ambientes, se presente una reducción en la riqueza y abundancia de grupos de organismos asociados a los mismos, e incluso un cambio en el tipo de sustrato pasando de ser uno dominado por corales, a uno dominado por algas (Villamizar, 2000).

Debido al deterioro acelerado y constante de los ecosistemas coralinos en diversas partes del mundo, resultan importantes las evaluaciones precisas de la composición y abundancia de las comunidades bentónicas asociadas a estos ambientes, así como el registro de las enfermedades y los porcentajes de blanqueamiento que los afectan. En el caso del PNSE, los estudios coralinos han sido muy limitados y puntuales, ya que los registros encontrados son de hace 3 años o más y son de arrecifes ubicados en zonas específicas del parque y dirigidos a relacionar el ambiente con la ictiofauna, más que a caracterizar el arrecife coralino. Es por ello que en el trabajo de Rodríguez *et al.* (2011), no se incluyeron ni las enfermedades, blanqueamiento ni otros agentes de afectación, como lo refleja la caracterización. Un caso particular es el Del Mónaco *et al.* (2012), quienes se encargaron de realizar la evaluación de un evento de blanqueamiento ocurrido en el parque en el año 2010.

Es por esta razón que una actualización de esta data se hace necesaria a la fecha, incluyendo la caracterización de las enfermedades presentes así como la presencia o no de blanqueamiento y otros agentes de afectación, incrementando a su vez el número de arrecifes dentro del parque para así obtener una visión general del estatus de esta comunidad arrecifal, lo que permitirá realizar monitoreos de este sistema posteriormente.

4. OBJETIVOS DEL ESTUDIO

3.1 Objetivo General

- Determinar el estatus de la comunidad coralina en los arrecifes presentes en Isla Larga, Santo Domingo y Alcatraz ubicados en el PNSE.

3.2 Objetivos Específicos

- Caracterizar la comunidad arrecifal de la zona en dos estratos, somero y profundo, tomando como referencia la riqueza y la importancia relativa de cada especie.
- Identificar las enfermedades que están afectando a los corales pétreos y estimar los porcentajes de blanqueamiento de la zona.
- Evaluar la presencia y magnitud de otros agentes de perturbación, tanto de origen natural como antrópico que puedan estar afectando estos arrecifes.
- Puntualizar el estado de salud de estos arrecifes coralinos en base a las coberturas relativas de los diferentes componentes bentónicos y la magnitud de los agentes de perturbación.

5. MATERIALES Y MÉTODOS

4.1 Área de estudio

El PNSE se ubica en la región central de la Cordillera de la Costa, específicamente en el estado Carabobo, como se observa en la figura 1. Este parque contiene una gran variedad de ecosistemas dentro de sus límites, entre los cuales resalta el área marino-costera que incluye los espacios ubicados entre la costa Noreste de Puerto Cabello (incluidas las islas Rey, Alcatraz, Ratón, Santo Domingo y Larga) y Punta Cambiadores en el límite Este de San Esteban y Oeste del P. N. Henri Pittier. En esta franja se observan las formaciones vegetales de Manglar y Halófila Costera (Yerena 1986), así como ecosistemas coralinos, de fanerógamas marinas, de costas rocosas y arenosas y lagunares. A estos ecosistemas se les suman, el demersal y el pelágico, presentes en la porción marina del parque (González 2003).

Las comunidades coralinas están presentes en las islas, así como en los bajos marinos del parque, donde se han reportado un total de 24 especies de corales pétreos para la zona (Barreto, 2002; Rodríguez *et al.*, 2011; Del Mónaco *et al.*, 2012).

El estudio se realizó en tres de estas islas, Isla Larga, Santo Domingo y Alcatraz, esto con el fin de estimar el estado de salud de los arrecifes coralinos presentes en este parque.



Figura 1. Ubicación del Parque Nacional San Esteban dentro del territorio Nacional/Imagen satelital del área de estudio.

4.2 Metodología de Campo

La colecta de los datos se realizó en los meses de junio, julio y diciembre del 2013 y se aplicó el protocolo AGRRA versión 5.4 (Lang *et al.*, 2010), pero se tomaron en cuenta los mileporinos y no se contaron los individuos del pez león. Los objetivos de este protocolo son, obtener el tamaño y condición general de todos los corales mayores o iguales a 4cm, y estimar el porcentaje parcial de mortalidad de las colonias y condición del blanqueamiento de estos corales (Lang *et al.*, 2010).

Se utilizaron transectas de 10m de largo por 1m de ancho. Se hicieron un total de 31 transectas entre las tres islas, tomando en cuenta dos estratos, el primero entre 1-6m (somero) y el segundo entre 9-18m (profundo).

Con el método de AGRRA se tomaron en cuenta todas las colonias con un tamaño mayor o igual a los 4cm, tomando en cuenta los siguientes parámetros:

1. Usando una vara de un metro de largo se nadó a lo largo de la transecta y se contaron cada adulto y juvenil de *Diadema antillarum*, *Panulirus argus*, *Strombus gigas*, que se encontraban dentro del cinturón.
2. Se identificaron todas las especies de escleractinos y mileporinos. Incluyendo las colonias muertas que se pudieron identificar.
3. Se midió la cobertura de tejido vivo vista desde arriba, tanto en la transecta como en las cuadratas; así como las dimensiones de cada una de las colonias (largo, ancho y altura) presentes en la banda. Las medidas se tomaron usando como referencia la vara anterior, la cual estaba marcada cada 10cm.
4. Se estimó la mortalidad parcial en la superficie de las colonias, en un plano perpendicular al eje de crecimiento. La mortalidad se definió de la siguiente forma:
 - a. **Muerte nueva:** partes muertas donde el coralite sigue intacto, a menos que haya sido mordido por un pez o erodado, y la superficie fresca blanca está libre de cualquier sedimento, *biofilms* microbiales/diatomeas, y de otras microalgas detectables a simple vista. El tejido habría muerto minutos previos o días cuando mucho al muestreo.
 - b. **Muerte de transición:** partes muertas donde el coralite está poco erosionado, a menos que haya sido mordido por un pez o erodado, y su superficie está cubierta por una capa delgada de sedimento, o por *biofilms* de bacterias (incluyendo cianobacterias fotosintéticas) y posibles diatomeas u otra microalga detectables a simple vista, o por una capa delgada de alga. Se presume que el tejido ha muerto semanas previas al muestreo.
 - c. **Muerte antigua:** sigue siendo definida como partes muertas del coral donde el coralite está cubierto por organismos que no se remueven fácilmente (capas gruesas de alga, macroalgas densas, invertebrados incrustados, otros corales). En estos casos podría darse que la estructura saliente del coralite haya sido removida por herbívoros raspadores (como peces loro) o erosionados por una tormenta,

exponiendo el esqueleto calcáreo. Se presume que el tejido ha muerto meses previos o años, incluso décadas al muestreo.

- d. **Muerte total:** se usa para describir aquellos corales que por cualquiera de las combinaciones anteriores. No posee tejido coralino vivo en su estructura.
- 5. Se revisaron las porciones vivas de tejido de las colonias en busca de enfermedades o cualquier tipo de blanqueamiento. Las listas de enfermedades y síndromes es extensa, pero se dividieron principalmente en tres grupos:

- a) Enfermedades relacionadas con la pérdida de tejido

Banda Negra

Banda Roja

Infección Ciliada Caribeña

Plaga Blanca

Síndrome Blanco Caribeño

Banda Blanca

Parches Blancos

Pérdida Rápida de Tejido

- b) Enfermedades con decoloración de tejido

Síndrome de Lunares Oscuros

Banda Amarilla Caribeña

- c) Enfermedades con anomalías en el tejido

Gigantismo en los pólipos

Crecimiento anormal

En el caso del blanqueamiento se caracteriza por la gravedad de la decoloración y puede ser:

- a) Pálido: coloración clara a lo que se considera normal para la especie.
- b) Parcialmente Blanqueado: parches blanqueados.
- c) Blanqueado: tejido totalmente blanqueado, asociado a la ausencia de clorofila.

Cabe acotar que el tejido blanqueado está vivo y no representa mortalidad nueva.

6. Se tomaron en cuenta la presencia de jardines de algas de los peces damiselas, y se contaron todos los individuos presentes. Estos peces se caracterizan por ser territoriales y asociarse con el coral, entre ellos están: *Stegastes diencaeus*, *S. fuscus*, *S. planifrons* y *S. variabilis*.
7. Se tomó en cuenta también cualquier otra fuente de mortalidad, donde se incluye, la presencia de sedimentos, daños por tormentas, depredación del tejido por caracoles como *Corallophilia abbreviata*, poliquetos como *Hermodice carunculata*, mordidas de peces loros incluyendo los coralívoros como los de la Familia *Chaetodontidae*; también daños ocasionados por macroalgas, zoantidos, gorgonios, tunicados, otros corales pétreos y cualquier otro competidor espacial.
8. A medida que se avanzó en la transecta se anotó la cobertura lineal de:
 - a) Arena,
 - b) Coral vivo,
 - c) Alga incrustante,
 - d) Macroalgas,
 - e) Alga calcárea,
 - f) Y otros animales sésiles bentónicos (gorgonios, esponjas, zoantidos, tunicados, entre otros).
9. A lo largo de la transecta, cada 2m, se colocaron cuadratas de 25X25cm. Para cada cuadrata se registró lo siguiente:
 - a) Cobertura del sustrato como: coral vivo, coral muerto, arena, escombros.
 - b) Cobertura y altura de macroalgas y algas calcáreas.
 - c) Identificación y número de reclutas presentes.
10. Cada transecta se colocó con una separación mínima de 2m.
11. En total se debía obtener un mínimo 30 cuadratas y 50 corales mayores o iguales a 4cm por zona.

4.3 Análisis de Datos

Para el estudio de esta comunidad se calcularon, mediante los porcentajes de cobertura lineal o en las cuadratas, distintos parámetros poblacionales para determinar la composición y estructura de la misma. Entre estos estuvieron:

- La riqueza.
- La cobertura de especies y otros componentes bentónicos en la cuadratas.
- La densidad de especies dentro de la transecta.
- Importancia relativa de los distintos componentes bentónicos, la cual se calculó tomando como referencia la cobertura lineal de cada una de las especies debajo de la transecta, promediando los valores encontrados en las réplicas y tomando como máximo los 10m de largo de la transecta, para transformarlos luego en porcentajes.
- La cobertura del blanqueamiento, mortalidad y enfermedades.
- Las talla de las colonias.
- La biomasa de algas (macroalgas y filamentosas), la cual se calculó tomando como referencia la cobertura de algas para obtener la abundancia y luego este valor se multiplicó por la altura de las mismas.
- La densidad de erizos y pomacentridos a lo largo de la transecta.
- Relación entre las tallas de las colonias y los porcentajes de mortalidad o blanqueamiento hallados. Para ello se realizó un análisis de Spearman.

Para encontrar diferencias significativas de estos parámetros entre las localidades, se realizaron análisis de rangos para K muestras de Kruskal Wallis aplicado a cada variable. También se realizó el cálculo del índice de diversidad de Shannon (H') general y para cada localidad con el número de especies presentes dentro de las bandas, este índice asume que los individuos son seleccionados al azar y que todas las especies están representadas en la muestra (Magurran, 1988) y viene dado por la fórmula:

$$H' = - \sum p_i \ln p_i$$

Donde,

p_i : es la proporción de individuos de la especie i respecto al total de individuos.

De esta forma, el índice contempla la cantidad de especies presentes en el área de estudio (riqueza de especies), y la cantidad relativa de individuos de cada una de esas especies (abundancia). Adquiere valores entre cero, cuando hay una sola especie, y el logaritmo de S , cuando todas las especies están representadas por el mismo número de individuos (Magurran, 1988).

6. RESULTADOS

5.1 Importancia relativa, cobertura y densidad

Se evaluaron un total de 31 transectas. En el caso de Isla Larga se realizaron 12 transectas, 6 en el estrato somero y 6 en el estrato profundo para un total de 222 colonias evaluadas y 60 cuadratas. Para Santo Domingo solo se realizó solo el estrato somero debido a la poca profundidad de la zona, y se obtuvieron un total de 255 colonias y 20 cuadratas en 4 transectas. Por último, para Alcatraz se realizaron 15 transectas, 13 para el estrato somero y 2 para el estrato profundo, con un total de 185 colonias y 75 cuadratas evaluadas, cabe destacar que en esta isla se evaluaron dos zonas diferentes.

Producto del muestreo realizado se reportan un total de 16 especies de corales pétreos pertenecientes a 10 familias (tabla 1).

Para el índice de diversidad de Shannon, en todo el ambiente arrecifal de San Esteban, el valor fue de 2,11, siendo los valores de cada localidad muy cercanos a este índice general, excepto Santo Domingo que tuvo un valor de 0,74 (tabla 2). Al calcular el índice por estratos en estos arrecifes, para Alcatraz el mayor valor lo presento el estrato somero con un valor de 2,16, mientras que en Isla Larga la mayor diversidad la presento el estrato profundo con un índice de 1,97; los estratos restantes obtuvieron valores similares (tabla 2).

Tabla 1. Listado de especies encontradas en el área de estudio.

Clase	Orden	Familia	Especie
Hydrozoa	Anthoathecatae	Milleporidae	<i>Millepora alcicornis</i>
			<i>Millepora complanata</i>
Anthozoa	Gorgonacea	Anthothelidae	<i>Erythropodium caribaeum</i>
		Acroporidae	<i>Acropora palmata</i>
	Scleractina	Agariciidae	<i>Agaricia tenuifolia</i>
			<i>Agaricia agaricites</i>
		Faviidae	<i>Colpophyllia natans</i>
			<i>Diploria clivosa</i>
			<i>Diploria laberintiformes</i>
			<i>Diploria strigosa</i>
			<i>Montastraea annularis</i>
			<i>Montastraea cavernosa</i>
			<i>Montastrea faveolata</i>
		Mussidae	<i>Scolymia</i> spp.
		Meandrinidae	<i>Eusmilia fastigiata</i>
		Pocilloporidae	<i>Madracis decactis</i>
		Meandrinidae	<i>Meandrina meandrites</i>
		Poritidae	<i>Porites astreoides</i>
		Siderastreidae	<i>Siderastrea siderea</i>

Tabla 2. Índice de diversidad de Shannon para cada localidad del parque.

		Estrato	Localidad	General
Isla Larga	Somero	1,75	2,08	2,11
	Profundo	1,97		
Alcatraz	Somero	2,16	2,17	
	Profundo	1,78		
Santo Domingo	0,74			

En las tres islas, las categorías con mayor importancia relativa fueron las de coral muerto cubierto de algas y la arena. El resto de las categorías y las especies de corales pétreos alcanzaron valores por debajo del 10% (fig. 2, 3 y 4).

En Isla Larga, otras categorías a considerar fueron los zoántidos con un 3% en el estrato somero y los octocorales para el estrato profundo. En el caso de las especies de coral, en el estrato somero la que presento mayor importancia fue *C. natans*, seguida de *M. annularis*, y *A. palmata*, mientras que en el estrato profundo, *C. natans* sigue siendo de mayor importancia, seguida de *M. cavernosa* (fig. 2).

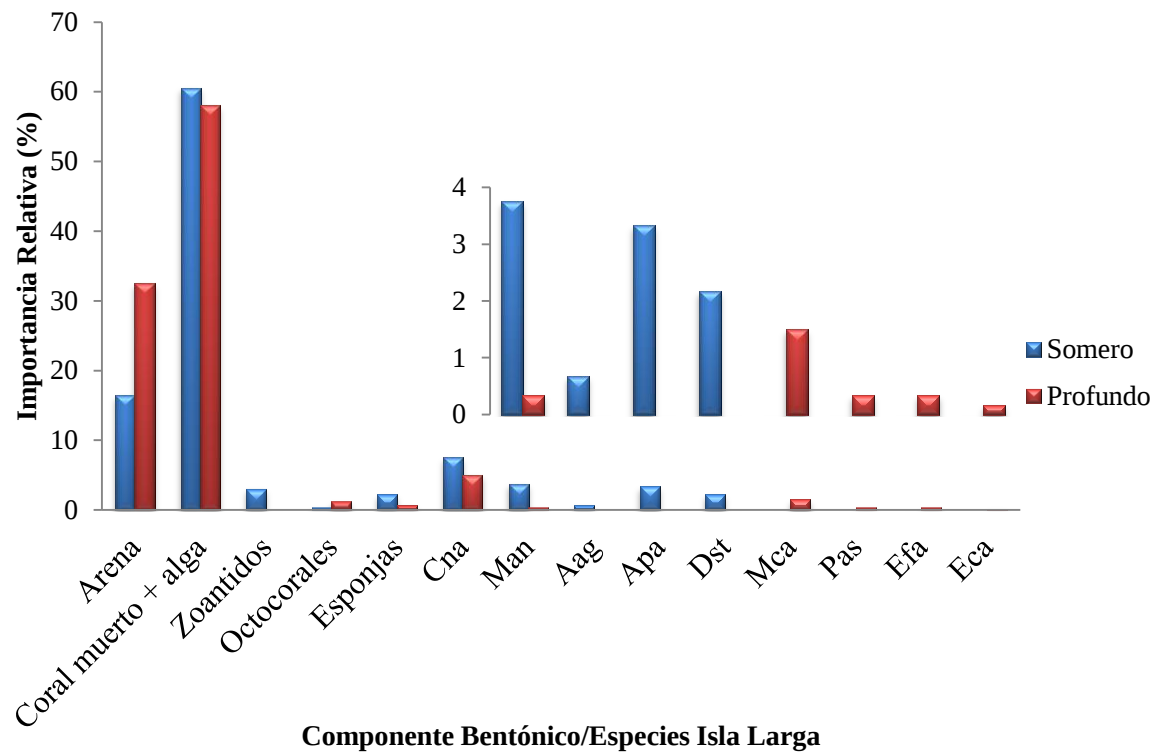


Figura 2. Importancia relativa de las especies de corales pétreos encontrados y demás categorías bentónicas en Isla Larga.

Aag: *A. agaricites*, Pas: *P. astreoides*, Cna: *C. natans*, Mfa: *M. faveolata*, Apa: *A. palmata*, Ssi: *S. siderea*, Dst: *D. strigosa*, Mca: *M. cavernosa*, Efa: *E. fastigiata*, Eca: *E. caribaeorum*, Man: *M. annularis*.

En Santo Domingo las otras categorías que resaltaron fueron los octocorales (incluyendo *E. caribaeorum*), el hidrocoral *M. alicornis* y los zoantidos, mientras que en la especie de mayor importancia fue *C. natans* y (fig. 3).

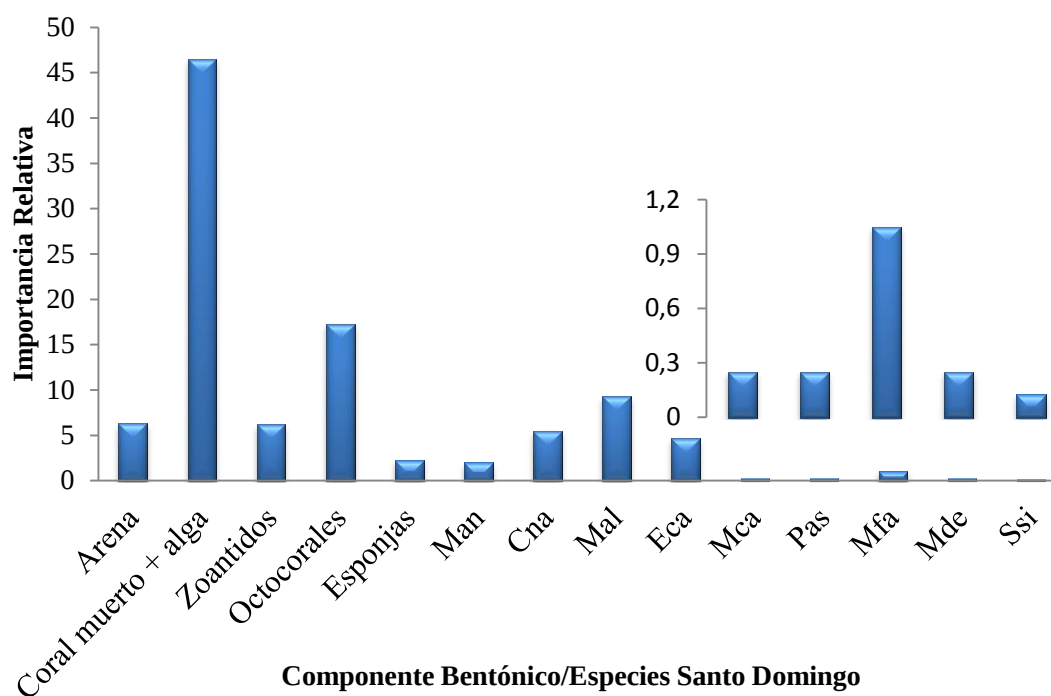


Figura 3. Importancia relativa de las especies de corales pétreos encontrados y demás categorías bentónicas en Santo Domingo.

Aag: *A. agaricites*, Pas: *P. astreoides*, Cna: *C. natans*, Mfa: *M. faveolata*, Ssi: *S. siderea*, Mca: *M. cavernosa*, Mal: *M. alcornis*, Mme: *M. meandrites*, Mde: *M. decactis*, Eca: *E. caribaeorum*, Man: *M. annularis*.

Para el arrecife de Alcatraz, las especies más importantes en el estrato somero fueron *M. faveolata*, *M. annularis* y *C. natans* seguido de *D. strigosa* y *A. palmata*. Para el estrato profundo resultaron las categorías de esponjas y octocorales las que dominan junto con las especies de *A. agaricites*, *P. astreoides*, *M. annularis* (fig. 4).

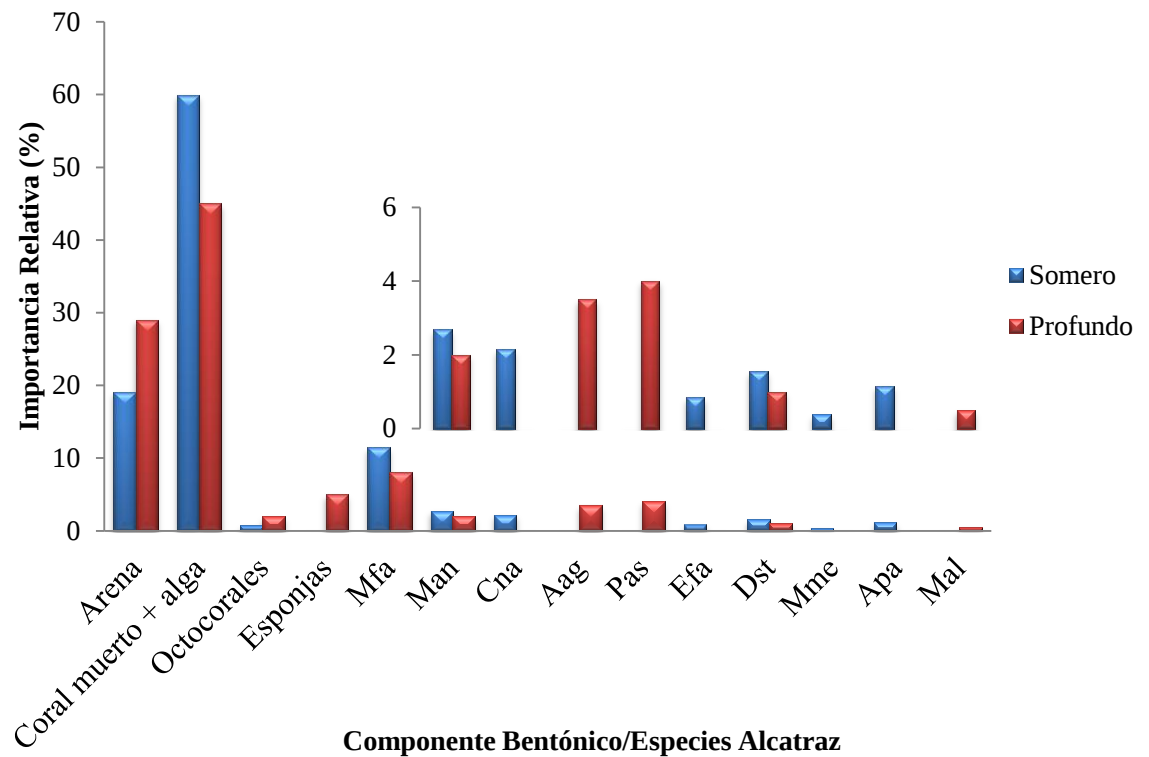


Figura 4. Importancia relativa de las especies de corales pétreos encontrados y demás categorías bentónicas en Alcatraz.

Aag: *A. agaricites*, Pas: *P. astreoides*, Cna: *C. natans*, Mfa: *M. faveolata*, Apa: *A. palmata*, Dst: *D. strigosa*, Efa: *E. fastigiata*, Mal: *M. alcicornis*, Mme: *M. meandrites*, Eca: *E. caribaeorum*, Man: *M. annularis*.

En cuanto a los diferentes componentes bentónicos encontrados en la caracterización con las cuadratas, es claro que el componente con mayor cobertura es el coral muerto con algas con más del 50% de cobertura dentro del parque (fig. 5), seguido del coral vivo con casi un 20%. Las demás categorías se encontraron en menor proporción, donde resaltan las esponjas con casi un 5%, seguido de los zoantidos y los octocorales.

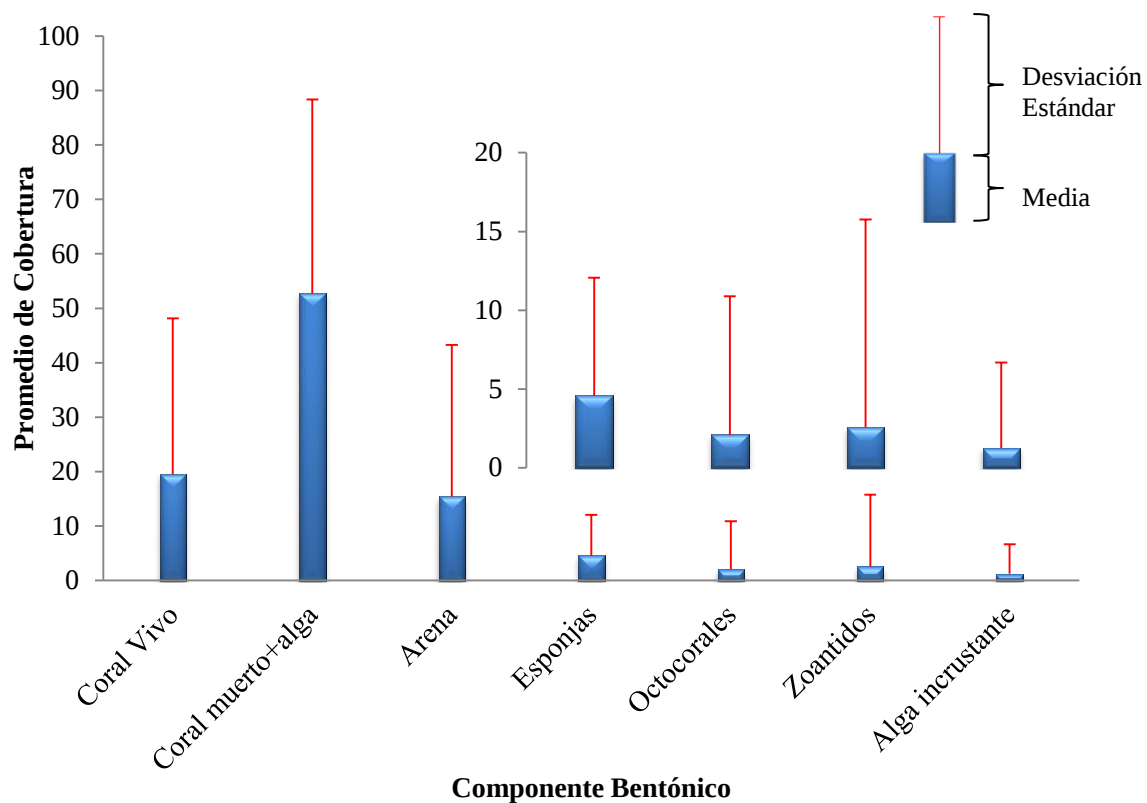


Figura 5. Promedio de cobertura total de las categorías bentónicas encontradas.

Las especies con mayor cobertura en las cuadratas fueron *M. annularis* y *C. natans* seguidas de *M. faveolata* y *A. palmata*, como se observa en la figura 6. Entre las especies con coberturas menores al 1% estuvieron *A. agaricites*, *M. alcornis*, *M. decactis* y *M. complanata*.

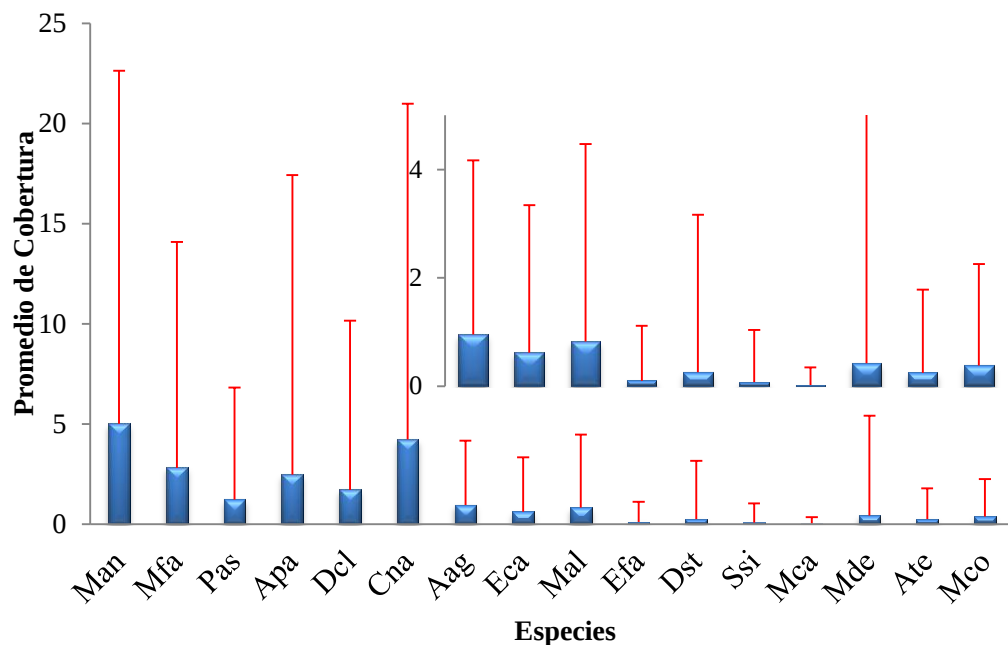


Figura 6. Promedio de cobertura total de las especies encontradas en el parque.

Aag: *A. agaricites*, Pas: *P. astreoides*, Cna: *C. natans*, Mfa: *M. faveolata*, Dcl: *D. clivosa*, Apa: *A. palmata*, Ssi: *S. siderea*, Dst: *D. strigosa*, Mca: *M. cavernosa*, Efa: *E. fastigiata*, Ate: *A. teunifolia*, Mal: *M. alcornis*, Mde: *M. decactis*, Eca: *E. caribaeorum*, Mco: *M. complanata*, Man: *M. annularis*.

En cuanto a la cobertura por localidad se puede decir que son pocas las diferencias. En Isla Larga la cobertura de coral muerto cubierto de algas es mayor al 40% en ambos estratos y la de coral vivo tiene una tendencia a ser mayor en el somero que en el profundo, el resto de las categorías, exceptuando la arena, tienen coberturas menores al 10% (fig. 7A). En Santo Domingo la cobertura de coral muerto cubierto de algas fue mayor al 50%, la arena y los zoántidos tuvieron valores cercanos al 11% y el resto de las categorías, incluyendo el coral vivo, fueron menores al 10% (fig. 7B). Por último, en Alcatraz, la cobertura de coral vivo parece ser mayor en el estrato somero que en el profundo y la de coral muerto cubierto de algas fue mayor al 50% en ambos estratos, el resto de las categorías, exceptuando la arena, fueron menores el 2% (fig. 7C).

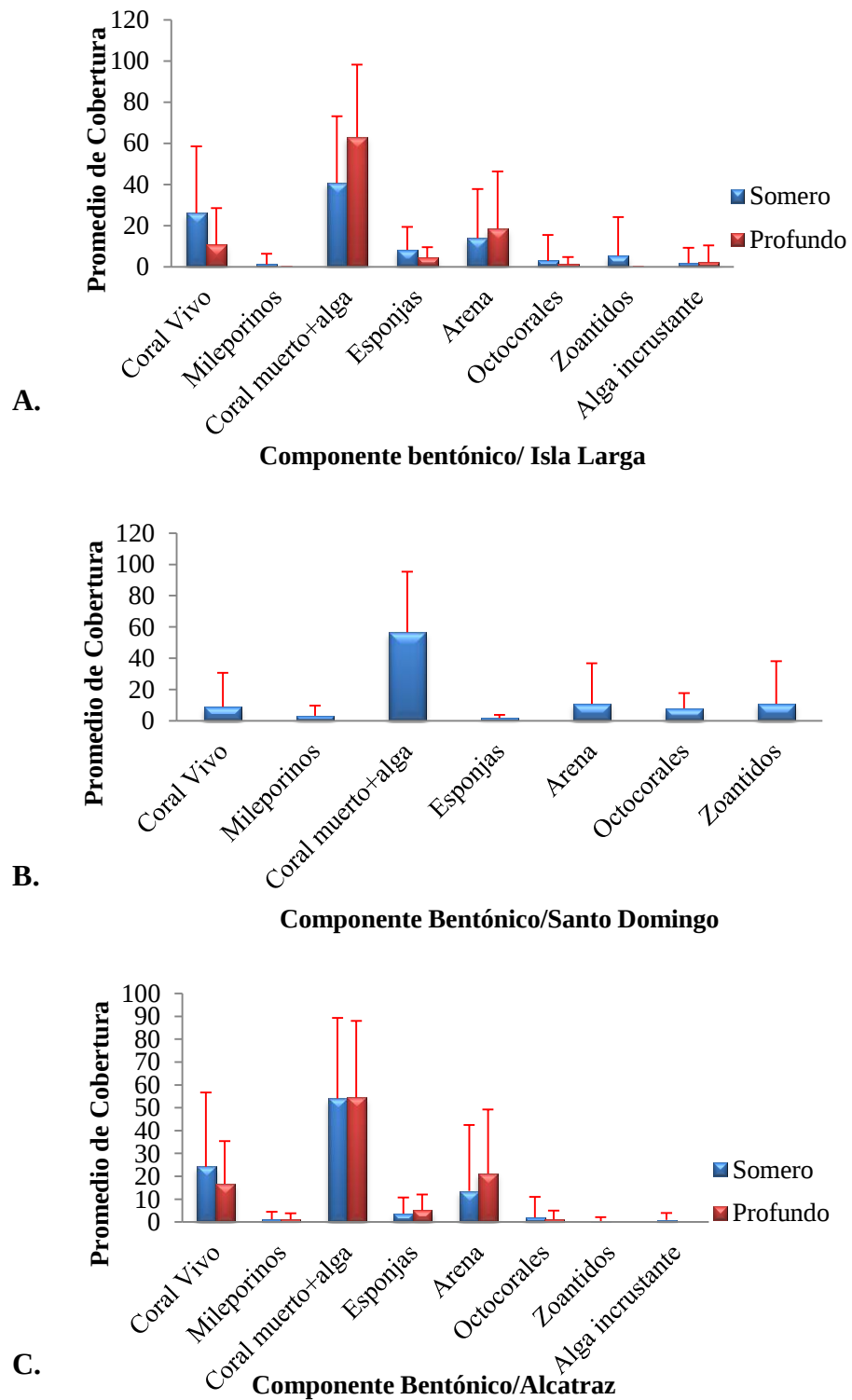


Figura 7. Cobertura del componente bentónico encontrado en cada localidad.

(A) Isla Larga, (B) Santo Domingo y (C) Alcatraz.

Al realizar los análisis estadísticos para ver diferencias entre localidades, en la cobertura de esponjas Isla Larga es la localidad con mayor cobertura de las mismas ($p < 0,05$) (ver anexos, tabla 4). En el resto de las categorías no se encontraron diferencias ($p > 0,05$).

En relación a la densidad de especies para el estrato somero de los arrecifes estudiados, Isla Larga parece tener una mayor densidad de *M. annularis*, *A. agaricites*, *P. astreoides* y *C. natans*, mientras que en Santo Domingo *M. alcicornis* alcanzó la mayor densidad de las tres localidades, seguido de *M. annularis*, *C. natans* y *M. faveolata*. Por último para Alcatraz, las densidades fueron las menores con *C. natans*, *M. faveolata* y *M. alcicornis* como las especies predominantes del estrato (fig. 8).

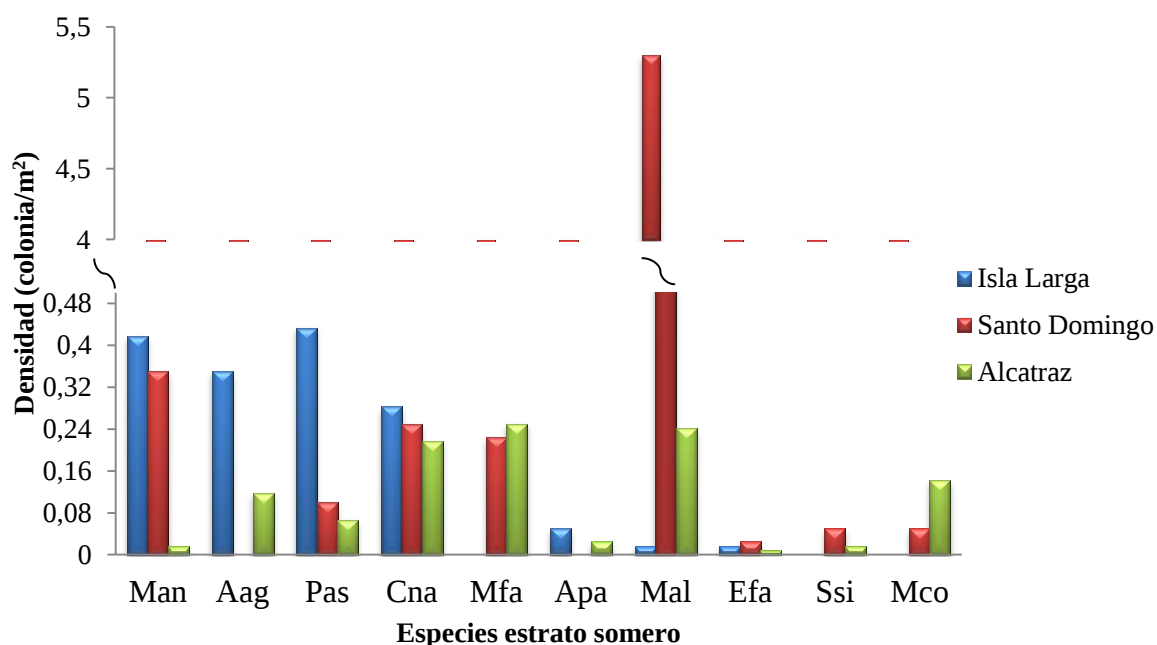


Figura 8. Densidad de las especies de corales pétreos e hidrocorales más representativos encontrados en 1 m² en el estrato somero.

Aag: *A. agaricites*, Pas: *P. astreoides*, Cna: *C. natans*, Mfa: *M. faveolata*, Apa: *A. palmata*, Ssi: *S. siderea*, Efa: *E. fastigiata*, Mal: *M. alcicornis*, Mco: *M. complanata*, Man: *M. annularis*.

En la zona profunda, en Isla Larga, *P. astreoides* fue la especie con mayor densidad seguida de *M. annularis*, *C. natans* y *M. cavernosa* y para Alcatraz lo fue *M. faveolata*, seguida de *C. natans*, *M. cavernosa* y *P. astreoides* (fig. 9).

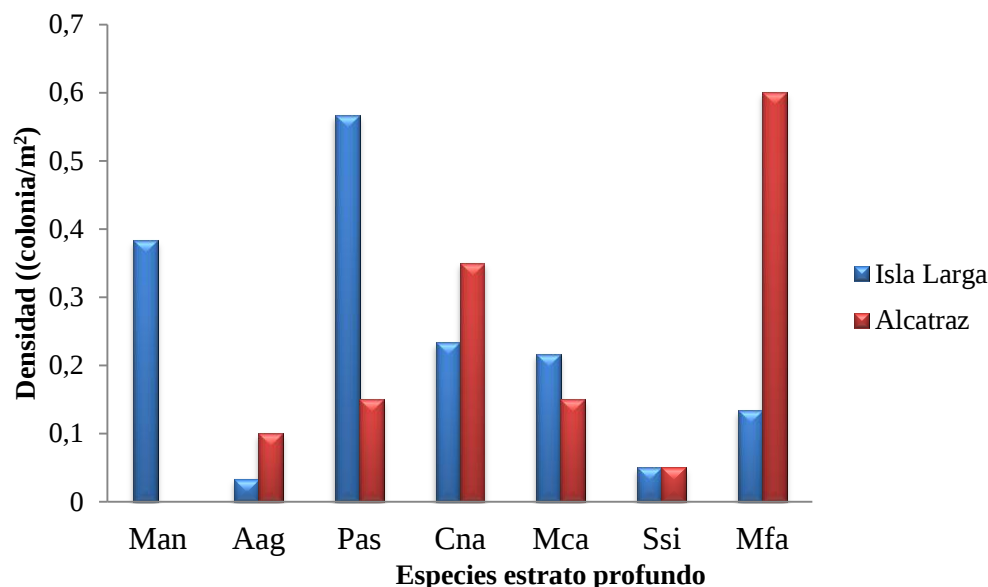


Figura 9. Densidad de las especies de corales pétreos más representativos encontrados en 1 m² en el estrato profundo.

Aag: *A. agaricites*, Pas: *P. astreoides*, Cna: *C. natans*, Mfa: *M. faveolata*, Mca: *M. cavernosa*, Man: *M. annularis*.

La densidad de erizos y pomacéntridos fue muy variable para cada isla. Los pomacéntridos alcanzaron densidades de casi 2 ind/m² en la zona somera de Alcatraz y Santo Domingo, mientras que en el resto de las localidades la densidad fue menor a 1 ind/m² (fig. 10). En la misma grafica *D. antillarum* parece tener una mayor densidad en la zona somera de Alcatraz, pero con un valor de 0,5 ind/m² y en el resto del parque los valores fueron menores a 0,3 ind/m².

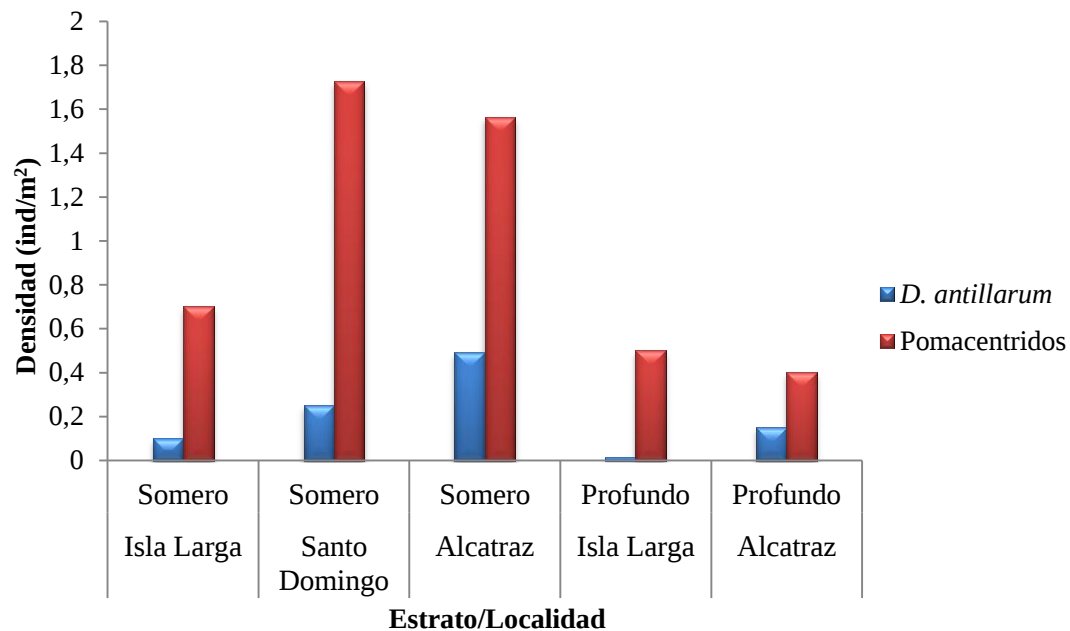


Figura 10. Densidad de los erizos y pomacentridos encontrados en cada zona.

5.2 Tallas y biomasa de algas

En cuanto a las tallas promedio de las colonias coralinas encontradas en el parque, en principio se habían tomado dos diámetros, el largo y el ancho de cada colonia, pero al revisar la bibliografía y observar la forma de crecimiento concéntrica de las colonias evaluadas, se decidió trabajar solo con el diámetro mayor. En relación a las tallas promedio por estrato, el estrato somero de Isla Larga y Alcatraz muestran una tendencia a tener mayores tallas (fig. 11), pero los análisis estadísticos no mostraron diferencias reales ($p > 0,05$).

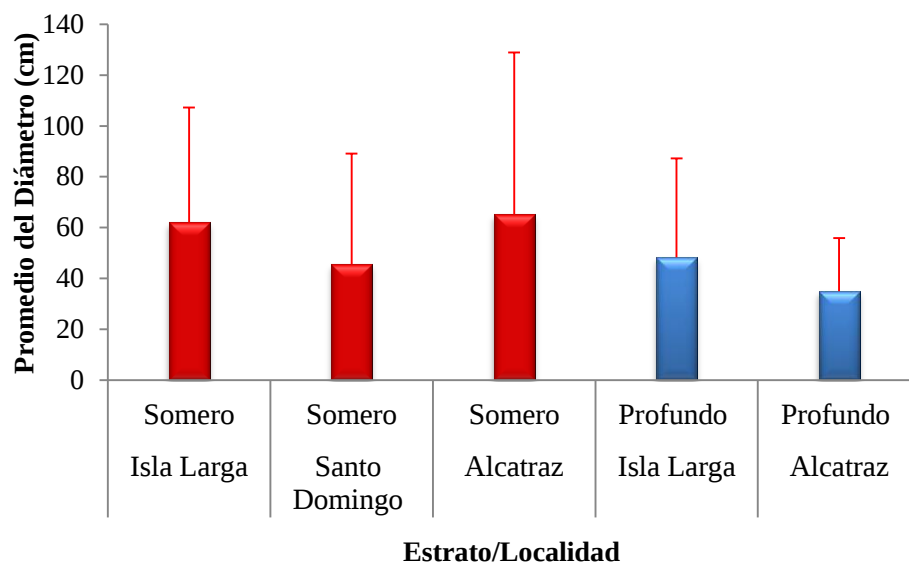


Figura 11. Promedio de los diámetros de las colonias encontradas en las zonas de muestreo.

Al analizar los promedios generales de alturas de las colonias, no se encontraron diferencias entre el estrato somero de Isla Larga y el somero de Alcatraz, pero este último si se diferenció de los estratos profundos y de Santo Domingo ($p < 0,05$) (ver anexos, tabla 5), por lo que se entiende que las mayores alturas se encontraron en el estrato somero de Isla Larga y Alcatraz, y las menores fueron para Santo Domingo y el estrato profundo de Isla Larga y Alcatraz (fig. 12).

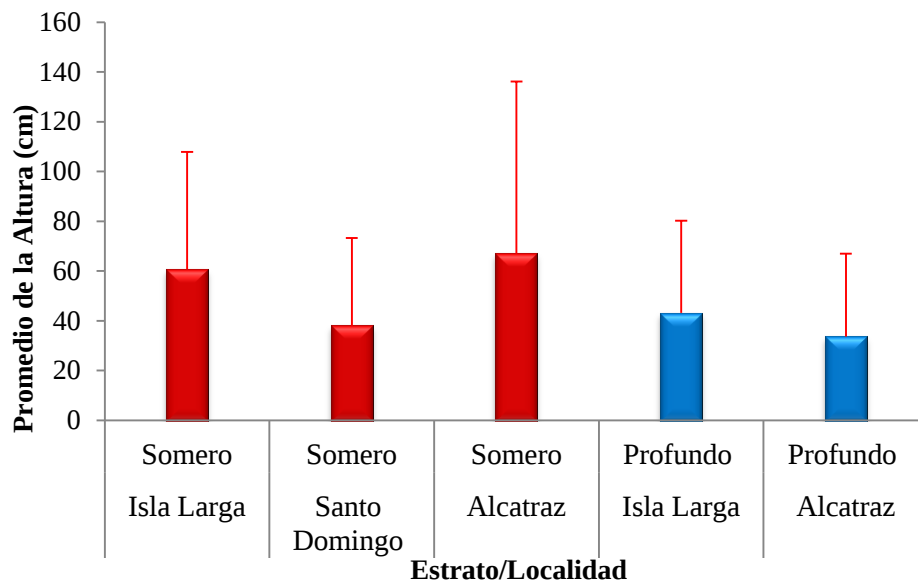
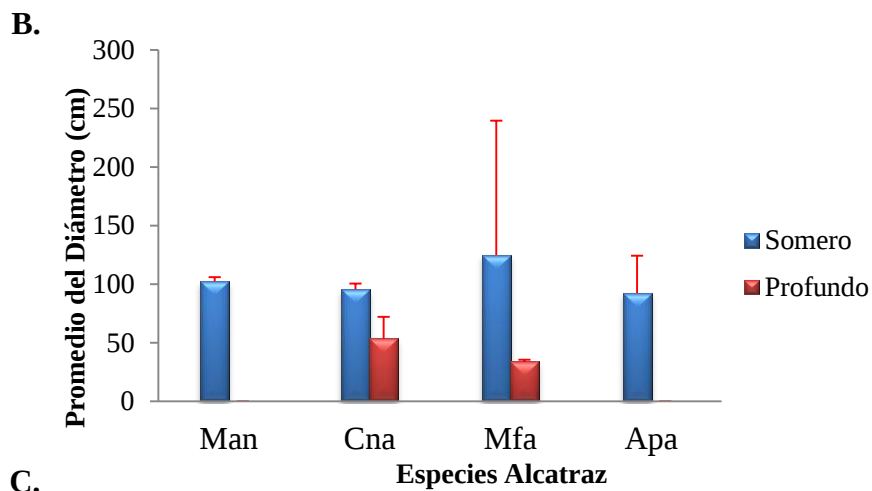
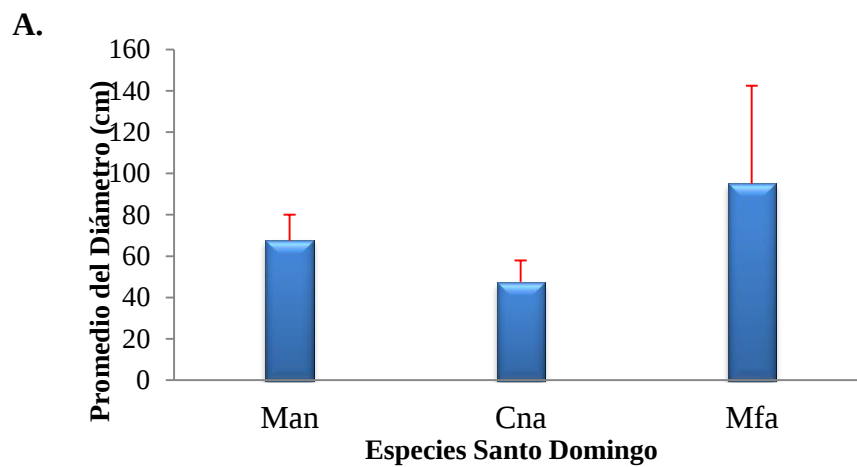
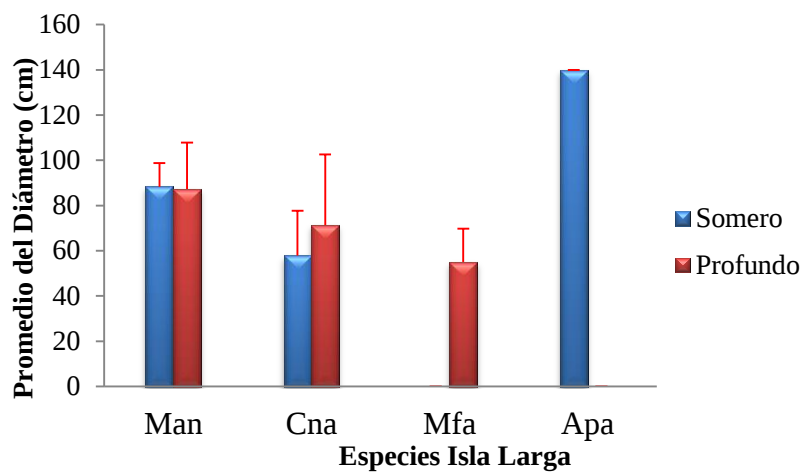


Figura 12. Promedio de la altura de las colonias encontradas en las zonas de muestreo.

Se analizó en detalle las especies que presentaron las mayores tallas dentro de estos arrecifes, que fueron *M. annularis*, *M. faveolata*, *C. natans* y *A. palmata*. En Isla Larga el mayor diámetro lo presentó *A. palmata* mientras que las otras tres especies tuvieron tallas similares (fig. 13A). Para Santo Domingo *A. palmata* no estuvo presente, y las mayores tallas fueron para *M. faveolata* mientras que *M. annularis* y *C. natans* presentaron tallas parecidas (fig. 13B). En el caso de Alcatraz, las cuatro especies presentaron mayores tallas en la zona somera, mientras que en la zona profunda solo se encontraron *C. natans* y *M. faveolata* ambas con tallas menores (fig. 13C). No se encontraron diferencias entre los diámetros de las especies cuando se compararon las localidades y los estratos ($p > 0,05$).



C.

Figura 13. Promedio del diámetro de las especies más representativas del arrecife.

(A) Isla Larga, (B) Santo Domingo y (C) Alcatraz. Man: *M. annularis*, Cna: *C. natans*, Mfa: *M. faveolata*, Apa: *A. palmata*.

En el caso de la altura de las colonias por especie, en Isla Larga la que tuvo una tendencia a un valor fue *M. annularis* en el estrato somero de Isla Larga con tallas similares para *C. natans* y *A. palmata*, mientras que en el profundo, las especies presentaron alturas similares (fig. 14A). Santo Domingo tuvo la misma tendencia que en el caso de los diámetros (fig. 13B y 14B), y para Alcatraz, pareciera que las mayores alturas fueron para *C. natans* y *M. faveolata* en el estrato somero, mientras que en el estrato profundo, junto con *A. palmata* y *M. annularis* presentaron tallas similares (fig. 14C). Al comparar las alturas de las especies entre las localidades tampoco se encontraron diferencias ($p>0,05$).

Al realizar comparaciones entre cada zona en cuanto el estado de las macroalgas, se encontró que la biomasa de macroalgas en Santo Domingo es diferente al resto de las localidades ($p<0,05$), excepto del estrato somero de Isla Larga ($p>0,05$) (ver anexos, tabla 6), de manera que estas dos son las que tienen la mayor biomasa de algas dentro del parque, dejando a Alcatraz y a la zona profunda de Isla Larga con valores menores (fig. 15).

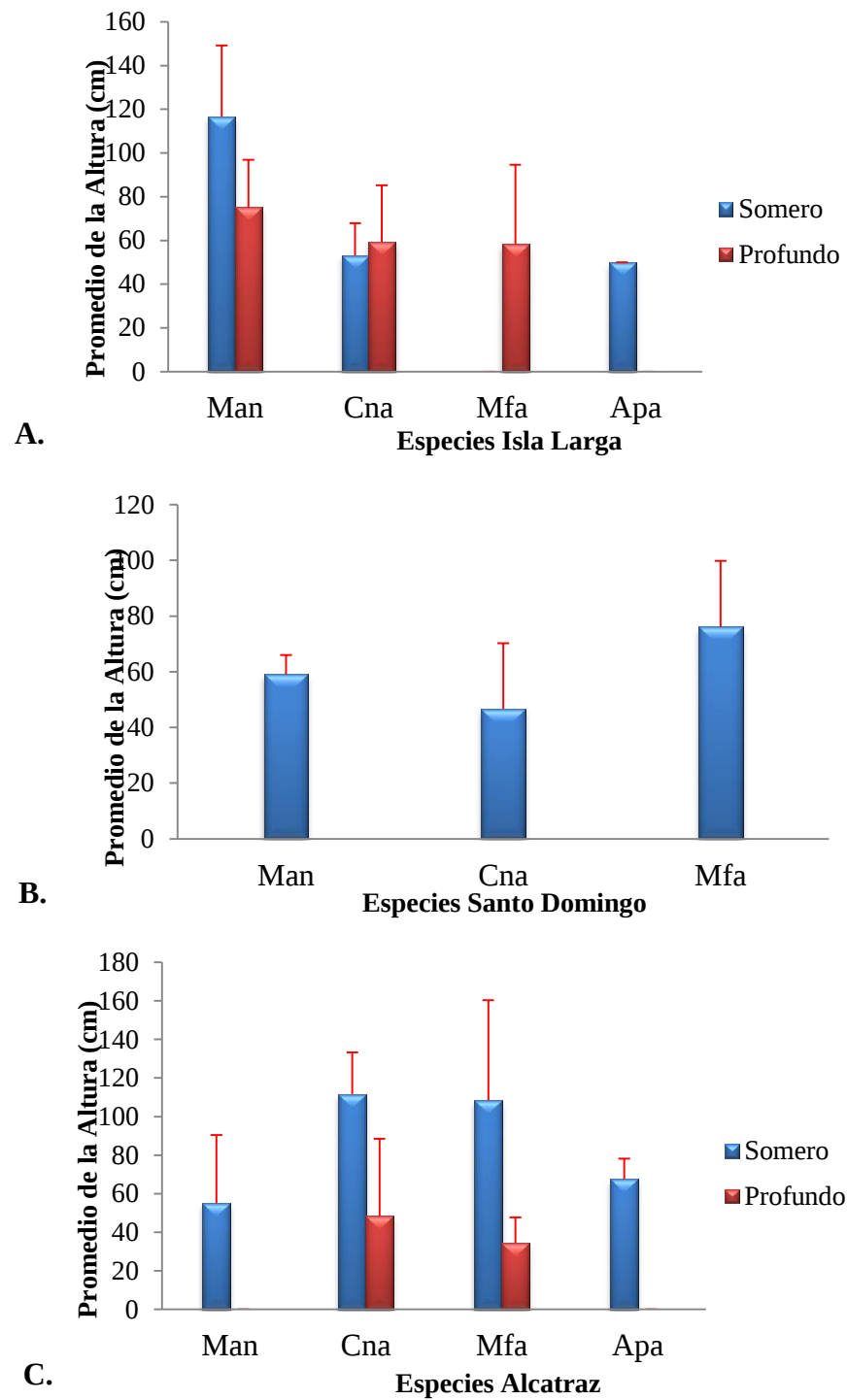


Figura 14. Promedio de las alturas de las especies más representativas del arrecife.
 (A) Isla Larga, (B) Santo Domingo y (C) Alcatraz. Man: *M. annularis*, Cna: *C. natans*, Mfa: *M. faveolata*, Apa: *A. palmata*.

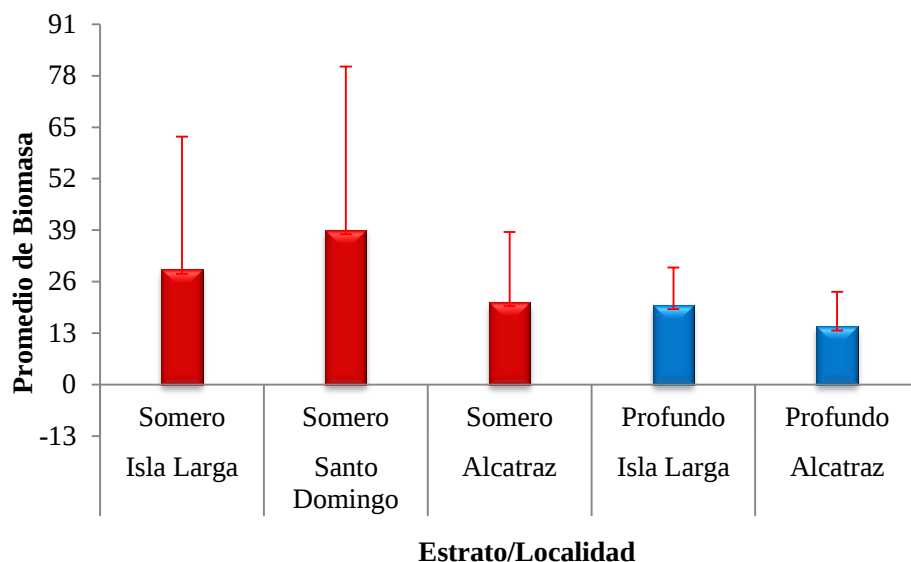


Figura 15. Promedio de la biomasa de las macroalgas encontradas.

5.3 Mortalidad

En el parque se registraron los cuatro tipos de mortalidad que señala AGRRA, pero los porcentajes para la mortalidad nueva y la de transición fueron muy bajos, menores al 0,3% (fig. 16) y no se encontraron diferencias entre las distintas zonas ($p > 0,05$). Lo opuesto ocurrió con la mortalidad antigua y las colonias totalmente muertas ya que fueron una presencia constante a lo largo de todas las transectas, con porcentajes podían superar hasta el 40% (fig. 16). La muerte total no mostró diferencias entre las localidades ($p > 0,05$), pero para la mortalidad antigua, Santo Domingo se diferenció del resto ($p < 0,05$) (ver anexos, tabla 7), dejándola como la zona con menor porcentaje de mortalidad antigua, mientras que Isla Larga y Alcatraz presentan valores similares.

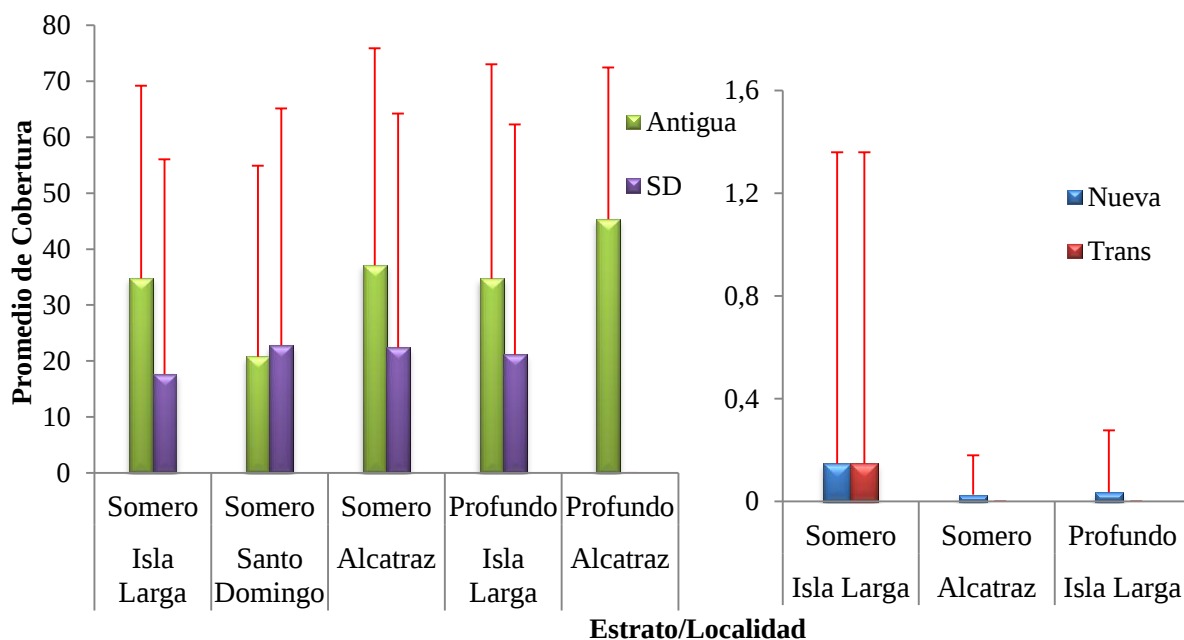


Figura 16. Porcentajes de mortalidad registrada en cada zona.

Nueva: mortalidad reciente, Trans: mortalidad de transición, Antigua: mortalidad antigua, SD: colonias totalmente muertas.

Los porcentajes de mortalidad por especie fueron muy variables, pero en el caso de la mortalidad antigua se reportó en todas las especies del parque. La mortalidad nueva y de transición se observaron en muy pocas colonias, siendo *P. astreoides*, *C. natans* y *M. faveolata* las especies afectadas con porcentajes menores al 1% (fig. 17). No se encontraron diferencias entre las localidades ($p > 0,05$).

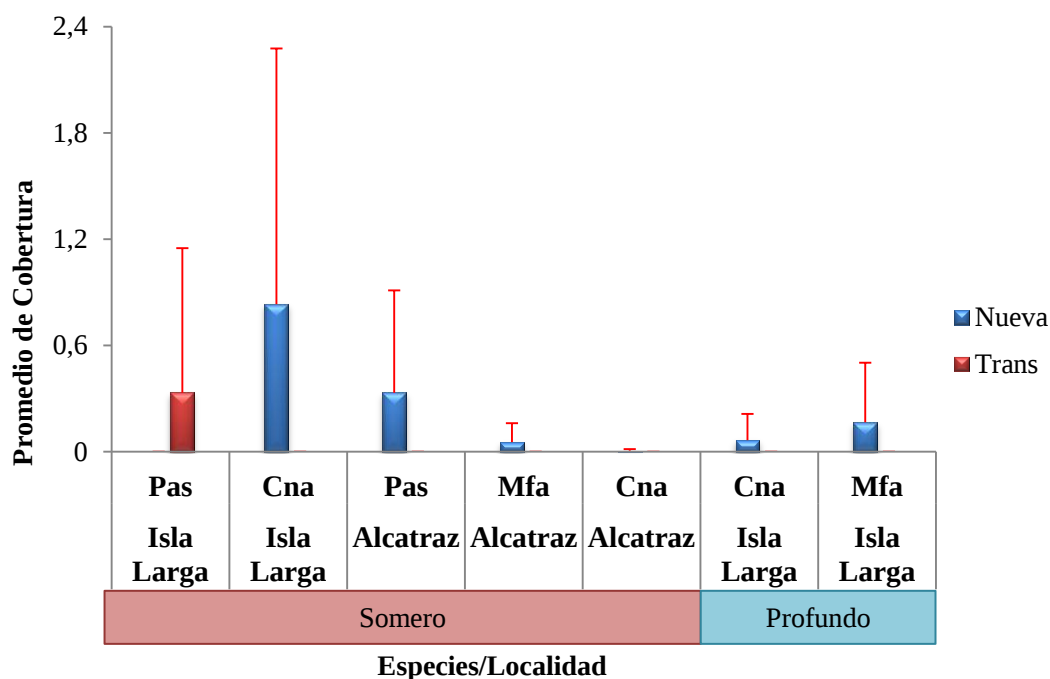


Figura 17. Porcentaje de mortalidad reciente y de transición por especie en cada una de las localidades.

Nueva: mortalidad reciente, Trans: mortalidad de transición. Pas: *P. astreoides*, Cna: *C. natans*, Mfa: *M. faveolata*.

La única especie que presentó muerte total en el parque fue *M. annularis* con porcentajes de cobertura de entre el 25% y el 75% en todas las localidades, excepto en la zona profunda de Alcatraz (fig. 18, 19 y 20). En Isla Larga la mortalidad antigua afectó a una gran variedad de especies, entre las cuales resaltan las especies masivas de los géneros *Diploria*, *Montastraea* y *Colpophyllia* (fig. 18). En Santo Domingo, las especies con mayores porcentajes de mortalidad antigua fueron *M. annularis*, *C. natans*, *M. faveolata*, *P. astreoides* y *S. siderea* (fig. 19). Por último, en Alcatraz los resultados fueron variables, ya que se vieron afectadas tanto especies masivas, de los géneros *Diploria*, *Montastraea* y *Colpophyllia*, así como especies de menor proporción, como especies del género *Agaricia* (fig. 20). Al comparar estos resultados entre localidades no se encontraron diferencias ($p > 0,05$).

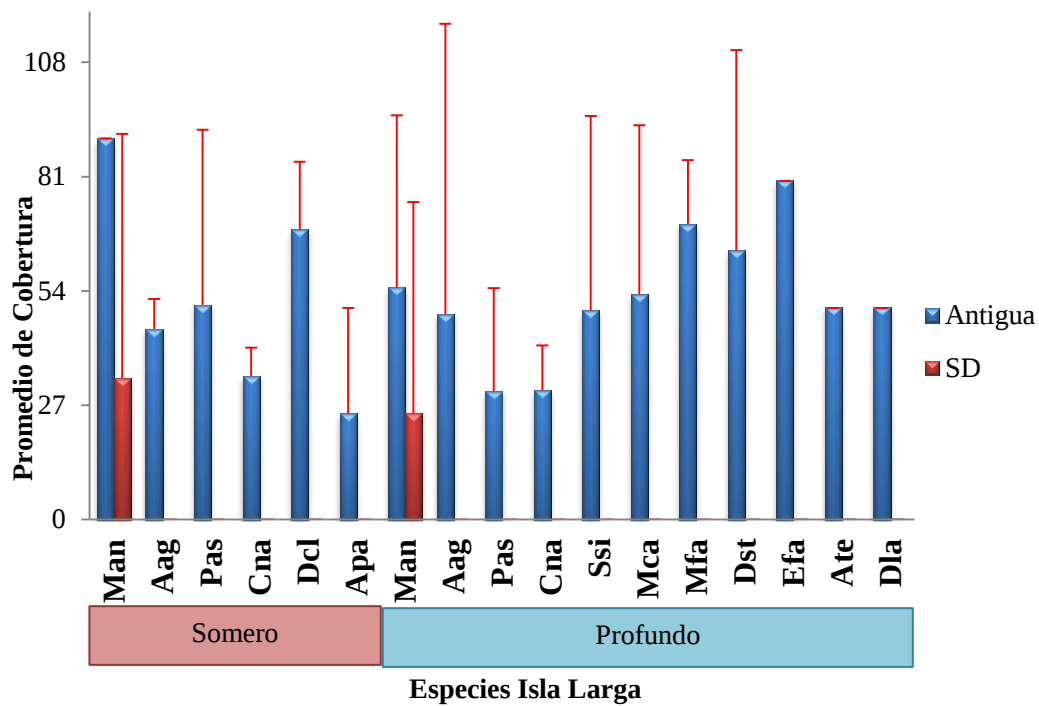


Figura 18. Porcentaje de mortalidad antigua y total por especie en Isla Larga.

Antigua: mortalidad antigua, SD: colonias totalmente muertas. Aag: *A. agaricites*, Pas: *P. astreoides*, Cna: *C. natans*, Mfa: *M. faveolata*, Dcl: *D. clivosa*, Apa: *A. palmata*, Ssi: *S. siderea*, Dst: *D. strigosa*, Mca: *M. cavernosa*, Man: *M. annularis*, Efa: *E. fastigiata*, Dla: *D. laberintiformes*.

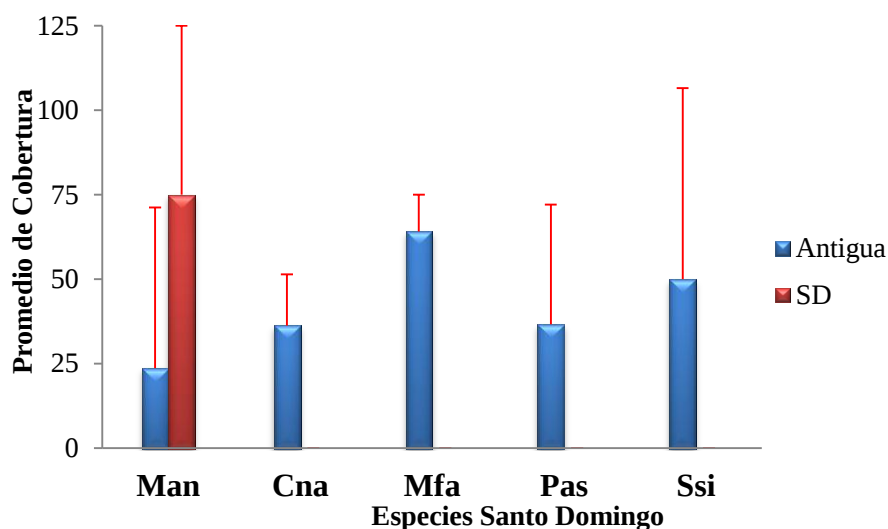


Figura 19. Porcentaje de mortalidad antigua y total por especie en Santo Domingo.

Antigua: mortalidad antigua, SD: colonias totalmente muertas. Pas: *P. astreoides*, Cna: *C. natans*, Mfa: *M. faveolata*, Ssi: *S. siderea*, Man: *M. annularis*.

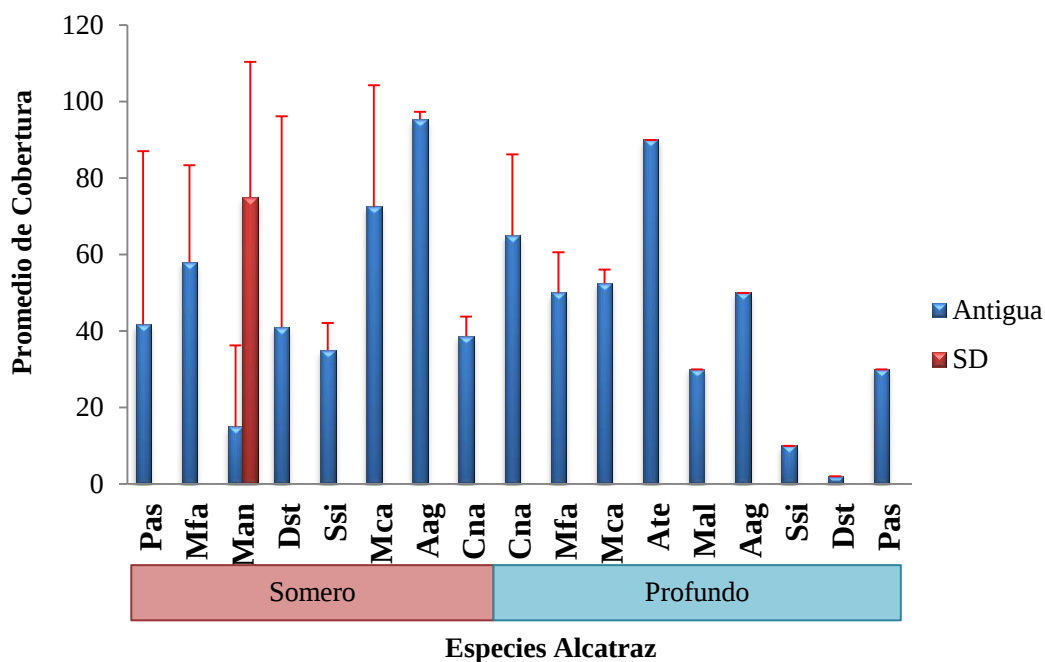


Figura 20. Porcentaje de mortalidad antigua y total por especie en Alcatraz.

Antigua: mortalidad antigua, SD: colonias totalmente muertas. Aag: *A. agaricites*, Pas: *P. astreoides*, Cna: *C. natans*, Mfa: *M. faveolata*, Ssi: *S. siderea*, Dst: *D. strigosa*, Mca: *M. cavernosa*, Man: *M. annularis*, Ate: *A. teunifolia*, Mal: *M. alcicornis*.

5.4 Blanqueamiento y Enfermedades

Se registraron porcentajes muy bajos de blanqueamiento en todo el parque y no se encontraron diferencias entre las localidades ($p>0,05$) (fig. 21). Las colonias con palidez y con parches blanqueados (fig. 22) fueron más abundantes, en el caso de cobertura de parches blanqueados el estrato somero de Isla Larga y Santo Domingo parecieran presentar mayores valores, pero no se encontraron diferencias ($p>0,05$) debido a su gran varianza (fig. 21). Para las colonias con palidez, ocurren la misma situación para Santo Domingo, que pareciera tener una mayor cobertura pero sin obtener diferencias en los análisis ($p>0,05$) (fig. 21).

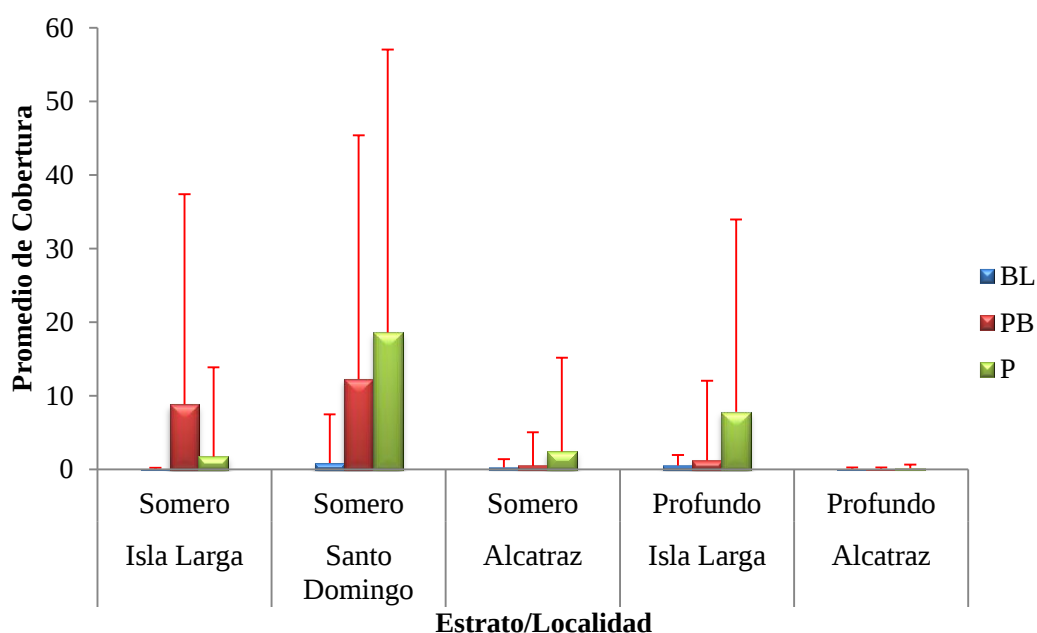


Figura 21. Porcentaje de blanqueamiento registrado en cada zona.

BL: blanqueamiento, PB: parches blanqueados, P: palidez.



Figura 22. Colonia de *M. annularis* con parches blanqueados.

Cuando se desglosa el blanqueamiento por especie y por zona se tiene que en el estrato somero de Isla Larga las especies con una mayor tendencia en la cobertura de parches blanqueados fueron *A. agaricites* y *P. astreoides* mientras que *C. natans* se vio afectada en menor proporción por palidez y blanqueamiento, ahora en el estrato profundo fueron más las especies afectadas, destacando *M. cavernosa*, *M. faveolata* y *P. astreoides* por palidez, *A. teunifolia*, *A. agaricites* y *S. siderea* con blanqueamiento en menor proporción y *P. astreoides* con parches blanqueados (fig. 23). En Santo Domingo, no se encontraron señales de blanqueamiento y solo fueron dos las especies afectadas, *C. natans* por palidez y parches blanqueados y *P. astreoides* solo con parches blanqueados (fig. 24). En el estrato somero de Alcatraz destaca *A. palmata* con un porcentaje de blanqueamiento del 4% seguida de *P. astreoides*, mientras *M. faveolata* y *C. natans* se vieron afectadas aparentemente en mayor proporción por la palidez que por los parches blanqueados, en el estrato profundo *S. siderea* presentó blanqueamiento, mientras que *P. astreoides* palidez y parches blanqueados (fig. 25). Estos resultados se compararon entre las especies de cada localidad y no se encontraron diferencias ($p > 0,05$).

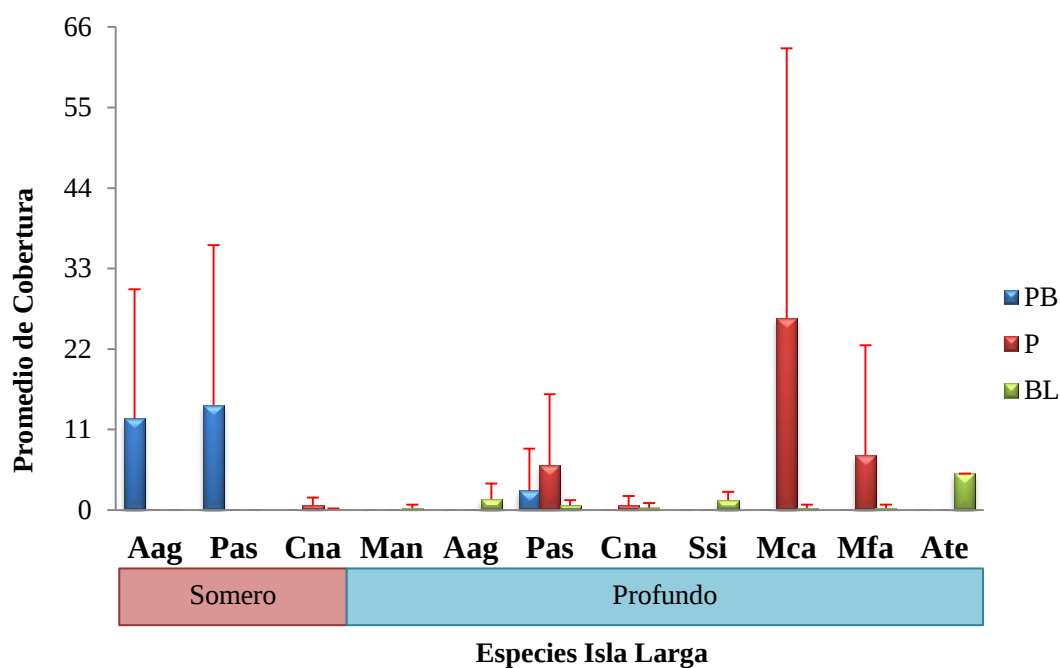


Figura 23. Porcentaje de blanqueamiento por especie en Isla Larga.

BL: blanqueamiento, PB: parches blanqueados, P: palidez. Aag: *A. agaricites*, Pas: *P. astreoides*, Cna: *C. natans*, Mfa: *M. faveolata*, Aag: *A. agaricites*, Ssi: *S. siderea*, Mca: *M. cavernosa*, Ate: *A. teunifolia*, Man: *M. annularis*.

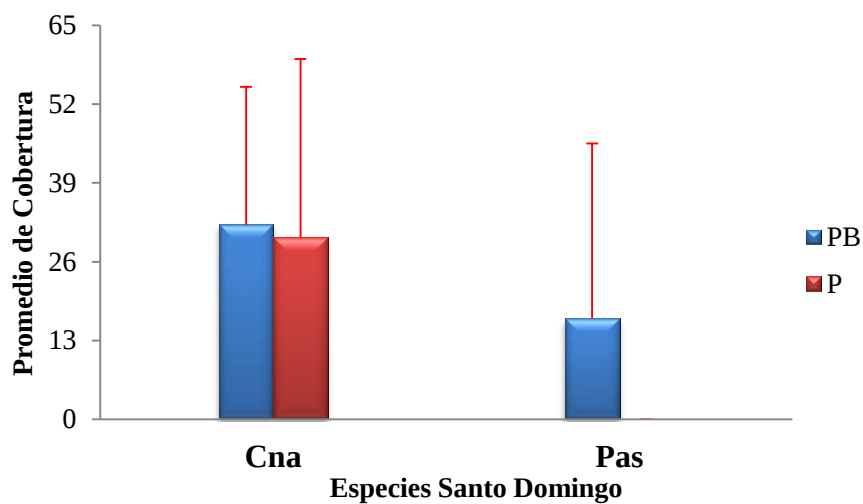


Figura 24. Porcentaje de blanqueamiento por especie en Santo Domingo.

BL: blanqueamiento, PB: parches blanqueados, P: palidez. Pas: *P. astreoides*, Cna: *C. natans*.

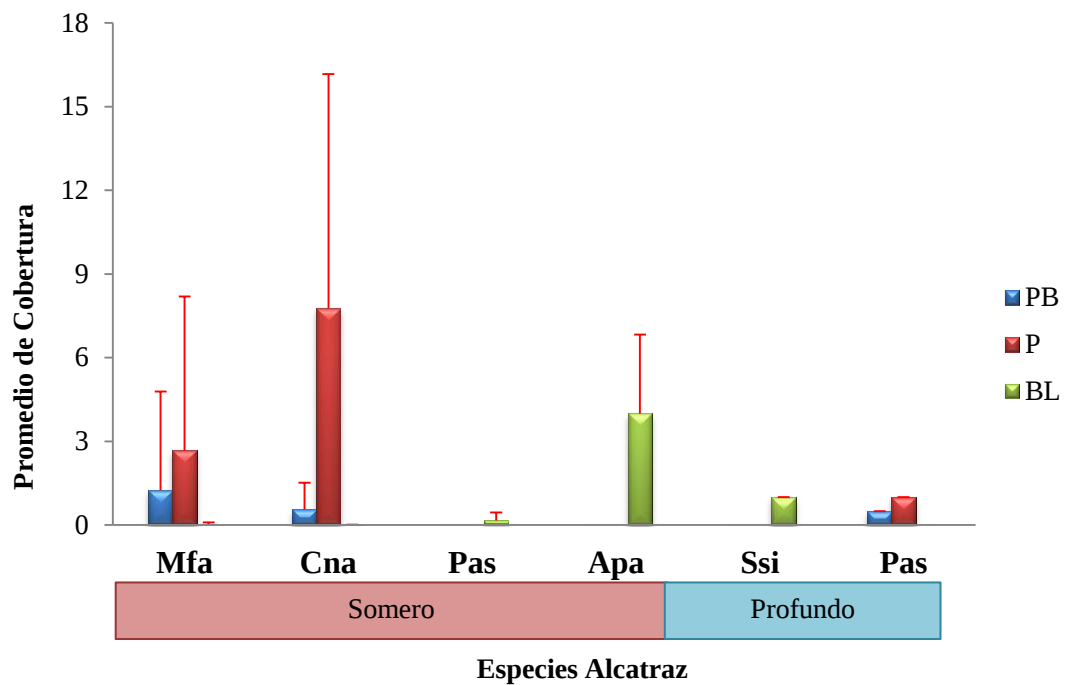


Figura 25. Porcentaje de blanqueamiento por especie en Alcatraz.

BL: blanqueamiento, PB: parches blanqueados, P: palidez. Pas: *P. astreoides*, Cna: *C. natans*, Mfa: *M. faveolata*, Apa: *A. palmata*, Ssi: *S. siderea*.

Las enfermedades al igual que el blanqueamiento fueron muy escasas, con porcentajes menores al 3% en todas las localidades (fig. 26). En este caso, el estrato somero de Alcatraz fue el que presentó diferencias con las otras dos zonas (Kruskal, $p < 0,05$) (ver anexos, tabla 9), dejando a ésta como la que presentó el mayor porcentaje de enfermedades en el parque.

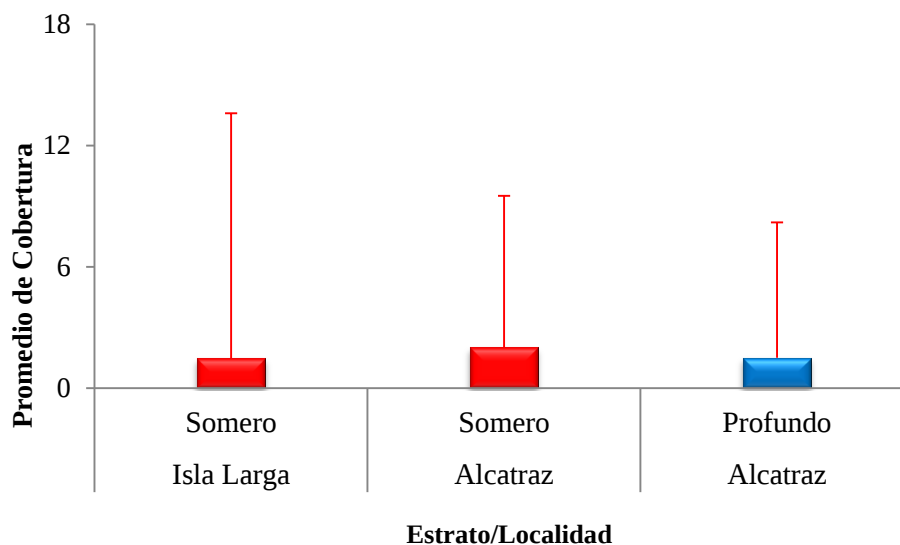


Figura 26. Porcentajes de enfermedades observadas en cada zona.

En el caso particular de Isla Larga solo se identificó la enfermedad de la plaga blanca (fig. 27A y 27B) y en Alcatraz se encontró fue la enfermedad de lunares oscuros (fig. 27C).

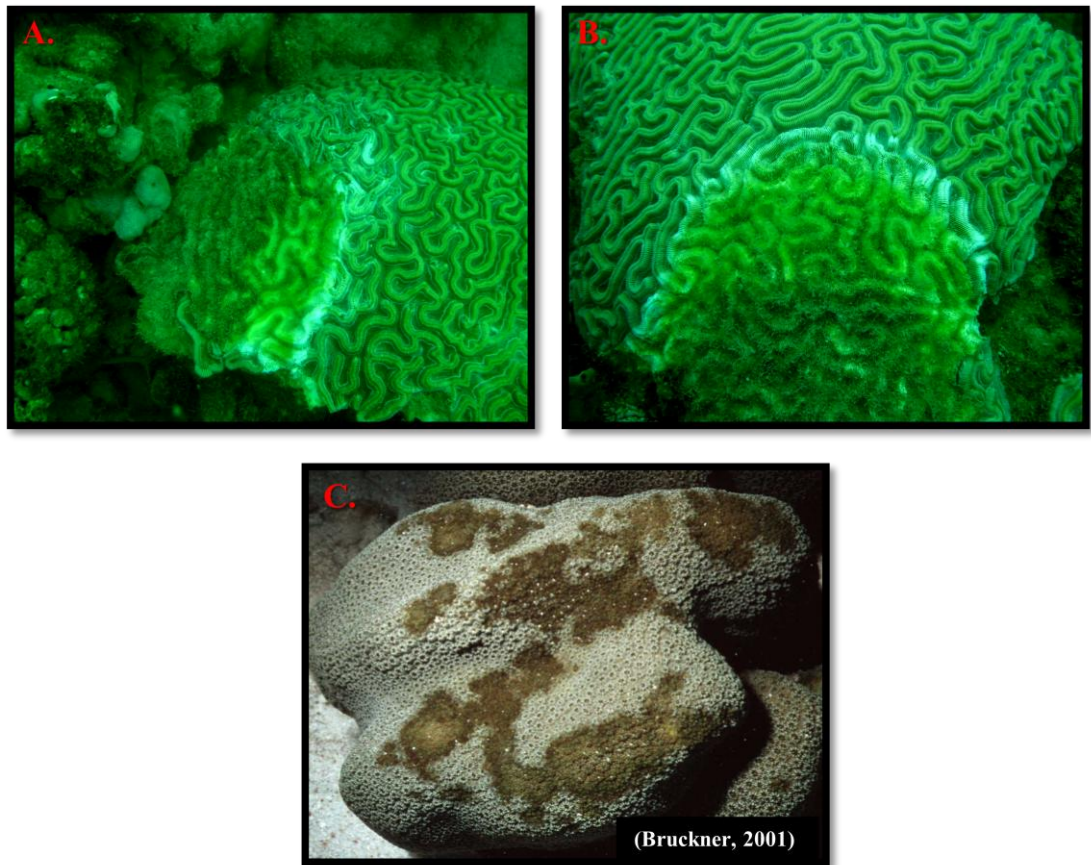


Figura 27. Fotografías de enfermedades.

(A) y (B) Plaga blanca en colonias de *C. natans* en Isla Larga, (C) Enfermedad de lunares oscuros en *M. annularis*.

En Isla Larga la plaga blanca estaba afectando una colonia de *C. natans* y en algunas de *P. astreoides* se notó una condición desconocida de puntos de color amarillo brillante y otras con puntos color naranja (fig. 28A). En Santo Domingo se encontró el mismo caso desconocido en *P. astreoides* y *M. faveolata* (fig. 28B). Por último, en Alcatraz la enfermedad de lunares oscuros afectó colonias de *M. faveolata* (fig. 28C). Estos resultados se compararon entre las especies de cada localidad y no se encontraron diferencias ($p > 0,05$).

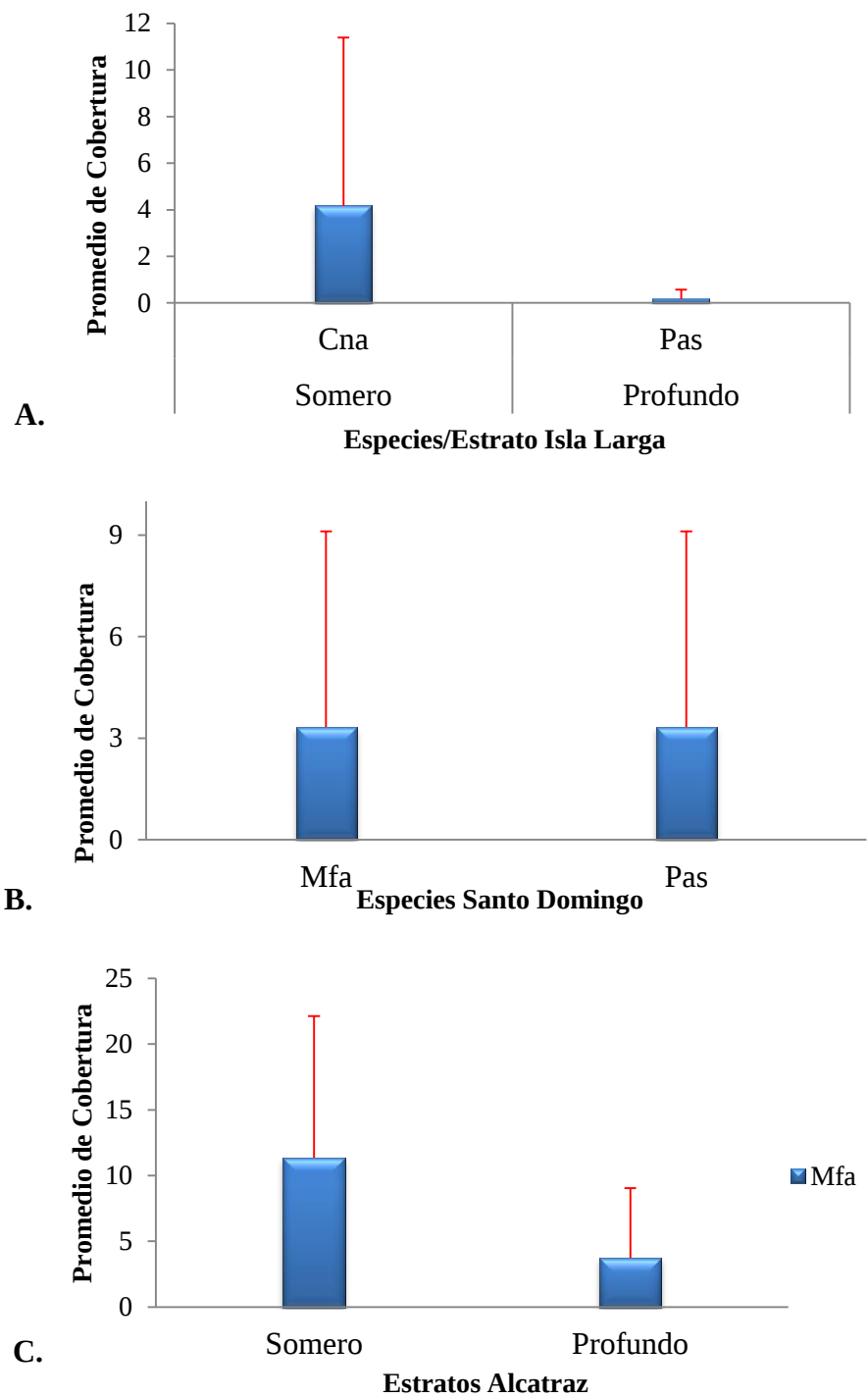


Figura 28. Porcentaje de enfermedades presentes en las diferentes localidades.

(A) Isla Larga, (B) Santo Domingo y (C) Alcatraz. Cna: *C. natans*, Mfa: *M. faveolata*, Pas: *P. astreoides*.

El análisis de Spearman que se realizó muestra que solo existe una relación positiva entre el diámetro y los porcentajes de palidez; entre la altura de las colonias y los porcentajes de parches blanqueados y entre la altura y las colonias que se encontraron totalmente muertas (tabla 3).

Tabla 3. Análisis de Spearman para establecer relaciones entre las tallas de las colonias y los porcentajes de mortalidad o blanqueamiento.

Categorías	R
Diámetro vs % de palidez	0,75201
Alto vs % de parches blanqueados	0,97638
Alto vs % de colonias totalmente muertas	0,80559

No se observaron otros agentes de mortalidad, ni de origen biológico (bioerosión, coralivoría) ni de origen antrópico (concentración alta de sedimentos, anclaje en el arrecife). Tampoco se encontraron reclutas de ninguna especie de coral.

7. DISCUSIÓN

La comunidad arrecifal del PNSE es una de las menos estudiadas del país en cuanto a estado de salud se refiere, por lo que este estudio representa el primer aporte al conocimiento del tipo enfermedades que afectan a los corales en el parque, así como otros agentes de perturbación allí presentes, lo que permite establecer un punto de comparación tanto a nivel nacional como internacional.

6.1 Importancia relativa, cobertura y densidad

Al observar estos resultados es claro que presenta una muy baja riqueza con solo 16 especies de corales pétreos, sobre todo cuando se compara con el resto del Caribe. Por ejemplo, en zonas como las Bahamas se han reportado casi 40 especies, entre escleractinos y mileporinos (Chiappone *et al.*, 1997; Feingold *et al.*, 2003), mientras que en otros arrecifes del Caribe la cantidad de especies reportadas es variable, entre 21 y 36 especies (Manfrino *et al.*, 2003; Bruckner & Bruckner, 2003; Klomp & Kooistra, 2003; Caballero *et al.*, 2006; Acosta y De la Guardia, 2004; Caballero *et al.*, 2004; Ruíz *et al.*, 2003), pero sigue siendo una riqueza mayor a la encontrada en este parque.

Al observar la situación dentro del país, los puntos de comparación también resultan variables. Tenemos el PNM, una zona bastante afectada, especialmente por las actividades turísticas que se desarrollan en la zona y que han atrasado la recuperación del parque después del evento masivo de mortalidad ocurrido en el año 1996; aquí se han reportado entre 5 y 23 especies pertenecientes a 10 familias (Losada & Klein, 1996; Villamizar, 2000; Laboy *et al.*, 2001; Rodríguez y Villamizar, 2008; Croquer & Bone, 2003; López & Rodríguez, 2010; Rodríguez y Villamizar, 2000; Croquer, *et al.*, 2010). Para Sucre las especies llegan a 25 (Sant *et al.*, 2002; Sant *et al.*, 2004), en la Isla La Tortuga se han encontrado 20 especies (Del Mónaco *et al.*, 2010). Pero todos estos valores son bajos cuando nos referimos al

PNALR, donde se han reportado desde 27 hasta más de 50 especies (Villamizar, 2003; Villamizar *et al.*, 2003; Croquer, *et al.*, 2010).

En cuanto a los reportes anteriores del parque la situación es similar a la actual. Del Mónaco *et al.* (2012) reportaron un total de 15 especies, mientras que Rodríguez *et al.* (2011) un total de 19 especies pertenecientes a 10 familias, lo que sigue siendo bajo cuando se compara con el resto del país. Existe un trabajo donde se encontraron 24 especies de corales pétreos en la zona de Isla Larga, algunas como *Phylangia americana*, *Siderastra radians*, *Favia fragum*, *D. labyrinthiformis*, pero todas estas especies crecen sobre un sustrato duro artificial que tiene más de 60 años en la zona, por lo que se ve menos afectado que el resto de la costa por las actividades turísticas que allí se desarrollan y le permite una mayor riqueza de especies (Barreto, 2002).

El Índice de Diversidad de Shannon suele tener un valor máximo cercano 5, pero existen ecosistemas con mayores valores, como los bosques tropicales y arrecifes de coral, y los menores en las zonas desérticas (Pla, 2006); por ejemplo en Cuba se han encontrado valores de 3 para arrecifes coralinos en la zona somera y 3,56 para la zona profunda (De la Guardia & González, 2002), valores más altos que los encontrados aquí.

Cuando se compara el valor del índice general con cada localidad, Isla Larga y Alcatraz poseen valores similares al valor general, por lo que su riqueza de especies es la representativa del parque, pero en el caso de Santo Domingo la diferencia es notoria, entonces esta isla puede ser tomada como la zona con menor riqueza dentro de este estudio. En relación al gradiente de profundidad, el estrato somero de Alcatraz y el profundo de Isla Larga tienen un índice un poco mayor, muy cercano al general, mientras que los otros dos estratos tienen casi el mismo valor, aunque hay que tomar en cuenta que el estrato profundo de Alcatraz es el que cuenta con un número menor de réplicas, lo que puede estar afectando estos resultados.

Las aparentes diferencias en la diversidad de cada localidad pueden deberse a un gran número de factores naturales que afectan la estructura de estas comunidades, como la profundidad, el sustrato, la pendiente, la complejidad estructural y la exposición al oleaje, así como factores ajenos al sistema, como la pesca excesiva, el

turismo, el anclaje y entrada de aguas servidas. Los arrecifes muestreados en este trabajo, son arrecifes expuestos y afectados por una serie de factores; en Isla Larga el arrecife es continuo y alcanza los 18m de profundidad con poca exposición al oleaje pero el turismo es el agente principal de afectación. Para los casos de Alcatraz y Santo Domingo, a pesar de ser zonas protegidas del parque, se sospecha de actividades de pesca, Alcatraz es un arrecife con zonas en forma de parches que alcanza los 9m de profundidad y tiene alta exposición al oleaje, mientras que Santo Domingo es un arrecife poco profundo con alta exposición al oleaje también. Estas características pueden explicar que Isla Larga y Alcatraz sean las zonas con mayor diversidad del parque, ya que son arrecifes más profundos lo que permite una mayor distribución de especies porque se dividen en zonas, como la plataforma somera donde la diversidad es baja y predominan los corales ramificados, la cresta arrecifal con una diversidad y cobertura de corales mayores y donde predominan los corales monticulares, y el talud donde la diversidad es mucho mayor y los corales en forma de plato son más comunes. Esta mayor profundidad también protege a el componente bentónico de las fuerzas del oleaje lo que en conjunto puede explicar los resultados aquí encontrados.

Al revisar la estructura del parque es claro que es un sistema dominado por coral muerto cubierto de algas (53%), con una baja cobertura de coral vivo, pero cuando nos referimos a la importancia relativa de especies las diferencias son claras entre las localidades, un indicativo de que la dinámica de cada isla es diferente.

En general, el promedio de cobertura muestra que las especies más importantes fueron las masivas constructoras de arrecifes, *M. annularis*, *C. natans*, *M. faveolata*, seguido de la cobertura de esponjas. La abundancia de corales masivos favorece el desarrollo de los arrecifes dado que las mismas se caracterizan por dominar en zonas limpias de ambientes favorables y constantes (Alcolado *et al.* 1994), además los tamaños y la abundancia de colonias de *Montastraea* pueden reflejar las condiciones locales del sitio y las tasas de crecimiento de las colonias (Bank & Meesters, 1998), es decir, que a pesar de ser un ambiente afectado por distintos factores, sigue mostrando ciertos indicadores de salud.

Otro factor que determina la estructura, son los agentes naturales, ya que la predominancia de corales como *P. astreoides*, *D. clivosa*, *D. strigosa* y *A. palmata* son indicadores de que los sitios están expuestos a relativamente altos oleajes y surgencias (Feingold *et al.*, 2003), especies muy comunes dentro del parque, en especial en Isla Larga.

Revisando un poco la estructura de los arrecifes en el Caribe, se encuentran algunos arrecifes como los de Costa Rica, donde la cobertura de coral vivo apenas alcanzan un 2-3% (Fonseca, 2003), mientras que en el resto del Caribe, esas coberturas varían entre un 12% y un 41% (Acosta y De la Guardia, 2004; Caballero *et al.*, 2004; Klomp & Kooistra, 2003; Caballero *et al.*, 2006; Chiappone *et al.*, 1997; Bruckner & Bruckner, 2003; Rielg *et al.*, 2003; Deschamps *et al.*, 2003; Alcolado *et al.*, 2003; De la Guardia *et al.*, 2004; Garzón *et al.*, 2001; Nemeth *et al.*, 2003; Steneck & Lang, 2003; Ruíz *et al.*, 2003; Feingold *et al.*, 2003). Las zonas que registraron porcentajes cercanos a los encontrados aquí fueron, Yucatan, Colombia, Cuba y las Islas Turcas y Caicos, con promedios entre el 18% y 20% de cobertura viva (Rielg *et al.*, 2003; De la Guardia *et al.*, 2004; Garzón *et al.*, 2001; Steneck & Lang, 2003), lo que indica que los porcentajes del parque están en una posición intermedia dentro del Caribe.

Ahora si se habla de la dominancia de especies, la mayoría en el Caribe reporta a especies del genero *Montastraea* como la dominante (Peckol *et al.*, 2003a; Acosta y De la Guardia, 2004; Caballero *et al.*, 2004; Klomp & Kooistra, 2003; Bruckner & Bruckner, 2003; Manfrino *et al.*, 2003; Fonseca, 2003; Rielg *et al.*, 2003; Kramer *et al.*, 2003; Deschamps *et al.*, 2003, Peckol *et al.*, 2003b; Alcolado *et al.*, 2003; Nemeth *et al.*, 2003; Ruíz *et al.*, 2003) como ocurre con Alcatraz; mientras que en otras zonas lo es *A. palmata* (Peckol *et al.*, 2003a; Caballero *et al.*, 2006; Fonseca, 2003) o especies de menor talla del género *Siderastrea*, *Agaricia* o *Porites* (Acosta y De la Guardia, 2004; Caballero *et al.*, 2004; Bruckner & Bruckner, 2003; Manfrino *et al.*, 2003; Fonseca, 2003; Deschamps *et al.*, 2003, Peckol *et al.*, 2003b, Alcolado *et al.*, 2003; De la Guardia *et al.*, 2004), incluso mileporinos (Peckol *et al.*, 2003a; Caballero *et al.*, 2006) como es el caso de Santo Domingo.

Estas variaciones entre las coberturas de coral vivo y la dominancia de especies, pueden deberse a distintas razones. En las Bahamas (Feingold *et al.*, 2003), al comparar los sitios protegidos y no protegidos por la pesca, se encontró una mayor cobertura de coral vivo en las zonas protegidas y también la mayor cobertura de corales masivos estaba en zonas distantes del desarrollo humano. Otros estudios también muestran que en las zonas donde el turismo es más fuerte, se encontraron bajas densidades de grandes colonias y de cobertura de coral vivo (Kikuchi *et al.*, 2003). Estas características se ven reflejadas dentro del parque, ya que Isla Larga es una zona de gran turismo y en Alcatraz y Santo Domingo hay reportes de actividades de pesca por residentes de la zona, dada la ausencia de vigilancia por lo organismos pertinentes.

En Venezuela el estatus de los arrecifes coralinos es variable. El PNM es la zona costera donde se han realizado estudios más extensos, en especial luego del evento de mortalidad reportado en 1996. Antes de este evento se reportaban un total de 26 especies de corales pétreos pertenecientes a 10 familias y dos mileporinos, donde se encontraron coberturas de coral vivo de un 36,56% un poco mayor a la cobertura de coral muerto (31,69%), con especies dominantes de *M. annularis*, *C. natans*, *A. agaricites* y *P. portites* (Villamizar, 2000). Luego de esta perturbación, se realizaron evaluaciones anuales hasta 1999, donde se hicieron claros los cambios en la estructura de esta comunidad con una riqueza que descendió a 9 especies, se observó que *M. annularis* decayó con coberturas inferiores al 3%, siendo dominantes *M. alcicornis* y los gorgonios en estos arrecifes. En relación a las categorías bentónicas, domina la cobertura de coral muerto con algas que supera el 60% mientras que el coral vivo no llegaba al 10% de cobertura (Villamizar, 2000). Estudios posteriores han demostrado una recuperación en esta zona en la cobertura sésil viviente, alcanzando un promedio de 60% de cobertura bentónica, pero con un cambio dramático en la composición de especies (Bastidas *et al.*, 2006). La cobertura de coral vivo varía entre un 2% y un 50% (Bastidas *et al.*, 2006; López & Rodríguez, 2010, Croquer *et al.*, 2010), con especies dominantes de los géneros *Porites*, *Colpophyllia* y *Montastraea* (López & Rodríguez, 2010; Rodríguez y Villamizar, 2008; Croquer &

Bone, 2003; Croquer *et al.*, 2010) y una cobertura viviente dominada por octocorales y algas filamentosas, un cambio que es común en arrecifes coralinos luego de un disturbio (Bastidas *et al.*, 2006; Rodríguez y Villamizar, 2000; López & Rodríguez, 2010).

Para Sucre, se reporta una dominancia para *M. alcicornis*, *S. siderea*, *P. astreoides* y *C. natans* con porcentajes de cobertura viva de un 60% (Sant *et al.*, 2002), mientras que en La Tortuga *M. annularis* era especie dominante, con más del 28% de cobertura viva (Del Mónaco *et al.*, 2010). En el caso del PNALR encontraron una cobertura de coral vivo entre un 30-60%, con *A. palmata* dominante en los arrecifes más someros y *M. faveolata* en los más profundos (Villamizar *et al.*, 2003; Croquer *et al.*, 2010), en otro estudio en la misma zona las especies dominantes fueron *M. annularis*, *P. astreoides* y *M. faveolata* (García *et al.*, 2003). Por lo que se puede decir que las zonas costeras tienen un grado mayor de afectación que la zona insular del país, si se toma en cuenta los porcentajes de cobertura viva y la composición de especies.

Al comparar estos arrecifes con los de San Esteban, vemos la similitud en la gran cobertura de coral muerto cubierto de algas y en donde las especies de coral vivo dominantes fueron las del género *Montastraea* y *Colpophyllia*, similar a la condición reportada en Morrocoy, pero con mayores porcentajes de cobertura coralina viva. Sucre y el PNALR tienen coberturas vivas mucho mayores, pero en cuanto a dominancia de especies la situación es similar. Esto refleja la dominancia de las especies que son típicas constructoras de arrecife en el Caribe pero con un elevado nivel de afectación.

Cuando separamos los resultados por zona, vemos que en Isla Larga la especie de mayor importancia, tanto en el estrato somero como en el profundo es *C. natans*, pero en Santo Domingo lo son la categoría de octocorales seguido de la especie de *M. alcicornis* y en Alcatraz la más importante tanto en el estrato somero como en el profundo fue *M. faveolata* seguido de la categoría de esponjas. Todo esto parece coincidir de una forma u otra con otras localidades en el país, clara evidencia que la composición de especies depende tanto de la estructura del arrecife como de los

factores internos y externos que afectan el arrecife, como son la fuerza del oleaje en la zona somera y las limitaciones de luz hacia los estratos más profundos.

Los reportes anteriores para el parque también muestran una dominancia de *C. natans* y *Montastraea* (Del Mónaco *et al.*, 2012; Rodríguez *et al.*, 2011). Los mismos autores señalan un porcentaje de cobertura viva del 19-20% lo que podría tomarse como indicativo de que el parque ha mantenido su condición en estos últimos años.

Cuando nos referimos a la cobertura Santo Domingo es la zona más afectada, ya que cuenta con una menor cobertura de coral vivo y las categorías que resaltan en comparación son los octocorales y zoántidos, claro indicio de que es una zona bastante afectada por el oleaje y de poca profundidad.

Un ítem importante a considerar es la cobertura de esponjas, las cuales son conocidas por ser indicadores de salud de los arrecifes y por presentar una amplia tolerancia ecológica y elevada biomasa, que frecuentemente supera la de los corales por lo que son considerados como fuertes competidores por el espacio (Nuñez *et al.*, 2010), aquí se encontraron coberturas muy bajas, entre el 4-8% en Isla Larga, la localidad con mayor cobertura de las mismas, lo que es extraño al compararlo con estudios anteriores, donde reportan coberturas mayores al 10% en la zona somera de Isla Larga (Nuñez *et al.*, 2010), aunque hay que tener en cuenta que en este trabajo no se evaluó un gradiente completo (solo somero y profundo). Otras zonas como el PNM y el PNALR reportan un 5% y un 2% de cobertura respectivamente.

Todos los reportes descritos en cuanto a consideraciones de riqueza, cobertura viva e importancia de especies, indican que el PNSE presenta una situación intermedia de afectación, y dentro del país los puntos extremos son el PNM y el PNALR.

Cuando nos referimos a la densidad de especies, son muchos los factores que intervienen, ya que los valores dependen tanto de la especie, como del sistema donde se encuentran. El estrés físico es un factor determinante, ya que por ejemplo en las zonas que están expuestas a relativamente altos oleajes, las especies más comunes son colonias ramificadas con tasas de crecimiento y reclutamiento más altas (Feingold *et al.*, 2003). En los arrecifes del PNSE, las especies más frecuentes en la zona somera

fueron aquellas que soportan con mayor facilidad estos agentes, como era de esperar, siendo particularmente dominante el género *Millepora* en Santo Domingo, a diferencia de las zonas profundas donde las condiciones del sistema son mucho más estables, dominando especies masivas, lo que coincide con lo reportado en este estudio para todos los arrecifes.

Una de las especies cuyas densidades han sido más estudiadas en el Caribe es *A. palmata*, debido al elevado impacto que presentan sus poblaciones a raíz del evento de mortalidad ocurrido en los 80's. En el PNALR, se encontró una densidad de colonias mayor a una colonia por cada 10m², con valores de hasta 3 colonias por 10m² en algunas localidades (Zubillaga *et al.*, 2008), un buen indicio ya que a lo largo del Caribe la densidad de *A. palmata* es menor a una colonia por m² (Jordán, 1992; Bruckner 2002). En la caracterización de los arrecifes del PNSE, esta especie tuvo los mismos valores que en el resto del Caribe, aunque cabe destacar que pareciera haber iniciado un proceso de recuperación tal como lo reseñan Martínez & Rodríguez-Quintal (2012b), por lo que un monitoreo continuo de esta especie es necesario.

En cuanto a la densidad de organismos claves en el arrecife, es fundamental la densidad de *D. antillarum*, ya que este herbívoro clave sufrió una mortalidad masiva debido a un patógeno a lo largo de todo el Caribe (Lessios *et al.*, 1984). En Jamaica, las poblaciones de este erizo se vieron reducidas en más del 95% (Hughes, 1994) y las bajas densidades de esta especie pueden disminuir significativamente el éxito del desove, ya que la fertilización en este género es denso-dependiente (Levitan, 1991; Karlson & Levitan, 1990). Si esta especie se ve reducida, y en el caso de que exista una pesca excesiva que elimine especies herbívoras, se produciría un aumento considerable en la biomasa de las algas, situación que podría estarse presentando en el PNSE. En Jamaica, antes de esta mortalidad masiva, la cobertura de macroalgas era menor al 5%, en zonas someras o donde no se encontraran territorios de pomacentridos (Hughes, 1994), luego de este evento las coberturas de algas se dispararon, dando como resultado que el reclutamiento larval de todas las especies de

corales disminuyera considerablemente en las últimas décadas, e incrementara el sobrecrecimiento de algas en corales (Hughes, 1989).

La densidad de esta especie tiene índices muy bajos a lo largo del Caribe incluyendo a Venezuela (Alcolado *et al.*, 2003; Fonseca, 2003; Deschamps *et al.*, 2003; Manfrino *et al.*, 2003). Para Venezuela antes del evento de mortalidad las densidades eran de hasta 4 ind/m², mientras que en la actualidad están entre 1 y 0,22 ind/m² (Noriega *et al.*, 2006), densidades muy bajas que concuerdan con la situación del PNSE. Reportes han demostrado que en las zonas donde los erizos eran escasos, las coberturas de macroalgas eran hasta 10 veces mayor que en las zonas donde había una mayor cantidad de los mismos, situación que ocurrió también con la densidad de juveniles de corales, en las zonas con mayor densidad de erizos los juveniles alcanzaron densidades de hasta 43 ind/m² (Edmunds & Carpenter, 2001). Esto demuestra que el aumento de los erizos está relacionado directamente con la reducción de la cobertura de macroalgas y altas densidades en los juveniles de corales (Edmunds & Carpenter, 2001). Otra de las razones por las cuales la densidad de reclutas es tan baja en todo el Caribe (Klomp & Kooistra, 2003; Manfrino *et al.*, 2003; Villamizar *et al.*, 2003). En los resultados se pudiera inferir una relación entre la biomasa de algas y la densidad de erizos en el estrato somero, ya que en Alcatraz se encuentra la mayor densidad de erizos y la menor biomasa de algas, relación inversa para Isla Larga y Santo Domingo.

Por último, otro de los organismos que hay que tomar en cuenta en los arrecifes son los peces damiselas, que como se ha mencionado tienen una estrecha relación con la biomasa de algas y la densidad de reclutas dentro de estos sistemas (Walter & Haynes, 2006). Estos organismos son capaces de generar daños considerables sobre algunas colonias cuando establecen sus territorios, incluso provocar necrosis del tejido y erosión en las zonas invadidas por las algas (Peters, 1984).

Lo anterior parece indicar que esta es la situación que se presenta en el PNSE, ya que la densidad de *D. antillarum* es baja y la de pomacentridos es alta, lo que trae como consecuencia una gran biomasa de algas y la inexistencia de reclutas en el estudio.

6.2 Tallas y biomasa de algas

Otro índice de salud en los arrecifes de coral son las tallas de las colonias que componen el sistema. Las tallas son muy variables según la especie y las condiciones de la zona, pero en líneas generales, las tallas grandes son consideradas como un indicador de salud, y por especie, son tomadas como indicadores de edad reproductiva. Aquí se puede observar que las mayores tallas se observaron en el estrato somero de Isla Larga y Alcatraz, mientras que por especie las mayores tallas fueron de *M. annularis*, *C. natans*, *M. faveolata* y *A. palmata*.

En el Caribe la distribución de diámetros varía entre los 26cm y los 103cm (Caballero *et al.*, 2004; Deschamps *et al.*, 2003; Rielg *et al.*, 2003; Nemeth *et al.*, 2003; Peckol *et al.*, 2003a; Ruíz *et al.*, 2003; Klomp & Kooistra, 2003; Caballero *et al.*, 2006; Manfrino *et al.*, 2003; Peckol *et al.*, 2003b) estos mismos autores reportan las mismas especies con las mayores tallas, sumándose *C. natans*. Las zonas que reportaron tallas similares a este parque fueron Tobago, las Islas Vírgenes, y México (Deschamps *et al.*, 2003; Nemeth *et al.*, 2003; Ruíz *et al.*, 2003) con diámetros entre los 55-65cm.

En el caso del PNALR, el promedio de tallas encontrado fue mayor a los 100cm con las mayores tallas para *A. palmata* (Villamizar *et al.*, 2003), y en un reporte anterior del PNSE el promedio fue de 43,4cm, con las tallas mayores para Alcatraz seguido de Isla del Rey e Isla Larga (Del Mónaco *et al.*, 2012), un valor cercano a los reportados aquí para la zona profunda y Santo Domingo.

Cuando se compara las tallas de *Acropora* con estudios anteriores se encuentran diferencias notables. Martínez & Rodríguez (2012b) reportaron tallas mucho menores con diámetros menores a los 45cm y alturas menores a los 17cm. Ahora, si se tomara en cuenta la tasa de crecimiento anual reportada en ese mismo estudio, pareciera que las colonias han crecido más rápido de lo esperado, aunque en ese estudio eran juveniles en proceso de recuperación, por lo que esos valores pueden variar. Lo que si es cierto es que las pocas colonias presentes están desarrollándose en forma óptima lo que corrobora el inicio de un proceso de recuperación para esta especie en el parque.

El PNSE cuenta con zonas dominadas por tallas pequeñas de otras especies de coral y si bien la presencia de estas tallas puede ser interpretada como una señal de recuperación en los arrecifes (arrecifes en crecimiento), también puede ser tomado como zonas donde las tasas de mortalidad son muy altas o la tasa de crecimiento es muy baja (Zubillaga *et al.*, 2008), por lo que continuar con el monitoreo resulta importante.

Las algas son consideradas como los mayores competidores por sustrato en un arrecife, ya que son excelentes colonizadores y tienen tasas de crecimiento mucho mayores que la mayoría de los organismos sésiles bentónicos. La cobertura de algas y la biomasa presentaron resultados bastante significativos para este estudio, con una predominancia de algas filamentosas y macroalgas.

En el Caribe se reportan algas incrustantes como dominantes (Deschamps *et al.*, 2003; Rielg *et al.*, 2003; Fonseca, 2003) así como macroalgas (Peckol *et al.*, 2003a; Nemeth *et al.*, 2003; Garzón *et al.*, 2001; De la Guardia *et al.*, 2004; Alcolado *et al.*, 2003; Manfrino *et al.*, 2003) y algas filamentosas (Rielg *et al.*, 2003; De la Guardia *et al.*, 2004). Las coberturas de macroalgas y algas filamentosas varían entre un 25% y un 70% (Rielg *et al.*, 2003; Nemeth *et al.*, 2003; Peckol *et al.*, 2003a; Ruíz *et al.*, 2003; Garzón *et al.*, 2001; De la Guardia *et al.*, 2004; Alcolado *et al.*, 2003; Fonseca, 2003; Manfrino *et al.*, 2003), valores cercanos a los reportados aquí, pero la biomasa tuvo un intervalo mucho más amplio ya que se reportan valores entre 22-169 de biomasa, con valores mayores en las zonas profundas y menores donde había mayor exposición al viento (Deschamps *et al.*, 2003; Rielg *et al.*, 2003; Peckol *et al.*, 2003a; Ruíz *et al.*, 2003; Alcolado *et al.*, 2003; Peckol *et al.*, 2003b; Fonseca, 2003; Manfrino *et al.*, 2003; Klomp & Kooistra, 2003). En un estudio realizado en Brazil, se encontró que la densidad de corales es inversamente proporcional a la abundancia de las macroalgas (Kikuchi *et al.*, 2003).

Para Venezuela, en el PNM se reportan coberturas de algas de un 15-60% (Croquer & Bone, 2003; Rodríguez & Villamizar, 2008), mientras que en el PNALR esos porcentajes llegaron a más del 40%, con una dominancia de alga incrustante y filamentosas (Villamizar *et al.*, 2003).

Existen estudios que han comprobado una estrecha relación entre la altura de las macroalgas y su abundancia relativa con el grado de impacto humano en la zona (Feingold *et al.*, 2003), lo que explicaría la alta cobertura de algas, siendo el PNSE una zona afectada en un alto grado por el turismo y supuestas actividades de pesca, estas últimas pueden diezmar peces herbívoros los cuales cumplen un papel de gran importancia en el control de la biomasa de las macroalgas. La biomasa por su parte presenta valores intermedios cuando se compara con el resto del Caribe y valores cuatro veces más altos si se compara con el PNALR, una zona de baja afectación.

La gran cantidad de biomasa de algas encontrada en este estudio, puede estar relacionado con su proximidad a la costa, ya que por ser zonas de alto turismo, los desechos orgánicos pueden aumentar los nutrientes con escorrentías naturales durante tormentas (Kikuchi *et al.*, 2003) y también puede tener el efecto de aguas residuales en las cercanías de la costa.

La abundancia de macroalgas, ha sido relacionada con la densidad de otras especies dentro de los arrecifes. Caballero *et al.* (2007) la relaciona con la baja densidad de *D. antillarum*, mientras que Bak & Engle (1979) la asocian a la baja densidad de reclutas, ya que las colonias pequeñas se ven sumamente afectadas por el sobrecrecimiento de macroalgas.

Lo expuesto anteriormente coincide con las características del parque, ya que debido a las actividades que se desarrollan dentro, la baja densidad de *D. antillarum* y la cantidad de pomacentridos, que a pesar de que mantienen la diversidad de algas en un estadio intermedio en sus territorios (menos perjudicial para los corales) estos pueden llegar a causar daños en las colonias, la cobertura de algas es mucho mayor que la de coral vivo, siendo este el competidor dominante de la comunidad.

6.3 Mortalidad

La mortalidad es otro de los indicadores de salud en un arrecife, y como se puede observar los porcentajes de mortalidad encontradas fueron muy altos, en especial los de mortalidad antigua y las colonias totalmente muertas, y todas las especies

encontradas presentaron cierto porcentaje de mortalidad, donde la especie más afectada fue *M. annularis* ya que fue la única especie que presentó muerte total en las localidades.

En el Caribe los porcentajes de mortalidad antigua se reportan entre el 10-33%, mientras que la mortalidad reciente alcanza valores de 1-15% y las colonias totalmente muertas fueron poco reportadas (menor al 8%) (Rielg *et al.*, 2003; Nemeth *et al.*, 2003; Caballero *et al.*, 2006; Caballero *et al.*, 2004; Ruíz *et al.*, 2003; Alcolado *et al.*, 2003; Fonseca, 2003; Peckol *et al.*, 2003b; Manfrino *et al.*, 2003; De la Guardia *et al.*, 2004; Klomp & Kooistra, 2003, Peckol *et al.*, 2003a; Deschamps *et al.*, 2003), donde las colonias más afectadas fueron las del género *Acropora*, *Siderastrea*, *Montastraea* y *Diploria*. En Venezuela los porcentajes de mortalidad son muchos más altos, con un 60% en el PNM y un 30% para el PNALR de mortalidad antigua (Rodríguez y Villamizar, 2008; Villamizar *et al.*, 2003), para la mortalidad reciente se encontró un 1-8% y la muerte total con más del 25% (Villamizar *et al.*, 2003).

Para Isla Larga y Alcatraz, Rodríguez *et al.* (2011) reportan una cobertura de coral muerto cubierto de algas de casi el 50% (mortalidad antigua), mientras que el coral muerto “libre” fue del 10% para Alcatraz y del 2% para Isla Larga (mortalidad nueva), lo que coincide con lo reportado en este trabajo, ya que los valores de mortalidad se mantuvieron y demuestran que esta comunidad se ha mantenido constante en estos últimos años, a pesar de que en comparación con el resto del Caribe, los porcentajes de mortalidad son mucho más altos.

A. palmata es considerada una de las especies constructoras de arrecifes en la zona somera, por su capacidad de soportar el oleaje y su constante aporte de materia orgánica al sistema, por lo que es importante revisar a fondo su estado de salud. A pesar de que fueron pocas las colonias encontradas, es notable que las mismas presenten un mejor estado de salud que las colonias de Cayo Sombrero en el PNM, reportadas por Martínez y Rodríguez (2012a), las cuales alcanzaron hasta un 27% de mortalidad antigua y menos del 8% de mortalidad reciente. Ese mismo estudio encontró un 20% de colonias parcialmente blanqueadas. En otro estudio se hallaron

valores de mortalidad parcial menores al 12% para Isla Larga (Martínez & Rodríguez, 2012b), un valor bajo comparado con el 25 % obtenido este estudio para la misma localidad. Lo contrario ocurre cuando se habla de las colonias pálidas o parcialmente blanqueadas de Alcatraz donde se halló hasta un 45,4% (Martínez & Rodríguez, 2012b), un valor muy alto para el 4% encontrado en la misma localidad.

El hecho de que los porcentajes de mortalidad reciente generales fueron muy bajos puede tomarse como un indicador de que estos arrecifes no han sufrido una afectación severa en un periodo cercano a las fechas de los muestreos. Mientras que el predominio de mortalidad antigua es un indicador de afectación severa en años anteriores o debido a procesos acumulativos de mortalidades parciales en las colonias (Lang, 2003). Una de las causas posibles puede inferirse tomando ciertos reportes del PNM, una comunidad coralina similar a la del PNSE debido a su cercanía. En el PNM para el año 2003 se reportó un brote de enfermedades, donde la más común fue banda amarilla con aproximadamente un 4% de incidencia (Croquer & Bone, 2003), afectando principalmente especies del género *Montastraea*. Los daños causados por estas enfermedades en ese parque son menores al 50%, pero se puede presumir que la enfermedad pudo estar presente primero en el PNSE, causando daños en el componente bentónico, disminuyendo la cobertura del género *Montastraea*, que es de hecho la única especie reportada con muerte total. Otros evento no pueden descartarse pero la falta de información existente para décadas anteriores (80 y 90's) impide ser concluyentes al respecto.

6.4 Blanqueamiento y Enfermedades

Los eventos de blanqueamiento son comunes para estas especies sésiles bentónicas y están asociados a la presencia de agentes de estrés, como aumentos en la temperatura, tasa de sedimentación, cambios en la salinidad, entre otros. Los porcentajes de blanqueamiento encontrados fueron muy bajos, se encontraron más colonias pálidas y con parches blanqueados y las especies más afectadas fueron *C. natans* y *M. cavernosa*.

Para el Caribe, los porcentajes de blanqueamiento son muy variables, por lo que hay zonas donde se reportan valores de 1-5% (Peckol *et al.*, 2003a; Alcolado *et al.*, 2003; Garzón *et al.*, 2001; Fonseca, 2003; Manfrino *et al.*, 2003) mientras que en otras los valores oscilan entre 10-45% (Ruíz *et al.*, 2003; Klomp & Kooistra, 2003; Acosta y De la Guardia, 2004; Caballero *et al.*, 2004; Deschamps *et al.*, 2003; Peckol *et al.*, 2003b), pero todos estos reportes tienen un denominador común, ya que fueron pocas las colonias blanqueadas totalmente y el tipo de blanqueamiento más común fue el de parches.

Rodríguez *et al.* (2010) se encargaron de evaluar los daños causados por el evento de blanqueamiento del 2005 en varias zonas del Caribe. Las primeras zonas afectadas se encontraron en arrecifes oceánicos donde se vio una afectación del 1-4%, cuando el fenómeno alcanzó las zonas costeras los porcentajes de blanqueamiento llegaron a un 16%.

En 1998 también se reportó un evento de blanqueamiento en el Caribe y para Cayo Sombrero el blanqueamiento fue menos severo comparado con el de 2005 (9% vs. 26% de las colonias, respectivamente) con *M. faveolata* como la especie más afectada (1-10%) (Rodríguez *et al.*, 2010). Casi un año después solo 2% de las colonias siguieron blanqueadas (Rodríguez *et al.*, 2010). Este evento también se estudió en la zona del PNALR, el blanqueamiento fue de intensidad leve y se evidenció en la primera semana de noviembre, extendiéndose tanto a zonas someras como profundas de los arrecifes. Un total de 19 especies de corales y 2 hidrozoarios fueron blanqueados o presentaron palidez, con una intensidad de blanqueamiento menor al 8% (Villamizar *et al.*, 2008). La recuperación del blanqueamiento fue casi total a finales de marzo (Villamizar *et al.*, 2008), por lo que se puede decir que comparado con otros arrecifes del Caribe, el blanqueamiento en el PNALR fue menos severo. Otros reportes de blanqueamiento para el país indican que los porcentajes oscilan entre un 4% y 9%, para Cayo Sombrero y el PNALR, respectivamente (Croquer & Bone, 2003; Villamizar *et al.*, 2003), sin embargo estudios recientes mostraron porcentajes de blanqueamiento alarmantes para el PNALR, con temperaturas mayores a los 29°C en el 2010, el 72% de las colonias estaban

blanqueadas o pálidas, y al año siguiente, el 46% de las colonias aún estaban afectadas (Bastidas *et al.* 2012). La cobertura bentónica coralina promedio disminuyó de 45 a 31%. Además, los arrecifes mostraron una alta prevalencia (de hasta 16%) de enfermedad de banda negra y de plaga blanca (11%) (Bastidas *et al.* 2012).

Dentro del parque solo existe un registro de un evento de blanqueamiento. Del Mónaco *et al.* (2012) encontraron que, en el año 2010, como consecuencia de tres meses de altas temperaturas, seguido de un mes de intensas precipitaciones asociadas al fenómeno del Niño, se produjo un evento de blanqueamiento. El 58,3% de las colonias muestreadas sufrieron de distintos niveles de blanqueamiento, donde Alcatraz (24,3%), Isla Larga (20,3) y Santo Domingo (25,5%) reportaron los menores porcentajes. Las especies más afectadas fueron *M. cavernosa* y *M. faveolata* (Del Mónaco *et al.*, 2012).

Todo esto lleva a concluir que el estado actual del blanqueamiento dentro del parque es mínimo cuando se compara con otras zonas del país y con gran parte del Caribe, aunque no se tiene un registro de las temperaturas en los meses de muestreo, se sabe que los meses más calientes del año son septiembre, octubre y noviembre y probablemente sea esta la razón del registro tan bajo de blanqueamiento.

Croquer & Weil (2009) realizaron evaluaciones a lo Largo del Caribe antes y después del evento del 2005, donde encontraron una correlación positiva entre la prevalencia de las enfermedades y el blanqueamiento de las colonias, ya que en las zonas donde el blanqueamiento fue intenso hubo un aumento de las enfermedades, y un aumento irrelevante en las zonas donde el blanqueamiento fue leve. Encontraron también una relación muy fuerte entre el blanqueamiento y las enfermedades de plaga blanca y banda amarilla que afectaban a los complejos de *M. annularis*. Por lo que si los eventos de blanqueamiento se volvieran más frecuentes e intensos, podría haber un brote severo de enfermedades, afectando principalmente a las especies constructoras de arrecifes (Croquer & Weil, 2009).

Las enfermedades en los arrecifes son de gran importancia para determinar el estado de salud del mismo. En general los valores fueron muy bajos, y la enfermedad más común fue la de lunares oscuros. Pero cuando revisamos lo que ocurre en el

Caribe, reportes indican que gran parte de los arrecifes se han visto afectados por el incremento de enfermedades y eventos de blanqueamiento masivo (Wilkinson, 1998, 2000). La incidencia de estas enfermedades han sido registradas con porcentajes menores al 8% (Deschamps *et al.*, 2003; Rielg *et al.*, 2003; Peckol *et al.*, 2003a; Caballero *et al.*, 2006; Manfrino *et al.*, 2003; Peckol *et al.*, 2003b; Alcolado *et al.*, 2003; Fonseca, 2003; Klomp & Kooistra, 2003; Garzón *et al.*, 2001; Ruíz *et al.*, 2003), donde las enfermedades comunes fueron banda negra, banda amarilla, banda blanca, plaga blanca y lunares oscuros, también se reportaron enfermedades raras como banda roja.

Para Venezuela, los registros de enfermedades solo se consiguen para el PNM y PNALR, donde las más comunes fueron la banda amarilla, la plaga blanca y el síndrome de lunares oscuros (Croquer & Bone, 2003; Villamizar *et al.*, 2003; Cróquer *et al.*, 2005; García *et al.*, 2003). En el PNALR se lograron identificar 5 enfermedades, banda negra, banda blanca, banda amarilla, el síndrome de lunares oscuros y plaga blanca, con una incidencia total del 6,04%, donde las de mayor incidencia fueron la banda amarilla (1,73%) y el síndrome de lunares oscuros (1,79%) (García *et al.*, 2003). Dos años después se documentó un brote de plaga blanca ocurrido en el año 2000, donde por lo menos un 24% de las especies de corales se infectaron con esta enfermedad (Cróquer *et al.*, 2005).

La incidencia de enfermedades del parque fue mucho más baja que la reportada en el país y en el resto del Caribe, por lo que las condiciones (factores ambientales y antrópicos) hasta el momento, no han propiciado brotes de enfermedades dentro de esta comunidad. Puede ser que tanto el blanqueamiento como las enfermedades tuviesen un efecto mayor en el pasado, lo que explicaría la alta mortalidad antigua en el parque, y en la actualidad tengamos las colonias que resistieron dichos eventos.

El incremento en las temperaturas puede disparar o acelerar la actividad de microorganismos (bacterias, cianobacterias, hongos, protozoarios) y virus que pueden ser los responsables de los brotes de enfermedades (Rutzler *et al.*, 1983). Así que a pesar de que los porcentajes de enfermedades fueron muy bajos, estas tienen un comportamiento estacional o temporal (Richardson, 1998; Green & Bruckner, 2000),

por lo que es necesario mantener un monitoreo continuo para poder conocer el verdadero comportamiento y magnitud de las mismas.

Un tema muy poco estudiado en los arrecifes es la relación que tiene la incidencia de la mortalidad con las tallas de las colonias.

En algunas zonas del Caribe se ha encontrado una estrecha relación entre los niveles de mortalidad antigua en *M. annularis* y el tamaño de las colonias (Kramer *et al.*, 2003; Bak & Meesters, 1998), mientras más pequeña es la colonia, mayor era el porcentaje de mortalidad. García *et al.* (2002) en el PNALR hicieron un estudio para determinar una relación entre las enfermedades, las especies que afectan y sus tallas, en el cual solo se encontró una relación en la banda amarilla, que afecta especies de mediano a gran tamaño, banda negra que afecta colonias pequeñas y medianas, el síndrome de lunares oscuros afectó a colonias pequeñas, y la plaga blanca se relacionó con colonias medianas y muy grandes, pero otros reportes en el Caribe señalan relaciones diferentes, o simplemente no son capaces de distinguir un patrón (Bruckner & Bruckner, 1997; Richardson *et al.*, 1998). Mientras que en este estudio se encontraron relaciones entre el diámetro de las colonias y la palidez, entre la altura y los parches blanqueados y entre la altura y las colonias totalmente muertas, en tal sentido es muy difícil establecer patrones.

8. CONCLUSIONES

- La riqueza de especies alcanzó un total de 16 pertenecientes a 10 familias.
- La diversidad del parque es baja comparada con el resto del Caribe.
- Isla Larga y Alcatraz son las zonas con mayor diversidad del parque.
- El estrato somero parece presentar una mayor diversidad que el profundo, asociado a los factores físicos que allí convergen, excepto para Santo Domingo dada la fuerza del oleaje en la zona.
- Los porcentajes de cobertura indican que el coral muerto cubierto de algas es el ítem más representativo en el parque.
- La cobertura de coral vivo estuvo por debajo del 20% lo que indica un ambiente de perturbación intermedia entre el PNALR y el PNM.
- En Isla Larga la especie dominante es *C. natans*, en Santo Domingo lo es *M. alcornis* (hidrocoral) y en Alcatraz *M. faveolata*.
- A mayor exposición al oleaje la diversidad disminuye, debido a que son pocas las especies que soportan estas condiciones.
- Las tallas pequeñas son las dominantes dentro del parque, un indicativo de comunidad en crecimiento o en deterioro.
- Los individuos de *A. palmata* presentaron tallas mayores a las esperadas, confirmando el proceso de recuperación ya reportado en el parque para esta especie.
- La abundancia de algas y la inexistencia de reclutas está con la baja densidad de *D. antillarum* y la alta densidad de pomacentridos.
- La densidad de especies depende de las condiciones del sistema, en arrecifes profundos las especies más densas son las masivas y en arrecifes someros con alta exposición al oleaje lo son las especies ramificadas.
- La densidad de *A. palmata* fue baja, igual a la reportada en el Caribe ya que la especie aun no se ha recuperado del evento masivo de mortalidad.

- Los bajos porcentajes de mortalidad nueva y de transición señalan que no han ocurrido eventos recientes de mortalidad.
- Los altos porcentajes de mortalidad antigua indican que el parque ha sido afectado por distintos agentes de estrés en años anteriores.
- Tanto las enfermedades como los porcentajes de blanqueamiento tienen una incidencia muy baja en la zona, un indicativo de que estos eventos no han ocurrido recientemente en el parque.
- Al comparar los resultados obtenidos en este estudio con la situación actual de los arrecifes en Venezuela y en el resto del Caribe, se puede concluir que los arrecifes del PNSE presentan un nivel intermedio de afectación, y por ello es necesario mantener un monitoreo de la zona, para evitar así que la situación empeore.

9. ANEXOS

Tabla 4. Análisis de Kruskal Wallis y comparaciones pareadas para los distintos componentes bentónicos de cada localidad y estrato.

ESPONJAS p (same) 0,045					
0	IL_SOMER	SD_SOMER	A_SOMER	IL_PROFUND	A_PROFUND
IL_SOMERO	0	0,02206	0,004178	0,3137	0,4657
SD_SOMERO		0	0,5804	0,08689	0,4087
A_SOMERO			0	0,03525	0,2602
IL_PROFUNDO				0	0,9726
A_PROFUNDO					0

Tabla 5. Análisis de Kruskal Wallis y comparaciones pareadas para las tallas de cada localidad y estrato.

ALTURA p (same) 0,005					
0	IL_SOMER	IL_PROFUND	SD_SOMER	A_SOMER	A_PROFUND
IL_SOMERO	0	0,03017	0,01281	0,8775	0,02901
IL_PROFUNDO		0	0,3366	0,02706	0,4047
SD_SOMERO			0	0,003723	0,9254
A_SOMERO				0	0,03061
A_PROFUNDO					0

Tabla 6. Análisis de Kruskal Wallis y comparaciones pareadas para la biomasa de algas de cada localidad y estrato.

BIOMASA p (same) 0,04					
0	IL_SOMER	IL_PROFUND	SD_SOMER	A_SOMER	A_PROFUND
IL_SOMERO	0	0,776	0,1063	0,248	0,1475
IL_PROFUNDO		0	0,02128	0,3904	0,2098
SD_SOMERO			0	0,01287	0,009668
A_SOMERO				0	0,4546
A_PROFUNDO					0

Tabla 7. Análisis de Kruskal Wallis y comparaciones pareadas para los tipos de mortalidad de cada localidad y estrato.

MORTALIDAD	ANTIGUA	p (same) 0,007			
	0	IL_SOMER	IL_PROFUND	SD_SOMER	A_SOMER A_PROFUND
IL_SOMERO	0	0,7874	0,009263	0,7619	0,09357
IL_PROFUNDO		0	0,03889	0,4932	0,07632
SD_SOMERO			0	0,003125	0,00013
A_SOMERO				0	0,1002
A_PROFUNDO					0

10. BIBLIOGRAFIA

- Acosta, A. & De la Guardia, E. (2004). Estructura de la Comunidad de Corales en el Arrecife Costero de Boca de Canasí, La Habana, Cuba. *Rev. Invest. Mar.*, 25(1): 15-22.
- Alcolado, P. (1979). Estructura ecológica de la comunidad de esponjas en un perfil costero de Cuba. *Cien. Biol.*, 3: 105-127.
- Alcolado, P., A. Herrera & N. Martínez. (1994). Sessile communities as environmental bio-monitors in Cuban coral reefs, 1993. In: Proceeding of the colloquium and forum global aspects of coral reefs: Health, hazards, and history (R. Ginsburg, ed), Rosenstiel School of Marine and Atmospheric Sciences, University of Miami., 27-33.
- Alcolado, P., B. Martínez, G. Menendez, R. Del Valle, M. Hernández & T. García. (2003). Rapid Assessment of Coral Communities of María La Gorda, Southeast Ensenada De Corrientes, Cuba (Part 1: Stony Corals And Algae) In: Status of Coral Reefs in the western Atlantic: Results of initial Surveys, Atlantic and Gulf Rapid Reef Assessment (AGRRA) Program (J. Lang, ed). *Atoll Res. Bull.*, 496: 370-392.
- Alvarado, J., J. Cortés, C. Fernández & J. Nivia. Comunidades y Arrecifes Coralinos del Parque Nacional Marino Ballena, Costa del Pacífico de Costa Rica. (2005). *Cienc. Mar.*, 31(4): 641-651.
- Anderson, D. & L. MacDonald. (1998). Modeling road surface sediment production using a vector geographic information system. *Earth Surf. Proc. Land.*, 23: 95-107.
- Antonius, A. & E. Ballesteros. (1998). Epizooism: A new threat to coral health in Caribbean reefs. *Rev. Biol. Trop.*, 46(5): 145-156.
- Aronson, R. & W. Precht. (1997). Stasis, biological disturbance, and community structure of a Holocene coral reef. *Paleobiology.*, 23:326-346.

- Aronson, R. & W. Precht. (2001). Evolutionary paleoecology of Caribbean coral reefs., 171-233. In: *Evolutionary Paleoecology: The Ecological Context of Macroevolutionary Change* (Allmon W & D. Bottjer, eds). Columbia University Press, New York.
- Bak, R. & E. Meesters. (1998). Coral population structure: The hidden information of colony size-frequency distributions. *Mar Ecol Prog.*, 162:301-306.
- Bak, R. & M. Engel. (1979). Distribution, abundance and survival of juvenile hermatypic corals (Scleractinia) and the importance of life history strategies in the parent community. *Marine Biology.*, 54:341-352.
- Barreto, Y. (2002). Caracterización y comparación de la estructura comunitaria de un arrecife coralino natural y un arrecife artificial de Isla Larga, P.N. San Esteban. Tesis de Grado, Facultad de Ciencias, Universidad Central de Venezuela.
- Barton, D. & K. Casey. (2005). Climatological Context for Large-Scale Coral Bleaching. *Coral Reefs.*, 24: 536-554.
- Bastidas, C., A. Croquer & D. Bone. (2006). Shift of dominant species after a mass mortality on a Caribbean reef. *Proceedings of 10th International Coral Reef Symposium*, 989-993
- Bastidas, C., D. Bone, A. Croquer, D. Debrot, E. Garcia, A. Humanes, R. Ramos & S. Rodríguez. (2012). Massive hard coral loss after a severe bleaching event in 2010 at Los Roques, Venezuela. *Rev. Biol. Trop.*, 60(1): 29-37.
- Bone, D., A. Cróquer, E. Klein, D. Perez, F. Losada, M. Rada, J. Cruz, L. Galindo & P. Penschazadeh. (2001). Programa Caricomp: Monitoreo continuo del Parque Nacional Morrocoy. *Interciencia.*, 26: 457-462.
- Bruckner A. & R. Bruckner. (1997). The Persistence of Black Band Disease in Jamaica: Impact on Community Structure. *Proc. 8th Internat. Coral Reef Symp.*, 1: 601-606.
- Bruckner, A. & R. Bruckner. (2003). Condition of Coral Reefs Off Less Developed Coastlines Of Curaçao (Part 1: Stony Corals And Algae). In: *Status of Coral Reefs in the western Atlantic: Results of initial Surveys*, Atlantic and Gulf

- Rapid Reef Assessment (AGRRA) Program (J. Lang, ed). *Atoll Res. Bull.*, 496: 370-392.
- Bruckner, A. (2001). Coral health and mortality. Recognizing the signs of coral diseases and predators. In: Humann, Paul and Deloach, Ned; Reef Coral Identification: Florida Caribbean Bahamas Including Marine Plants. (2nd edition). New World Publications, 240-271.
 - Bruckner, A. (2002) Proceedings of the Caribbean Acropora workshop: potential application of US Endangered Species Act as a conservation strategy. NOAA Technical Memorandum NMFSOPR- 24, Silver Spring.
 - Caballero, H., D. Rosales & A. Alcalá. (2006). Estudio Diagnóstico del Arrecife Coralino del Rincón de Guanabo, Ciudad de la Habana, Cuba. Corales, Esponjas y Gorgonáceos. *Rev. Invest. Mar.*, 27(1):49-59.
 - Caballero, H., G. Varona & Y. García. (2004). Estructura Ecológica de las Comunidades de Corales de la Costa Oriental de Bahía de Cochinos, Cuba. *Rev. Invest. Mar.*, 25(1):23-36.
 - Caballero, H., S. González, D. Cobián, S. Álvarez & P. Alcolado. (2007). Evaluación AGRRA del Bentos en Diez Sitios de Buceo de “María La Gorda”, Bahía de Corrientes, Cuba. *Rev. Invest. Mar.*, 28(2): 131-138.
 - Causey, B., J. Delaney, E. Diaz, D. Dodge, J.R. Garcia, J. Higgins, W. Jaap, C.A. Matos, G.P. Schmahl, C. Rogers, M.W. Miller, and D.D. Turgeon. (2000). Status of coral reefs in the US Caribbean and Gulf of Mexico: Florida, Texas, Puerto Rico, U.S. Virgin Islands and Navassa., 239-259. In: Status of Coral Reefs of the World: 2000 (C. Wilkinson, ed). Australian Institute of Marine Science, Cape Ferguson, Queensland and Dampier, Western Australia.
 - Chiappone, M., K. Sullivan & R. Sluka. (1997). Reef invertebrates of the Exuma Cays, Bahamas. Part I – Coral. Bahamas. *J Sci.*, 4: 30-36.
 - Cróquer A, E. Weil, A. Zubillaga & S. Pauls. (2005) Effects of white plague disease-II outbreak on the coral community structure of Madrizquí Key, Los Roques National Park, Venezuela. *Caribb. J. Sci.*,m 41: 815–823.

- Cróquer, A. & Bone, D. (2003). Las enfermedades en corales escleractínidos: ¿Un nuevo problema en el arrecife de Cayo Sombrero, Parque Nacional Morrocoy, Venezuela. *Rev. Biol. Trop.*, 51(4): 167-172.
- Cróquer, A. & E. Weil. (2009). Changes in Caribbean coral disease prevalence after the 2005 bleaching event. *Dis. Aquat. Org.*, 87: 33–43.
- Cróquer, A., D. Debrot, E. Klein, M. Kurten, S. Rodriguez & C. Bastidas. (2010). What can two years of monitoring tell us about Venezuelan coral reefs? The Southern Tropical America node of the Global Coral Reef Monitoring Network (STA-GCRMN). *Rev. Biol. Trop.*, 58(1): 51-65.
- Croquer, A., E. Weil, A. Zubillaga & S. Pauls. (2005). Impact of a White Plague-II Outbreak on a Coral Reef in the Archipelago Los Roques National Park, Venezuela *Carib. J. Sci.*, 41(4): 815-823.
- Cróquer, A., S. Pauls & A. Zubillaga. (2003). White plague disease outbreak in a coral reef at Los Roques National Park. *Rev. Biol. Trop.* 51(4): 39-45.
- Dahlgren, E. (2002). Status of Acroporids in the Mexican Atlantic. In: Proceedings of the Caribbean Acropora workshop: potential application of US endangered species act as a conservation strategy NOAA (A. Bruckner, ed). Technical Memorandum NMFS-OPR-24, *Silver Spring*, MD, p 199.
- De la Guardia, E. & S. González. (2002). Comunidad Bentónica en Arrecifes Coralinos de Punta del Este y Cayo Largo, Archipiélago de los Canarreos, Cuba. *Rev. Invest. Mar.*, 23(3):185-194.
- De la Guardia, E., A. Valdivia & P. González. (2004). Estructura de Comunidades Bentónicas en la zona de Buceo de María La Gorda, Ensenada de Corrientes, Sureste de La Península de Guanahacabibes, Cuba. *Rev. Invest. Mar.*, 25(2):103-111
- Del Mónaco, C., G. Haiek, S. Narciso & M. Galindo. (2012). Massive bleaching of coral reefs induced by the 2010 ENSO, Puerto Cabello, Venezuela. *Rev. Biol. Trop.*, 60(2): 527-538.

- Del Mónaco, C., S. Narciso, F. Alfonso, E. Gimenez & F. Bustillos. (2010). Evaluación de las Comunidades de Corales y Peces de Algunos Arrecifes de la Isla La Tortuga y Cayos Adyacentes, Venezuela. *Bol. Cent. Inv. Biol.*, 44(3): 355-378.
- Deschamps, A., A. Desrochers & K. Klomp. (2003). A Rapid Assessment Of The Horseshoe Reef, Tobago Cays Marine Park, St. Vincent, West Indies (Stony Corals, Algae And Fishes). In: Status of Coral Reefs in the western Atlantic: Results of initial Surveys, Atlantic and Gulf Rapid Reef Assessment (AGRRA) Program (J. Lang, ed). *Atoll Res. Bull.*, 496: 438-458.
- Done, T. (1992). Phase shifts in coral communities and their ecological significance. *Hydrobiologia.*, 247: 121-132
- Dustan, P. (1977). Vitality of reef coral populations of Key Largo Florida: recruitment and mortality. *Env. Geol.*, 2: 51-58.
- Edmunds, P. & J. Witman. (1991). Effect of Hurricane Hugo on the primary framework of a reef along the south shore of St. John, US Virgin Islands. *MEPS.*, 78: 201-204.
- Edmunds, P. & R. Carpenter. (2001). Recovery of *Diadema antillarum* reduces macroalgal cover and increases abundance of juvenile corals on a Caribbean reef. *PNAS.*, 98(9): 5067-5071.
- Edmunds, P. (1991). Extent and effect of black band diseases on Caribbean reefs. *Coral Reefs.*, 10: 161-165.
- Feingold, J., S. Thornton, K. Banks, N. Gasman, D. Gilliam, P. Fletcher & C. Avila. (2003). A Rapid Assessment of Coral Reefs Near Hopetown, Abaco Islands, Bahamas (Stony Corals And Algae). In: Status of Coral Reefs in the western Atlantic: Results of initial Surveys, Atlantic and Gulf Rapid Reef Assessment (AGRRA) Program (J. Lang, ed). *Atoll Res. Bull.*, 496: 58-75.
- Fonseca, A. (2003). A Rapid Assessment At Cahuita National Park, Costa Rica, 1999 (Part 1: Stony Corals And Algae). In: Status of Coral Reefs in the western Atlantic: Results of initial Surveys, Atlantic and Gulf Rapid Reef Assessment (AGRRA) Program (J. Lang, ed). *Atoll Res. Bull.*, 496: 248-257.

- García A., A. Cróquer & S. Pauls. (2002). Relación entre la Incidencia de Enfermedades y la Estructura de Tallas y Especies en Corales del Parque Nacional Archipiélago Los Roques, Venezuela. *Interciencia.*, 9(27): 448-453.
- García, A., A. Cróquer & S. Pauls. (2003). Estado actual de las enfermedades y otros signos de deterioro coralino en siete arrecifes del Parque Nacional Archipiélago de Los Roques, Venezuela. *Rev. Biol. Trop.*, 51(4): 173-180.
- Garret, P. & H. Ducklow. (1975). Coral disease in Bermuda. *Nature.*, 253: 349-350.
- Garzón, J. & D. Gil. (1998). Another unknown Caribbean coral phenomenon. *Reef Encounters.*, 24: 10.
- Garzón, J., A. Rodríguez, S. Bejarano, R. Navas, C. Reyes. (2001). Estado de los Arrecifes Coralinos. Informe del Estado de los Ambientes Marinos y Costeros en Colombia. *INVEMAR*.
- Gladfelter, W. (1982). White Band Disease in *Acropora palmata*: implications for the Structure and Growth of Shallow Reefs. *Bull. Mar. Sci.*, 32: 639–643.
- Glyn, P. (1991). Coral Reef Bleaching in the 1980s and possible connections with Global Warming. *TREE.*, 6(6): 175-178.
- Glynn, P. (1996). Coral reef bleaching: facts, hypotheses and implications. *Glob. Change Biol.*, 2:495-509.
- Green, E. & A. Bruckner. (2000). The significance of coral disease epizootiology for coral reef conservation. *Biol. Conserv.*, 96: 347-361.
- Hubbard, D. & D. Scaturo. (1985). Growth rates of seven species of scleractinian corals from Cane Bay and Salt River, St. Croix, USVI. *Bull Mar Sci.*, 36:325-38.
- Hughes, T. (1984). Catastrophes, Phase Shifts, and Large-Scale Degradation of a Caribbean Coral Reef. *Science.*, 265 (5178): 1547-1551.
- Hughes, T. (1989). Community Structure and Diversity of Coral Reefs: The Role of History. *Ecology.*, 70(1): 275-279.
- Hughes, T., A. Baird, E. Dinsdale, V. Harriot, N. Moltschaniwskyj, M. Pratchett, J. Tanner & B. Willis. (2002). Detecting regional variation using meta-analysis

- and large-scale sampling: latitudinal patterns in recruitment. *Ecology.*, 83:436–451.
- Jordán, E. (1992). Recolonization patterns of *Acropora* palmate in a marginal environment. *Bull Mar Sci.*, 51:104–117.
 - Karlson, R. & Levitan D. (1990). Recruitment-limitation in open populations of *Diadema antillarum*: an evaluation. *Oecologia.*, 82: 40-44.
 - Kikuchi, R., Z. Leão, V. Testa, L. Dutra & S. Spanó. (2003). Rapid Assessment Of The Abrolhos Reefs, Eastern Brazil (Part 1: Stony Corals And Algae). In: Status of Coral Reefs in the western Atlantic: Results of initial Surveys, Atlantic and Gulf Rapid Reef Assessment (AGRRA) Program (J. Lang, ed). *Atoll Res. Bull.*, 496: 172-187.
 - Kjerfve, B. (1998). CARICOMP–Caribbean coral reef, seagrass and mangrove sites. Coastal region and Small Island papers 3, UNESCO, Paris, France, 345 pp.
 - Klomp, K. & D. Kooistra. (2003). A Post-Hurricane, Rapid Assessment Of Reefs In The Windward Netherlands Antilles (Stony Corals, Algae And Fishes). In: Status of Coral Reefs in the western Atlantic: Results of initial Surveys, Atlantic and Gulf Rapid Reef Assessment (AGRRA) Program (J. Lang, ed). *Atoll Res. Bull.*, 496: 404-437.
 - Kramer, P. (2003). Synthesis of Coral Reef Health Indicators for The Western Atlantic: Results of The Agrra Program (1997-2000). In: Status of Coral Reefs in the western Atlantic: Results of initial Surveys, Atlantic and Gulf Rapid Reef Assessment (AGRRA) Program (J. Lang, ed). *Atoll Res. Bull.*, 496: 1-55.
 - Kramer, P., P. Richards & R. Ginsburg. (2003). Assessment Of The Andros Island Reef System, Bahamas (Part 1: Stony Corals And Algae). In: Status of Coral Reefs in the western Atlantic: Results of initial Surveys, Atlantic and Gulf Rapid Reef Assessment (AGRRA) Program (J. Lang, ed). *Atoll Res. Bull.*, 496: 76-99.
 - Laboy, E., E. Klein, J. Conde, F. Losada, J. Cruz & D. Bone. (2001). Mass mortality of tropical marine communities in Morrocoy, Venezuela. *Bull. Mar. Sci.*, 68(2): 163-179.

- Lang, J. (2003). Caveats for the AGRRA “Initial results”. *Atoll Res. Bull.*, 496: 1-58.
- Lang, J., K. Marks, P. Kramer, P. Kramer & R. Ginsburg (2010). AGRRA Protocols Version 5.4. University of Miami.
- Lessios, H., D. Robinson & J. Cubit. (1984). Spread of *Diadema* mass mortality throughout the Caribbean. *Science.*, 226: 335-337.
- Levitan, D. (1991). Influence of Body Size an Population Density on Fertilization Succes and Reproductive output in a Free-Spawning Invertrbrate. *Biol. Bull.*, 181: 261-268.
- Lirman, D. (2000). Fragmentation in the branching coral *Acropora palmata* (Lamarck): growth, survivorship, and reproduction of colonies and fragments. *Mar. Bio. Ecol.*, 1: 41-57.
- López, A. & Rodríguez, J. (2010). Ictiofauna asociada a un arrecife somero en el Parque Nacional Morrocoy, Venezuela. *Rev. Biol. Trop.*, 58 (3): 163-174.
- Losada, F. & E. Klein. (1996). Informe sobre la mortandad masiva de organismos marinos en el Parque Nacional Morrocoy (enero de 1996). Grupo ad hoc de trabajo de la Comisión Nacional de Oceanología., 20 pp.
- Loya, Y. (1976). Effect of water turbidity and sedimentation on the community structure of Puerto Rico corals. *Bull. Mar. Sci.*, 26: 450-456.
- MacDonald, L., D. Anderson, & W. Dietrich. (1997). Paradise threatened: land use and erosion on St. John, US Virgin Islands. *Environ. Manage.*, 21:851-863.
- Magurran, A. (1988). Diversidad Ecológica y su Medición. Ediciones VEDRA. Barcelona. 200 p.
- Manfrino, C., B. Riegl, J. Hall & R. Graifman. (2003). Status Of Coral Reefs Of Little Cayman, Grand Cayman And Cayman Brac, British West Indies, In 1999 And 2000 (Part 1: Stony Corals And Algae). In: Status of Coral Reefs in the western Atlantic: Results of initial Surveys, Atlantic and Gulf Rapid Reef Assessment (AGRRA) Program (J. Lang, ed). *Atoll Res. Bull.*, 496: 204-225.

- Martínez, K. & J. Rodríguez. (2012a). Caracterización de las Colonias de *Acropora Palmata* (Scleractinia:Acroporidae) En Cayo Sombrero, Parque Nacional Morrocoy, Venezuela. *Bol. Inst. Oceanogr.*, 51 (1): 11-18.
- Martínez, K. & J. Rodríguez. (2012b). Estructura Poblacional de *Acropora palmata* (Scleractinia: Acroporidae) en el Parque Nacional San Esteban, Vennezuela. *Bol. Inst. Oceanogr.*, 51(2): 129-137.
- Maynard, J., K. Anthony, C. Harvell, M. Burgman, R. Beeden, H. Sweatman, S. Heron, J. Lamb & B. Willis. (2011). Predicting outbreaks of a climate-driven coral disease in the Great Barrier Reef. *Coral Reefs.*, 30(2): 485-495.
- McField, M. (1999). Coral response during and after mass bleaching in Belize. *B. Mar. Sci.*, 64:155-172.
- McManus, J. & J. Polsenberg. (2004). Coral-algal phase shifts on coral reefs: ecological and environmental aspects. *Progress in Oceanography* 60: 263- 279
- Nemeth, R., & J. Sladek. (2001). Monitoring the effects of land development on the near-shore reef environment of St. Thomas U.S. Virgin Islands. *B. Mar. Sci.*, 69:759-775.
- Nemeth, R., A. Quandt, L. Requa, J. Rothenberger & M. Taylor. (2003). A Rapid Assessment of Coral Reefs in The Virgin Islands (Part 1: Stony Corals And Algae). In: Status of Coral Reefs in the western Atlantic: Results of initial Surveys, Atlantic and Gulf Rapid Reef Assessment (AGRRA) Program (J. Lang, ed). *Atoll Res. Bull.*, 496: 544-565.
- Noriega, N., S. Pauls & C. del Mónaco. (2006). Abundancia de *Diadema antillarum* (Echinodermata: Echinoidea) en las costas de Venezuela. *Rev. Biol. Trop.*, Vol. 54(3): 793-80.
- Núñez M., J. Rodríguez, & M. Díaz. (2010). Distribución de esponjas (Porifera) a lo largo de un gradiente de profundidad en un arrecife coralino, Parque Nacional San Esteban, Carabobo, Venezuela. *Rev. Biol. Trop.*, 58(3): 175-187.
- Oliver, J. (2005). Endangered and threatened species; proposed threatened status for elkhorn coral and staghorn coral. *Federal Register.*, 70(88): 24359-24365.

- Peckol, P., H. Curran, E. Floyd, M. Robbart & B. Greenstein. (2003a). Assessment Of Coral Reefs Off San Salvador Island, Bahamas (Stony Corals, Algae And Fish Populations). In: Status of Coral Reefs in the western Atlantic: Results of initial Surveys, Atlantic and Gulf Rapid Reef Assessment (AGRRA) Program (J. Lang, ed). *Atoll Res. Bull.*, 496: 124-144.
- Peckol, P., H. Curran, E. Floyd, M. Robbart, B. Greenstein & K. Buckman. (2003b). Assessment Of Selected Reef Sites In Northern And Southcentral Belize, Including Recovery From Bleaching And Hurricane Disturbances (Stony Corals, Algae And Fish). In: Status of Coral Reefs in the western Atlantic: Results of initial Surveys, Atlantic and Gulf Rapid Reef Assessment (AGRRA) Program (J. Lang, ed). *Atoll Res. Bull.*, 496: 146-171.
- Peckol, P., H. Curran, M. Robbart, & B. Greenstein (2001). Resilience and recovery of coral reefs from large-scale disturbances: contrasting patterns for San Salvador Island, Bahamas and Belize., 133-145. In: Proceedings of the 10th Symposium on the Geology of the Bahamas and other Carbonate Regions (B. Greenstein, & C. Carney, eds). Bahamian Field Station, San Salvador, Bahamas.
- Peters, E. (1984). A survey of cellular reactions to environmental stress and disease in Caribbean scleractinian corals. *Helgol. Meeres.*, 37: 113-137.
- Pla, Laura. (2006). Biodiversidad: Inferencia Basada en el Índice de Shannon y la Riqueza. *Interciencia.*, 31(8): 583-590.
- Ramírez-Villarroel, P. (2001). Corales de Venezuela. Consejo de Investigación de la Universidad de Oriente; Fundaconferri. Porlamar, Venezuela, 219 pp.
- Richardson, L. (1998). Coral Diseases, What is really knowns?. *Trens. Ecol. Fund.*, (13): 438-448.
- Richardson, L., W. Goldberg, R. Carlton & J. Halas. (1998). Coral disease outbreak in the Florida Keys: Plague Type II. *Rev. Biol. Trop.*, 46(5): 187-198.
- Rielg, B., C. Manfrino, C. Hermoyian, M. Brandt & K. Hoshino. (2003). Assessment of The Coral Reefs of The Turks and Caicos Islands (Part 1: Stony Corals and Algae). In: Status of Coral Reefs in the western Atlantic: Results of

- initial Surveys, Atlantic and Gulf Rapid Reef Assessment (AGRRA) Program (J. Lang, ed). *Atoll Res. Bull.*, 496: 460-479.
- Roberts, C. (1993). Coral reefs: health, hazards and history. *Trends Ecol. Evol.*, 8: 425-427.
 - Rodríguez, J. & Villamizar, E. (2000). Estructura de la comunidad de peces arrecifales de Playa Mero, Parque Nacional Morrocoy, Venezuela. *Rev. Biol. Trop.*, 48(1): 107-103.
 - Rodríguez, J. & Villamizar, E. (2008). Estructura de la comunidad íctica en dos arrecifes con diferentes grados de afectación en el Parque Nacional Morrocoy, Venezuela. *Acta. Biol. Venez.*, 28(2):61-69.
 - Rodríguez, J., A. Herrera, M. Colmenares & C. Rodríguez. (2011). Estructura de la Comunidad Íctica Arrecifal en el Parque Nacional San Esteban, Venezuela. *Bol. Inst. Oceanogr.*, 50(1): 31-40.
 - Rodríguez, S., A. Cróquer, D. Bone & C. Bastidas. (2010). Severity of the 1998 and 2005 bleaching events in Venezuela, southern Caribbean. *Rev. Biol. Trop.*, 58(3): 189-196.
 - Rogers, C. & V. Garrison. (2001). Ten years after the crime: Lasting effects of damage from a cruise ship anchor on a coral reef in St. John, U.S. Virgin Islands. *B. Mar. Sci.*, 69:793-804.
 - Rogers, C. (1990). Responses of coral reefs and reef organisms to sedimentation. *Mar Ecol Prog.*, 62:185-202.
 - Ruíz, D., B. Willis, A. Page, E. Weil, A. Cróquer, B. Vargas, A. Jordan, E. Jordan, L. Raymundo & C. Harvell. (2012). Global Coral Disease Prevalence Associated with Sea Temperature Anomalies and Local Factors. *Dis. Aquat. Organ.*, 100(3): 249-61.
 - Ruíz, L., E. Méndez, A. Prieto, B. Marín & A. Fariña. (2003a). Composición, abundancia, y diversidad de peces arrecifales en dos localidades del Parque Nacional Mochima, Venezuela. *Cienc. Mar.*, 29: 185-195.

- Ruíz, M., R. Hernández, C. González, E. Núñez, & J. Arias. (2003b). Condition Of Coral Reef Ecosystems In Central-Southern Quintana Roo, Mexico (Part 1: Stony Corals And Algae). In: Status of Coral Reefs in the western Atlantic: Results of initial Surveys, Atlantic and Gulf Rapid Reef Assessment (AGRRA) Program (J. Lang, ed). *Atoll Res. Bull.*, 496: 318-337.
- Rutzler, K., D.L. Santavy, and A. Antonius. (1983). The black band disease of Atlantic reef corals. III. Distribution, ecology, development. *Marine Ecology.*, 4:329-358.
- Sant, S., A. Prieto, & E. De Elguezal. (2002). Composición y estructura de la comunidad de corales en dos localidades del Golfo de Cariaco, Estado Sucre, Venezuela. *Bol. Inst. Oceanogr. Venezuela.* 41(1&2): 39-44.
- Sant, S., A. Prieto, & E. Méndez. (2004). Cambios en la composición y estructura de una comunidad coralina después de un fenómeno de Mar de Fondo en Cautaro, Parque Nacional Mochima, Estado Sucre, Venezuela. *Ciencia.*, 12(1): 5 – 12.
- Schmahl, G. (1990). Community structure and ecology of sponges associated with four southern Florida coral reefs. In: New perspectives in sponge biology (K. Rützler, ed) Smithsonian Institution Press, Washington, D.C.USA., 376-383.
- Sebens, K. (1994). Biodiversity on coral reefs: what are we losing and why?. *Am. Zool.*, 34:115-133.
- Solano, O., G. Navas & S. Moreno. (1993). Blanqueamiento Coralino de 1990 en el Parque Nacional Natural de Corales del Rosario (Caribe, Colombiano). *An. Inst. Invest. Mar.*, 22: 97-111.
- Steneck, S. & J. Lang. (2003). Rapid Assessment Of México's Yucatán Reef In 1997 And 1999: Pre- And Post-1998 Mass Bleaching And Hurricane Mitch (Stony Corals, Algae And Fishes). In: Status of Coral Reefs in the western Atlantic: Results of initial Surveys, Atlantic and Gulf Rapid Reef Assessment (AGRRA) Program (J. Lang, ed). *Atoll Res. Bull.*, 496: 294-317.
- Storr, J. (1964). Ecology and oceanography of the coral-reef tract, Abaco Island, Bahamas, Geological Society of America Special Paper., 79: 98.

- Strong, A., T. Goreau & R. Hayes (1998). Ocean Hot Spots and coral reef bleaching: January-July 1998. *Reef Encounters.*, 24:20-22.
- Villamizar, E. (2000). Estructura de una Comunidad Arrecifal en Falcón, Venezuela, antes y después de una mortalidad masiva. *Rev. Biol. Trop.*, 47: 19-30.
- Villamizar, E. (2003). Universo submarino: los arrecifes de coral. En: Guía del Parque Nacional Archipiélago de Los Roques (J. Zamarro, ed). Ecograph, Caracas Venezuela. 271pp.
- Villamizar, E., H. Camisotti, B. Rodríguez, J. Pérez & M. Romero. (2008). Impacts of the 2005 Caribbean bleaching event at Archipiélago de Los Roques National Park, Venezuela. *Rev. Biol. Trop.*, 56(1): 255- 270.
- Villamizar, E., J. Posada & S. Gómez. Rapid Assessment Of Coral Reefs In The Archipiélago De Los Roques National Park, Venezuela (Part 1: Stony Corals And Algae). (2003). In: Status of Coral Reefs in the western Atlantic: Results of initial Surveys, Atlantic and Gulf Rapid Reef Assessment (AGRRA) Program (J. Lang, ed). *Atoll Res. Bull.*, 496: 512-529.
- Walter, R. & J. Haynes. (2006). Fish and coral community structure are related on shallow water patch reefs near San Salvador, Bahamas. *Bull. Mar. Sci.* 79: 365-74.
- Weil, E. (2003). Coral and coral reefs of Venezuela. In: Latin American Coral Reefs (J. Cortés), 303-330. Amsterdam: Elsevier
- Weil, E. (2004). Coral Reef Diseases in the Wider Caribbean. In: Coral Health and Diseases (E. Rosenberg, & Y. Loya). New York: Springer-Verlag: 35-68.
- Weil, E., E. Hernández, A. Bruckner, A. Ortiz, M. Nemeth & H. Ruiz. (2002). Distribution and status of Acroporid coral (Scleractinia) populations in Puerto Rico. In: Proceedings of the Caribbean Acropora workshop: potential application of US endangered species act as a conservation strategy NOAA (A. Bruckner, ed). Technical Memorandum NMFS-OPR-24, *Silver Spring*, MD, 199pp.

- Wilkinson, C. (1998). Status of coral reefs of the world: Global Coral Reefs Monitoring Network, Queensland., 5 pp.
- Wilkinson, C. (2000). Status of coral reefs of the world: Global Coral Reefs Monitoring Network, Australian Institute Marine Science., 184 pp.
- Williams, E. & L. Bunkey. (1990). The world-wide coral reef bleaching cycle and related sources of coral reef mortality. *Atoll Research Bulletin.*, 335:1-71.
- Williams, E. & L. Williams. (1988). Bleaching of Coral Reef Organisms in 1987-1988. Association of Island Marine Laboratories of the Caribbean., 21:58.
- ZEA, S. 1993. Cover of sponges and other sessile organisms in rocky and coral reef habitats of Santa Marta, Colombian Caribbean Sea. *Carib. J. Sci.*, 29(1&2):75-88.
- Zubillaga, A., C. Bastidas, & A. Cróquer. (2005). High densities of the Elkhorn coral *Acropora palmata* in Cayo de Agua, Archipiélago Los Roques National Park, Venezuela. *Coral Reefs.*, 24: 86.
- Zubillaga, A., L. Márquez, A. Cróquer & C. Bastidas. (2008). Ecological and genetic data indicate recovery of the endangered coral *Acropora palmate* in Los Roques, Southern Caribbean. *Coral Reefs.*, 27: 63–72.