

**COMPOSICIÓN DE LA COMUNIDAD ARRECIFAL SOMERA DENTRO Y FUERA DEL ÁREA MARINA  
PROTEGIDA PARQUE NACIONAL NATURAL CORALES DEL ROSARIO Y SAN BERNARDO, CARIBE  
COLOMBIANO.**

**ADRIANA SARMIENTO SEGURA**

**UNIVERSIDAD DE BOGOTÁ JORGE TADEO LOZANO**

**FACULTAD DE CIENCIAS NATURALES/PROGRAMA DE BIOLOGÍA MARINA**

**BOGOTÁ D. C.**

**2010**

**COMPOSICIÓN DE LA COMUNIDAD ARRECIFAL SOMERA DENTRO Y FUERA DEL ÁREA MARINA  
PROTEGIDA PARQUE NACIONAL NATURAL CORALES DEL ROSARIO Y SAN BERNARDO, CARIBE  
COLOMBIANO.**

**ADRIANA SARMIENTO SEGURA**

**TESIS PARA OPTAR AL TÍTULO DE BIÓLOGO MARINO**

**DIRECTOR**

**ELVIRA ALVARADO**

**BIÓLOGA MARINA, Ph. D.**

**UNIVERSIDAD DE BOGOTÁ JORGE TADEO LOZANO**

**FACULTAD DE CIENCIAS NATURALES/PROGRAMA DE BIOLOGÍA MARINA**

**BOGOTÁ D. C.**

**2010**

Nota de aceptación:

---

---

---

---

---

---

---

---

Firma del presidente del jurado

---

Firma del jurado

---

Firma del jurado

Bogotá, Mayo de 2010

## **DEDICATORIA**

Quiero dedicar esta tesis a Dios quien me dio la posibilidad de lograr uno de mis deseos más grandes. Mi mamita y a Vivi quienes con su amor y paciencia siempre me han apoyado y acompañado en todas las decisiones que tomo y con quienes quiero seguir compartiendo todos mis triunfos.

## AGRADECIMIENTOS

Agradezco a la National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA), Universidad de los Andes y Universidad Jorge Tadeo Lozano por el apoyo y la financiación de este proyecto de grado el cual se encuentra enmarcado dentro del proyecto “Valoración de la efectividad de manejo para Áreas Marinas Protegidas en las costas colombianas: conectividad y resiliencia en arrecifes de coral protegidos”.

Quiero agradecer a mi directora de tesis Elvira Alvarado quien me guió durante todo este proceso y me brindo parte de su conocimiento con mucha paciencia.

Agradezco a Dios. A mi mami la mejor madre del mundo y el motor de mi vida. A Vivi mi compañera de vida (jardín, colegio, universidad), travesuras, farras, desilusiones y triunfos. A mis tías (Ceci, Leo y Ligia) las cuales han cumplido el papel de padre y abuelos y siempre me han apoyado incondicionalmente. Agradezco a Azor por ser el mejor perro del mundo, por acompañarme, trasnocharse, por consolarme cuando me sentí sola y por darme una de las razones para seguir adelante.

También quiero agradecer a mis amigos: Mariaca, Leo, Camilo y Tote por todo lo que hemos vivido y aprendido, por el ánimo que me han brindado en los momentos en los que realmente lo necesito. Y a mis amigos y compañeros de estudio Vale, Charlie, Fugi y Lenny quienes me acompañaron en el proceso de formación y con quienes comparto discusiones y debates sobre temas de biología marina y con los que he aprendido la importancia y necesidad de tener alrededor personas que te valoren y te aporten.

## TABLA DE CONTENIDO

LISTA DE TABLAS.....	V
LISTA DE FIGURAS.....	VI
LISTA DE ANEXOS .....	VIII
RESUMEN .....	IX
ABSTRACT .....	X
1. INTRODUCCIÓN .....	1
2. MARCO TEÓRICO .....	3
3. ESTADO DEL ARTE.....	10
4. OBJETIVO GENERAL .....	13
5. OBJETIVOS ESPECÍFICOS .....	14
6. HIPÓTESIS .....	15
7. METODOLOGÍA.....	16
7.1 Área de estudio.....	16
7.1.1 Área Marina Protegida (AMP) .....	17
7.1.2 Área Marina No Protegida (No AMP) .....	18
7.2 Fase de campo .....	18
7.3 Fase de laboratorio .....	18
7.4 Fase de gabinete .....	19
7.4.1 Composición de la comunidad.....	20
7.4.2 Comparación del índice de diversidad de Shannon-Wiener .....	21
8 RESULTADOS.....	23
8.1 Composición de la comunidad arrecifal somera dentro y fuera del AMP.....	23

8.2	Diversidad de la comunidad de corales dentro y fuera del AMP .....	27
8.3	Clasificación de la comunidad de corales dentro y fuera del AMP.....	29
9	DISCUSIÓN .....	32
9.1	Composición de la comunidad arrecifal somera dentro y fuera del AMP.....	32
10	CONCLUSIONES.....	43
11	RECOMENDACIONES .....	44
12	BIBLIOGRAFÍA .....	45

## LISTA DE TABLAS

**Tabla 1.** Rangos de diversidad según Ramírez (2006). 22p.

**Tabla 2.** Índices de diversidad para las zonas dentro y fuera del AMP del PNNCR-SB. (S) riqueza de especies; (N) abundancia (% de cobertura de coral vivo); (J') uniformidad de Pielou; (H') diversidad de Shannon; (Lambda) predominio de Simpson. 27p.

**Tabla 3.** Índices de diversidad para las estaciones estudiadas dentro y fuera del AMP del PNNCR-SB. (S) Riqueza de especies; (N) abundancia (% de cobertura de coral vivo); (J') uniformidad de Pielou; (H') diversidad de Shannon; (Lambda) predominio de Simpson. 28p.



## LISTA DE FIGURAS

- Figura 1.** Ubicación de las estaciones dentro y fuera del AMP. 16p.
- Figura 2.** Diseño muestral del transecto por el método de fotocuadrantes de banda. 18p.
- Figura 3.** Composición de la comunidad arrecifal somera en términos de porcentaje de cobertura de los principales grupos. a. Dentro del AMP. b. Fuera del AMP. 23p.
- Figura 4.** Porcentaje de cobertura relativa de los diferentes grupos. a. Algas dentro del AMP. b. Algas fuera del AMP. c. Octocorales dentro del AMP. d. Octocorales fuera del AMP. e. Esponjas dentro del AMP. f. Esponjas fuera del AMP. g. Zoantideos dentro del AMP. h. Zoantideos fuera del AMP. 24p.
- Figura 5.** Composición de la comunidad de corales dentro y fuera del AMP. a. Cobertura relativa de corales Milleporinos dentro del AMP. b. Cobertura relativa de corales Milleporinos fuera del AMP. c. Cobertura relativa de familias de corales Escleractínios dentro del AMP. d. Cobertura relativa de familias de corales Escleractínios fuera del AMP. 25p.
- Figura 6.** Porcentaje de cobertura relativa de las especies de corales Milleporinos y Escleractínios dentro del AMP (izquierda) y fuera del AMP (derecha). 26p.
- Figura 7.** Cobertura relativa de sustrato no vivo. a. Cobertura relativa de los tipos de sustrato no vivo dentro del AMP. b. Cobertura relativa de los tipos de sustrato no vivo fuera del AMP. 27p.
- Figura 8.** Comparación del índice de diversidad de Shannon de todas las estaciones. 29p.
- Figura 9.** Análisis de clasificación utilizando el índice de similaridad de Bray-Curtis. 30p.
- Figura 10.** Análisis inverso de Kaandorp de la comunidad de corales dentro y fuera del AMP. 30p.

**Figura 11.** Diferencia de arena coralina (izquierda) y lodosa (derecha). 36p.

**Figura 12.** Diversidad y disturbios locales dentro y fuera del AMP. 39p.

**Figura 13.** Cascada de disturbios naturales y antropogénicos dentro y fuera del AMP (Modificada de Chabanet *et al.* 2005). Intensidad del disturbio: Alta (Rojo), Media (Naranja), Baja (Amarillo). Nivel de disturbios: 0 No hay, 1 Bajo, 2 Medio, 3 Alto. 41p.

## LISTA DE ANEXOS

**Anexo 1.** Porcentaje de cobertura de los grupos que conforman la comunidad arrecifal somera dentro y fuera del AMP.

**Anexo 2.** Composición de la comunidad arrecifal somera de las estaciones dentro y fuera del AMP en términos de porcentaje de cobertura.

**Anexo 3.** Prueba de hipótesis entre estaciones dentro y fuera del AMP. Valores menores a 1,65 indican que no existen diferencias significativas entre el índice de diversidad de Shanno Wiener de las estaciones (Valor  $P < 0,05$ )

## RESUMEN

Con el fin de determinar la composición de la comunidad arrecifal somera dentro y fuera del Área Marina Protegida Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo se muestrearon 14 estaciones (9 dentro del AMP y 5 fuera del AMP), en las que se cuantificó la cobertura de organismos bentónicos sésiles (algas, corales, esponjas, octocorales, zoantideos y sustrato no vivo) por medio de fotocuadrantes ubicados sobre un transecto de banda paralelo a la línea de costa de 50m de longitud. Los resultados indican que las formaciones arrecifales dentro y fuera del AMP se caracterizan por presentar un sustrato dominado por algas dado la fase de cambio en la que se encuentran. Dentro del AMP se observó mayor cobertura de coral vivo. Tanto dentro como fuera del AMP *M. faveolata*, *P. astreoides*, *A. tenuifolia* y *D. strigosa* fueron las especies más abundantes. Fuera del AMP se observó mayor cobertura de esponjas, octocorales y sustrato no vivo. No se observaron diferencias significativas en la composición de la comunidad coralina dentro y fuera del AMP. Sin embargo, si se observaron diferencias en los índices de diversidad de las estaciones lo cual se debe a la intensidad de uso humano de cada estación. Las estaciones que están sometidas a actividades antropogénicas (turismo, pesca, buceo, transporte náutico) presentan comunidades menos diversas y las estaciones con menos intervención antropogénica presentan mayor diversidad. Estos resultados evidencian el deterioro de las comunidades arrecifales tanto dentro como fuera del AMP, resultante de disturbios naturales y antropogénicos lo cual sugiere que la protección no es suficiente para lograr la recuperación de estas.

Palabras clave: Composición, Comunidad, AMP, No AMP, Disturbios naturales, Disturbios antropogénicos.

## ABSTRACT

To determine the composition of the shallow reef community in and outside of a Marine Protected Area of the Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo, 14 stations were sampled (9 inside and 5 outside MPA). Live cover of benthic sessile organisms (algae, sponges, corals, octocorals, zoanthids) and non-living substrate was quantified using photoquadrants laid on a belt transect of 50m. Results indicate that the community in both zones is characterized by substrate with algae due to the phase shift in which it is found. Within the MPA higher coral cover was observed. In and outside the MPA *M. faveolata*, *P. astreoides*, *A. tenuifolia* y *D. strigosa* were the most abundant species. Outside the MPA higher sponge and octocorals and dead substrate cover was observed. Yet, no significant differences in the composition of the two zones were found. Nevertheless differences in diversity index between stations were found. These were attributed to the intensity of human use. Stations with anthropogenic activities (tourism, fishery, diving, navigation) presented less diverse communities. These results evidence the deterioration of the reef communities in and outside the MPA due to natural and human-made disturbances and suggest that protection is not sufficient to obtain its recovery.

Key words: Composition, Community, MPA, No MPA, Natural disturbs, Anthropogenic disturbs.

## 1. INTRODUCCIÓN

Los arrecifes coralinos figuran a nivel mundial como uno de los ecosistemas más importantes y valiosos del planeta (Ramírez *et al.* 1986). Esto se debe a que son ecosistemas altamente productivos y poseen la mayor diversidad biológica del medio marino (Hoegh-Guldberg 1999). Además, representan una fuente de recursos para actividades como pesca, turismo, construcción y biomedicina lo que les otorga valor económico (Carte 1996 En: Hoegh-Guldberg 1999). Las formaciones coralinas tienden a desarrollarse en zonas tropicales, con aguas altamente transparentes, aisladas de aportes de aguas continentales y de eventos de surgencia, es decir, en aguas poco productivas (Prahl y Erdhardt 1985). El desarrollo de los arrecifes se ve afectado por algunos factores medioambientales como sedimentación, turbidez, baja luz incidente y alto oleaje a lo que se suman actividades antrópicas como turismo, dragados, construcciones, pesca con dinamita y vertimientos de aguas servidas (Prahl y Erdhardt 1985, Ramírez *et al.* 1986).

Durante las últimas tres décadas se ha reportado una disminución masiva en la cobertura de coral vivo en el Caribe (Gardner *et al.* 2003), la cual se atribuye a factores naturales como las enfermedades coralinas, a eventos de blanqueamiento masivo, a la mortandad masiva del erizo *Diadema antillarum*, al sobrecrecimiento algal, a la depredación, a huracanes y ciclones (McCook 1999, McClanahan 2000, Barber *et al.* 2001, Miller *et al.* 2002, Bruno *et al.* 2003, Burke y Maidens 2004, Mumby *et al.* 2006) y a los efectos de disturbios antropogénicos (Wilkinson 1999, Hughes *et al.* 2003, Burke y Maidens 2004, Aronson y Precht 2006). Como consecuencia de la pérdida de coral vivo se incrementó la abundancia de macroalgas y otros organismos bénticos, provocando cambios en la estructura, composición y dinámica de la comunidad tales como fases de cambio, estados alternativos y procesos de sucesión (Idjadi *et al.* 2006, Hughes *et al.* 2007, Maliao *et al.* 2008). Esta problemática ha sido objeto de estudio tanto a nivel local como global y se centra principalmente en la evaluación del estado de las comunidades arrecifales bentónicas. Las comunidades se pueden entender como ensamblajes de poblaciones de diferentes especies que interactúan entre si y habitan en un mismo lugar y tiempo (Pomeroy *et al.* 2004). Como todas las comunidades, están influenciadas por las características del medio y poseen atributos que las caracterizan tales como la estructura y la composición, los cuales actúan como indicadores biofísicos del funcionamiento y la dinámica de la comunidad (Pomeroy *et al.* 2004).

Como consecuencia del deterioro una de las acciones tomadas por los Estados que poseen arrecifes fue la de crear las Áreas Marinas Protegidas (AMP) con fines de conservación y manejo del medio marino (Dayton 1998 En: Friedlander *et al.* 2003). En Colombia la primera AMP se estableció en el Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo (PNNCR-SB). En esta se encuentran las formaciones arrecifales de las Islas del Rosario en las cuales la comunidad coralina ha sufrido un proceso de degradación por causas de origen natural (e.g. enfermedades) y antropogénico (e.g. sedimentación) (Sánchez *et al.* 2006). El deterioro mencionado se ha evidenciado en la disminución de cobertura de coral vivo, así como en el incremento en la cobertura de coral muerto, de macroalgas y de otros organismos bentónicos (Alvarado *et al.* 1986, Sarmiento *et al.* 1989, Rodríguez 2007). Debido al estado crítico de las formaciones coralinas de las Islas del Rosario, es necesario conocer el estado de la comunidad para ofrecer a los administradores de Áreas Marinas Protegidas una base ecológica con la cual puedan formular acciones de manejo y evaluar la eficiencia de las mismas, ya que se espera que el estado de estas comunidades mejore al estar protegidas de los efectos de la contaminación y las actividades antropogénicas. Consecuente con lo anterior esta investigación tiene como objetivo establecer la composición de la comunidad arrecifal somera en términos de cobertura y diversidad y determinar si existen diferencias entre AMPs y no AMPs.

Esta investigación se encuentra dentro del marco del proyecto “Valoración de la efectividad de manejo para Áreas Marinas Protegidas en las costas colombianas: conectividad y resiliencia en arrecifes de coral protegidos”, el cual está financiado por la National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) y cuenta con la participación de entidades como la Universidad de los Andes, la Unidad Administrativa Especial de Parques Nacionales Naturales-UAESPNN y la Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano. En esta última y bajo la línea temática de ecología de comunidades, se realizará esta investigación buscando establecer uno de los indicadores biofísicos de efectividad de manejo que es la composición de la comunidad en términos de diversidad y abundancia (Pomeroy 2004).

## 2. MARCO TEÓRICO

La ecología es la ciencia que estudia la relación existente entre los organismos y el ambiente y las interacciones que se dan entre los mismos organismos (Stiling 1999). Abarca el estudio a nivel de organismos, poblaciones, comunidades y ecosistemas (Begon 2006). La necesidad de comprender porqué se dan agrupaciones en un lugar y tiempo determinado, la distribución de estas en el espacio, su estructura y funcionamiento, las interacciones que se establecen entre los grupos que las conforman y la influencia de factores bióticos y abióticos en su desarrollo, ha promovido el interés del estudio de las comunidades (Begon 2006).

Para la caracterización de las comunidades se tienen en cuenta atributos como la composición y la estructura, los cuales son exclusivos para cada agrupación de poblaciones. La diversidad dada por todas las especies de la comunidad junto con sus abundancias relativas define su composición. Las características de este atributo son la riqueza de especies, la diversidad, la dominancia y la abundancia relativa. Por medio de estas se puede describir el estado y el comportamiento de la comunidad (Pomeroy 2004). La combinación de procesos ecológicos y evolutivos da como resultado la estructura de la comunidad (Wood 2001). La estructura es la descripción de cómo el número de especies y sus abundancias constituyen la comunidad y se distribuyen en el medio que habitan. Este atributo puede ser descrito por el número de especies que conforman la comunidad, la abundancia relativa de cada una de estas y la organización de estas en zonas, estratos o espacios de vida (Pomeroy 2004).

La riqueza de especies es el modo más sencillo de cuantificar la diversidad y se refiere únicamente al número de especies presentes, sin tener en cuenta la abundancia de estas dentro de la comunidad (Moreno 2001). Según Cornell y Karlson (2000) el área del hábitat, la productividad, el nivel de perturbación y los efectos históricos de la región son factores que influyen la riqueza. Así mismo, el efecto de estos varía con la posición espacial y la localización regional. En las comunidades bentónicas arrecifales este parámetro varía por el acontecimiento de eventos de procesos de transporte que amplían la dispersión larval, incrementan el área de asentamiento de la comunidad, promueven la colonización del sustrato y el posterior reclutamiento (Wood 2001). Además, presenta un comportamiento de acuerdo al gradiente de la profundidad alcanzando los valores máximos a profundidades medias (15 a 30m) (Wood 2001, Cornell y Karlson 2000).



La distribución regular de los individuos de las especies que conforman una comunidad y el número de especies dentro de esta, determinan la diversidad de la comunidad (Giller 1984, Stiling 1999). La diversidad de las comunidades abarca el conjunto de especies que conforman grupos funcionales o comunidades completas (Heywood 1994 En: Moreno 2001). Cuando se determina la riqueza y abundancia de especies dentro de una comunidad que se considera homogénea y está establecida en un área determinada, se hace referencia a la diversidad alfa (Whittaker 1972 En: Moreno 2001). Variables como la profundidad, la latitud, la diferencia entre áreas de hábitat y el tipo de arrecife influyen la variación de la diversidad de las comunidades arrecifales (Bellwood y Hughes 2001, Wood 2001). El mantenimiento de la diversidad en las comunidades arrecifales se lleva a cabo en parte por la competencia coral-alga, de la cual en algunos casos se observa la disminución desproporcional de las especies dominantes y por eventos de disturbio en los que se reduce la cobertura de especies que compiten por espacio, evitando la monopolización de este (Hughes 1989) y promoviendo la coexistencia de especies (Wood 2001).

Al concepto de diversidad se vinculan la dominancia de especies (Índice de Simpson) y la equitatividad (Índice de Pielou). La dominancia de especies indica qué tan representativas son las especies más importantes dentro de la comunidad que conforman, sin tener en cuenta la contribución de las demás especies (Moreno 2001). En la composición y estructura de la comunidad se destacan algunas especies que gracias a su tamaño, abundancia y función ejercen un control sobre aquellas con las que comparten el hábitat. Estas reciben el nombre de especies dominantes y se definen por su alto valor en términos de abundancia. Se caracterizan por poseer un alto éxito ecológico y por influenciar las condiciones y limitar el desarrollo o la presencia de otras especies (Krebs 1999). Por otra parte el concepto de equitatividad hace referencia a qué tan igualmente están representadas todas las especies dentro de la comunidad, mirando el grado de similitud de sus abundancias (Krebs 1999, Magurran 1988 En: Moreno 2001). Un alto valor de equitatividad indica que todas las especies están representadas de igual modo dentro de la comunidad, es decir, que la comunidad es altamente diversa. Por el contrario un valor alto de dominancia indicará una comunidad poco diversa. Las comunidades arrecifales se caracterizan por presentar alta diversidad debido al continuo cambio en su composición y a que existen diferentes mecanismos para su mantenimiento (Connell 1978).

Las agrupaciones de especies constructoras que coexisten en una gama de condiciones ambientales definidas, conforman las comunidades bénticas arrecifales (McPeck y Miller 1996 En:

Sánchez *et al.* 2005). Según Prahly y Erdhardt (1985) para el establecimiento y desarrollo de estas comunidades son necesarias ciertas características del ambiente que limitan y permiten su persistencia: 1) La disponibilidad de sustrato duro es indispensable debido a que las larvas de organismos sésiles prefieren asentarse y fijarse en sustratos estables; 2) La temperatura es determinante en la realización de reacciones biosintéticas y los eventos de blanqueamiento, dado que a temperaturas menores a 20° C dichas reacciones no se llevan a cabo y el aumento en la temperatura superficial del agua conlleva a la expulsión de las zooxantelas; 3) La cantidad y calidad de luz debe ser óptima ya que parte de las comunidades bénticas arrecifales está constituida por organismos fotosintéticos; esta condición es afectada por la turbidez y la profundidad, lo que limita el desarrollo vertical del arrecife. Por lo anterior, las comunidades bénticas arrecifales tienden a desarrollarse en zonas tropicales, en áreas en las que la turbidez es mínima, así como en zonas aisladas de eventos de surgencia y de aportes de aguas continentales (Prahly y Erdhardt 1985). Este sería el ambiente ideal para el desarrollo de estas comunidades. Sin embargo, en la actualidad están sometidas a disturbios de origen abiótico y biótico. Dentro de las primeras están la contaminación, sedimentación, abrasión por arena, variación de la temperatura superficial, variación lumínica, aporte de agua dulce, tormentas, huracanes y ciclones. En relación con las segundas se consideran las enfermedades, las bajas densidades de herbívoros y la depredación (Connell 1978, Johnson y Preece 1992, West y Salm 2003, Langmead y Sheppard 2004).

Los disturbios hacen parte de los factores que afectan la estructura y dinámica de la comunidad (Hughes 1989). Estos son un componente importante dentro de los ecosistemas y la variación de su régimen puede afectar el ecosistema, la estructura de la comunidad y su funcionamiento (Hobbs y Huenneke 1992). Los disturbios son procesos que dañan o remueven la biomasa (Grime's 1979 En: Hobbs y Huenneke 1992) o eventos relativamente discretos en el tiempo en los que la estructura del ecosistema, la comunidad o la población es interrumpida y se alteran los recursos, la disponibilidad de sustrato y el ambiente físico (White y Pickett's 1985 En: Hobbs y Huenneke 1992). Sin embargo, algunos autores incluyen dentro del concepto de disturbio a procesos que alteran las tasas de natalidad y mortalidad de las poblaciones del área (Petraitis *et al.* 1989 En: Hobbs y Huenneke 1992) y a los cambios en la estructura causados por factores externos sobre el sistema (Pickett *et al.* 1989 En: Hobbs y Huenneke 1992). Los disturbios se clasifican en disturbios directos que afectan directamente la sobrevivencia de los individuos y los indirectos que afectan el nivel de recursos y las condiciones del área que afectan a los individuos (Hobbs y Huenneke

1992). Adicionalmente, las comunidades coralinas pueden ser afectadas por disturbios crónicos y agudos. Los agudos son eventos de disturbio que ocurren a corto plazo (Bender *et al.* 1984 En: Connell *et al.* 1997), generalmente son de origen natural (ciclones, blanqueamiento, enfermedades) y causan la muerte de corales despejando el espacio para brindar la posibilidad de ser colonizado por especies oportunistas (Wolanski 2003 En: Restrepo 2005). Los crónicos son eventos que ocurren a largo plazo (Bender *et al.* 1984 En: Connell *et al.* 1997), como el incremento en la concentración de nutrientes y los aumentos de turbidez (Wolanski 2003 En: Restrepo 2005) y en algunas ocasiones la frecuencia de disturbios agudos es tan alta que se describen como disturbios crónicos (Bender *et al.* 1984 En: Connell *et al.* 1997).

Dentro de los componentes de los disturbios se tienen en cuenta la frecuencia, la intensidad y el tamaño, ya que la magnitud de estos determina su efecto sobre la comunidad. La frecuencia, es el tiempo de intervalo entre disturbios sucesivos y puede tener efectos en la respuesta de la comunidad, la cual está determinada por los atributos de las especies que la componen (Hobbs y Huenneke 1992). Según Petraitis (1989 En: Hobbs y Huenneke 1992) la relación entre el disturbio y la respuesta de la comunidad puede comprender la mortalidad selectiva o la acción sobre un grupo específico definido, contribuyendo al mantenimiento del equilibrio de la diversidad y la riqueza. La hipótesis de disturbio intermedio sugiere que la alta diversidad se mantiene cuando los disturbios ocurren a escalas intermedias de frecuencia e intensidad (Connell 1978, Hobbs y Huenneke 1992). Esta se basa en que a un nivel de disturbio bastante alto, intenso y frecuente los individuos que sobreviven no tienen el tiempo necesario para recuperarse y los posibles colonizadores no tienen la posibilidad de establecerse y desarrollarse para repoblar la zona afectada. Por el contrario cuando no existen disturbios o son muy escasos la comunidad empieza a ser dominada y la competencia por los recursos incrementa, lo cual disminuye la diversidad que es mantenida cuando la composición de especies está cambiando constantemente (Connell 1978). Por lo que a un nivel intermedio de disturbio el área afectada puede ser colonizada por larvas provenientes de especies capaces de desplazarse amplias distancias y establecerse y desarrollarse en zonas expuestas, por larvas de especies que poseen poca movilidad y son capaces de establecerse y crecer en presencia de competidores y enemigos, y por las larvas provenientes de las colonias sobrevivientes al disturbio alcanzando de este modo una diversidad alta (Connell, 1978).

Los corales poseen ciertas habilidades para sobreponerse al daño causado por los disturbios. La habilidad de los corales individuales para resistir o sobrevivir luego de un disturbio se conoce como resistencia. Esta habilidad está determinada por el grado de tolerancia fisiológica de cada especie al daño, que provee a los corales la capacidad de persistir ante el disturbio y por la protección brindada por factores ambientales que favorecen el aumento de resistencia de la comunidad coralina (West y Salm 2003). La habilidad de las comunidades arrecifales de alcanzar el estado previo al disturbio por parte de corales sobrevivientes a través de la liberación de larvas viables desde el área perturbada hasta áreas adjuntas se conoce como resiliencia (West y Salm 2003).

Como consecuencia del sometimiento a disturbios, la composición y estructura de las comunidades arrecifales es modificada. Cuando la presión ejercida por un disturbio constante conlleva a la disminución prolongada de la cobertura coralina, acompañado del incremento de la cobertura de algún tipo de organismo béntico, se dice que la comunidad está experimentando una fase de cambio (Norstrom *et al.* 2009). La función, la resiliencia y la estabilidad de las comunidades coralinas se ven afectadas por la pérdida o disminución de grupos funcionales importantes (McCann 2000). Los cambios drásticos en la estructura de la comunidad coralina indican el estado de fase de cambio (McCook 1999). En general las fases de cambio sólo se refieren a procesos en los que las algas son los organismos bénticos dominantes en lugar de ser los corales (Rogers y Miller 2006). Sin embargo, se pueden evidenciar cambios de dominancia de corales a dominancias de organismos alternativos como corales blandos, esponjas y erizos; en estos casos se dice que la comunidad se encuentra en un estado alternativo (Norstrom *et al.* 2009). Además se pueden presentar cambios de dominancia entre especies de coral (i. e. *Acropora* spp y *Montastraea* spp por *Agaricia* spp y *Porites* spp (Gardner *et al.* 2003), proceso que se conoce como sucesión. En este caso la dominancia de la comunidad coralina cambia con relación a las condiciones bajo las que se encuentra, desarrollándose especies con ciertas características para establecerse y desarrollarse bajo estas condiciones (Begon 2006).

La pérdida de resiliencia coralina frente a disturbios (Hughes *et al.* 2007), la reducción de organismos herbívoros (Top-down) (Hughes 1994) y el incremento de la concentración de nutrientes en el medio (Bottom-up) (Lapointe 1999) son procesos que favorecen la fase de cambio de dominancia coralina a algal. La capacidad de inhibir el establecimiento de reclutas coralinos (Kuffner *et al.* 2006), el crecimiento de algunas especies de corales (Miller y Hay 1998), la

alelopatía, la producción de metabolitos secundarios y el provocar directamente la muerte del tejido coralino (Jompa y McCook 2003) son algunas de las estrategias que poseen las algas para minimizar la competencia por espacio y luz e incrementar su cobertura en la comunidad arrecifal. Respecto al estado alternativo de cambio de dominancia coralina a dominancia de esponjas se sabe que el incremento en la cobertura de estas se ve favorecido por la disminución de la calidad del agua (Norstrom *et al.* 2009) y la disminución de esponjívoros (Hill 1998). La alelopatía (Pawlik *et al.* 2007), la habilidad competitiva por espacio (López-Victoria *et al.* 2006), el sobrecrecimiento para prevenir la recuperación coralina (Maliao *et al.* 2008), la asfixia física y la digestión celular (Hill 1998) son algunos de los mecanismos de las esponjas que afectan el desarrollo coralino. Según Maliao *et al.* (2008) el efecto de estos mecanismos resulta en la disminución de carbonato y en la afección de la estructura del esqueleto coralino.

En el Caribe la mortalidad masiva de erizos de mar causó la disminución de la herbivoría dando paso a explosiones algales y a la disminución de la cobertura coralina (Hughes 1994, Lapointe 1999), es decir que la estructura de la comunidad inició la fase de cambio de ser una comunidad dominada por corales a ser dominada por algas (Gardner *et al.* 2003). El estar en una fase de cambio junto con la escasez de peces depredadores, la disminución de abundancia de erizos y peces herbívoros, la sobrepesca, la contaminación y el cambio climático (Gardner *et al.* 2003, Hughes *et al.* 2003, Pandolfi *et al.* 2003) han llevado a que los arrecifes coralinos del Caribe estén en proceso de degradación y en estado crítico. Esta problemática conllevó a plantear políticas de conservación para mitigar el daño causado y buscar la recuperación del ecosistema. Uno de estos planteamientos es la creación de las Áreas Marinas Protegidas (AMPs) las cuales según Pomeroy (2004) son áreas que brindan la protección de parte o la totalidad del ambiente que se encuentra dentro de un área o terreno intermareal o submareal junto con el agua, fauna, flora, rasgos históricos y culturales asociados a esta ya sea por ley o por cualquier otro medio eficaz. El principal objetivo de estas áreas es el manejo y la conservación de las condiciones abióticas y bióticas de las comunidades, brindando protección y minimizando los efectos de actividades antropogénicas sobre el sistema oceánico (Friedlander *et al.* 2003, Pomeroy 2004). El Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo fue establecido como AMP con el fin de brindar protección a las comunidades arrecifales de la zona las cuales se han deteriorado por causas naturales y antropogénicas. El estudio de la composición de la comunidad arrecifal somera del AMP PNNCR-SB va a permitir conocer las especies que conforman la comunidad, el estado y la función,

diagnosticar cambios a través del tiempo, priorizar acciones de manejo y asignación de recursos de acuerdo con la presencia de riqueza y diversidad o cambios que se hayan presentado en la comunidad de tal forma que el manejo sea efectivo (Pomeroy 2004).

### 3. ESTADO DEL ARTE

A nivel mundial los arrecifes coralinos se encuentran en un alto estado de deterioro lo que se evidencia por la drástica disminución de la cobertura de coral vivo dentro de las comunidades arrecifales en los últimos 30 años (Barber *et al.* 2001, Gardner *et al.* 2003, Bruno y Selig 2007). Esta degradación se atribuye principalmente a efectos de disturbios como las enfermedades, la depredación (Barber *et al.* 2001, Miller *et al.* 2002), el sobrecrecimiento algal resultante de la sobreexplotación de organismos herbívoros y del enriquecimiento de nutrientes (Lapointe 1999, Jompa y McCook 2003, Hughes *et al.* 2007), el cambio climático que está ocasionando el aumento de la temperatura superficial del agua provocando eventos de blanqueamiento y las actividades antropogénicas que dañan los arrecifes coralinos (Burke y Maidens 2004).

Para el Caribe en general Gardner *et al.* (2003) reportaron la disminución de la cobertura de coral vivo en un 80%, que se cree es el resultado principalmente de eventos de mortalidad de herbívoros, mortalidad coralina y blanqueamiento. El caso de pérdida de herbívoros más significativo en el Caribe es el evento de mortalidad masiva del erizo *Diadema antillarum* a principios de los 80's el cual cumplía un rol importante en el mantenimiento del equilibrio de la comunidad algal dentro del arrecife. Con la pérdida de este, se incrementó la abundancia de algas causando mortalidad parcial a las colonias de coral reduciendo su cobertura (Mumby *et al.* 2006). Las enfermedades también han contribuido al deterioro arrecifal durante los últimos 30 años causando la mortalidad masiva de acroporidos que se dio en todo el Caribe. Según Miller *et al.* (2002), la pérdida de cobertura de *Acropora cervicornis* y *A. palmata* en la Florida que eran dominantes, es dramática dado que la primera presentó una reducción de hasta 99% y la segunda de 97%. En cuanto a eventos de blanqueamiento masivo, se ha reportado que entre el 60 y 80% de colonias de todas las especies en arrecifes del Caribe han perdido sus zooxantelas durante los meses con temperaturas máximas (Goreau *et al.* 2000, Barber *et al.* 2001). Como resultado de esta mortalidad coralina en las comunidades arrecifales ha ocurrido una fase cambio de dominancia de coral a algas (Hughes 1996, Idjadi *et al.* 2006, Hughes *et al.* 2007). En la composición actual del bentos, las algas son el grupo dominante y la cobertura de corales escleractínios es baja, al igual que la cobertura de otros organismos como octocorales, hidrocorales y esponjas (Andres y Witman 1995, Edmunds 2000, Fernández y Alvarado 2004, Weil 2006). Por lo anterior se considera

que los arrecifes coralinos del Caribe, se encuentran en estado de deterioro y no presentan signos de recuperación. Sin embargo, en un arrecife de Jamaica, se ha reportado un proceso de recuperación pues se observó un incremento de la cobertura de coral vivo al 54% y la cobertura algal disminuyó en un 90% (Idjadi *et al.* 2006).

Los cambios en la composición de la comunidad también implican la variación en la abundancia de las especies de corales. Estudios adicionales sobre la composición de la comunidad de corales escleractínios muestran que después de eventos de disturbio, el espacio y los esqueletos son colonizados y dominados por especies de coral de estrategia *r* que no eran las más abundantes (Aronson *et al.* 2002, Green *et al.* 2008). Este es el caso de las zonas del Caribe que eran dominadas por Acroporidos en las que ahora las especies más abundantes son *Agaricia agaricites*, *Porites astreoides*, *Siderastrea siderea*, *Diploria clivosa*, *Diploria strigosa* y *Millepora spp.* (Edmunds 2000, De la Guardia y González 2002, Kramer *et al.* 2003, Peckol *et al.* 2003, Caballero *et al.* 2004, Fernández y Alvarado 2004, Valdivia y de la Guardia 2004).

Los estudios relacionados con el estado y la composición de las formaciones arrecifales en Colombia se han realizado principalmente en las del Caribe. En general la composición actual de las comunidades arrecifales del Caribe Colombiano es similar a la del resto del Caribe y se caracteriza por presentar dominancia algal, alta cobertura de coral muerto y baja cobertura de coral vivo (López-Victoria y Díaz 2000, Rodríguez-Ramírez y Garzón-Ferreira 2003, Díaz-Pulido *et al.* 2004, Garzón-Ferreira *et al.* 2004, Rodríguez 2007). Aunque los arrecifes del Caribe continental y oceánico poseen una composición similar, las especies coralinas dominantes difieren siendo *S. siderea*, *A. agaricites* y *Montastraea cavernosa* las especies con mayor porcentaje de cobertura en las formaciones continentales y *M. annularis*, *M. faveolata* y *M. franksi* las especies dominantes en los arrecifes oceánicos. Esta variación en la composición de las comunidades se atribuye a las distintas características oceanográficas de las zonas, a la historia de vida de las especies de la comunidad y a la diferencia en frecuencia y duración de disturbios (Díaz-Pulido *et al.* 2004).

En las comunidades arrecifales del Caribe continental Colombiano al igual que en el resto del Caribe la cobertura de *A. palmata* y *A. cervicornis* ha disminuido alcanzando sólo el 10% y el 5% de cobertura respectivamente (Garzón-Ferreira *et al.* 2004). El sustrato de las formaciones arrecifales continentales está dominado por algas (50%) siendo las más abundantes *Dictyota spp.*, *Amphiroa spp.* y *Halimeda spp.* En cuanto a la comunidad coralina las especies de coral con mayor



porcentaje de cobertura son *S. siderea* (14%), *M. cavernosa* (4%) y *A. agaricites* (4%) (Díaz-Pulido *et al.* 2004).

La comunidad bentónica de las Islas del Rosario presentaba predominancia del género *Acropora* (Coral y Caicedo 1983) cuya abundancia se redujo drásticamente en la década de los 80's, entrando la comunidad a un estado de deterioro evidenciado por amplias zonas de colonias muertas de *A. cervicornis* y *A. palmata*, el alto sobrecrecimiento algal en colonias de *P. porites* y *A. agaricites*, colonias con blanqueamiento y aumento en grupos bentónicos como esponjas y algas (Alvarado *et al.* 1986). Para esa época Ramírez *et al.* (1986) observaron cobertura de coral muerto de 22,53% y de coral vivo de 24,35%, con dominancia de *P. porites*, *P. astreoides*, *M. annularis* y *Agaricia* sp. (Ramírez *et al.* 1986, Galvis 1987, Sánchez y Ramírez 1994). Este deterioro se siguió evidenciando con el aumento de cobertura de coral muerto el cual según la descripción realizada por Sarmiento *et al.* (1989) ascendió a 54,34%, mientras que la de coral vivo fue de 21,54%. Posteriormente la cobertura de sustrato abiótico disminuyó, lo que sugirió la colonización por algas y corales (Garzón-Ferreira *et al.* 2001). Estudios posteriores (Cendales *et al.* 2002, Rodríguez 2007) reportaron el estado crítico de las formaciones arrecifales de las Islas del Rosario basándose en que el mayor porcentaje de cobertura lo obtuvieron el sustrato abiótico (31%) y las algas (30%) siendo *Halimeda* y *Dictyota* los géneros más abundantes. Con respecto a la cobertura de coral vivo observaron el 27% siendo las especies más abundantes *C. natans*, *M. annularis*, *A. tenuifolia*, *P. astreoides* y *P. porites*. Por último si bien el escenario de degradación y cambio de fase de la comunidad es evidente, en el AMP PNNCR-SB hay mayor cobertura de coral vivo y la cobertura de grupos bénticos como algas y esponjas es mayor fuera de esta (Camargo *et al.* 2009).

Basado en este último antecedente éste proyecto busca profundizar más en la composición de la comunidad arrecifal somera dentro y fuera del AMP ubicando estaciones en algunas zonas que no fueron estudiadas en la investigación anterior y estableciendo diferencias en la diversidad de las zonas y las estaciones.

#### **4. OBJETIVO GENERAL**

Caracterizar la composición actual de la comunidad arrecifal somera dentro y fuera del AMP PNNCR-SB y determinar si existen diferencias entre Áreas Marinas Protegidas y no Protegidas.

## 5. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Establecer la cobertura de los principales grupos de organismos bentónicos sésiles (algas, corales, hidrocorales, gorgonáceos y esponjas) y de sustrato no vivo que conforman la comunidad arrecifal somera dentro y fuera del AMP.
- Caracterizar la composición de la comunidad de corales de las Islas del Rosario dentro y fuera del AMP en términos de riqueza, diversidad, dominancia y equitatividad.
- Determinar si existen diferencias en la composición de la comunidad de corales de las formaciones arrecifales dentro y fuera del Área Marina Protegida y entre estaciones.

## 6. HIPÓTESIS

- La cobertura de coral vivo de la comunidad arrecifal somera de las Islas del Rosario será mayor dentro del Área Marina Protegida.
- La cobertura de esponjas y algas será mayor en las estaciones fuera del AMP.
- La composición de la comunidad de corales es diferente dentro y fuera del Área Marina Protegida y dentro de las estaciones de cada una de estas zonas.

## 7. METODOLOGÍA

### 7.1 Área de estudio

El área de Cartagena comprende las formaciones coralinas que se ubican dentro del AMP del Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo (PNNCR-SB) entre las cuales se encuentran los arrecifes de las Islas del Rosario, el Archipiélago de San Bernardo y parte de Barú (Prahl y Erdhardt 1985), además de las que no están dentro del AMP como lo son las formaciones arrecifales de Tierra Bomba, los bancos de Salmedina y parte de Barú como Montañita y La Playita (Prahl y Erdhardt 1985, Bernal *et al.* 2006) (Figura 1).

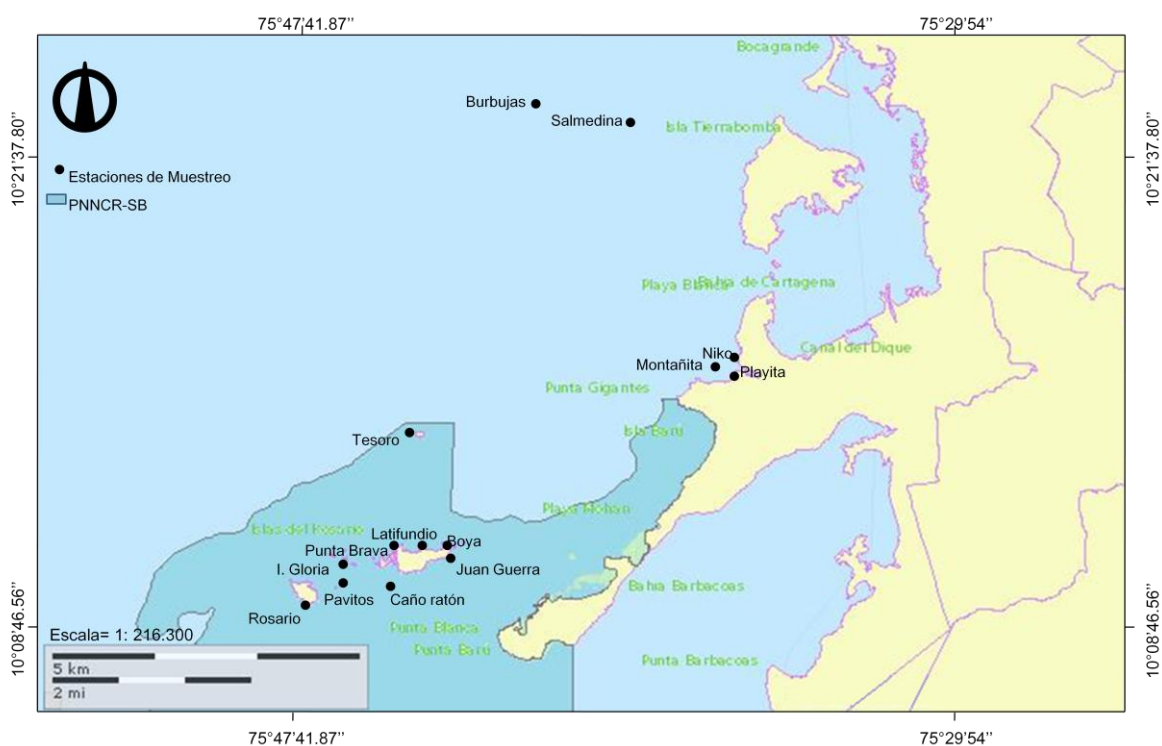


Figura 1. Ubicación de las estaciones dentro y fuera del AMP.

El desarrollo de las formaciones coralinas del área está influenciado por factores del medio como el clima y el oleaje. El clima de la zona se rige por la intensidad de los vientos Alisios los cuales modulan el comportamiento del oleaje y de la contracorriente de Panamá; como resultado de estos se destacan dos épocas climáticas. La época seca es de Diciembre a Abril con mayor intensidad de los vientos Alisios y fuerte oleaje. De Mayo a Noviembre es la época lluviosa; en esta

la intensidad de los vientos Alisios disminuye, la contracorriente es mayor y la turbidez aumenta a causa del aporte de sedimentos por parte de aguas continentales (Cendales *et al.* 2002). La temperatura superficial del agua oscila en un rango de 27°C y 31°C y la salinidad varía entre 30 y 35‰ (Pfaff 1969).

Esta zona se caracteriza por presentar fósiles coralinos los cuales son usados como sustrato duro de fijación para nuevas formaciones coralinas. Como en todo el Caribe en esta zona se desarrollan comunidades arrecifales sublitorales. Los arrecifes del área de Cartagena son arrecifes costeros o circundantes (Pfaff 1969). Aunque no están sometidos a las bajas temperaturas de las zonas de surgencia sí se ven afectados por aportes de aguas continentales y sedimentos provenientes de los ríos Sinú, Magdalena, el Canal del Dique y por el desarrollo de actividades antropogénicas como sobrepesca y turismo (Prahl y Erdhardt 1985). Los efectos de dichos estresores se han evidenciado en el estado de deterioro en el que se encuentran estos arrecifes desde los 80's.

#### **7.1.1 Área Marina Protegida (AMP)**

El Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo es considerado como Área Marina Protegida (AMP) abarca en total 120.000 has dentro de las cuales se encuentra el complejo de las Islas del Rosario, el cual se ubica entre los 10 ° 07' -10 ° 14' N y los 75°37' -75°52' W, en la zona central del Caribe Colombiano (UAESPNN 2006, Cendales *et al.* 2002). En esta zona se ubica una agrupación de islas conformada por Isla Grande, Periquito, Isla Tesoro, Isla Arena e Isla de Rosario y alrededor de estas se encuentran las formaciones coralinas (Pfaff 1969).

La comunidad arrecifal de las formaciones coralinas de las Islas del Rosario se caracteriza por presentar una alta cobertura de algas frondosas entre las cuales se destacan los géneros *Halimeda* y *Dictyota*. Además las algas costrosas y las esponjas también representan una gran parte de la composición del sustrato. En cuanto a la composición de la comunidad coralina las especies más abundantes son *Montastraea annularis* y *Colpophyllia natans* encontrándose colonias desde los 2 m de profundidad, *Porites astreoides* la cual es frecuente sobre los esqueletos de coral, *Agaricia tenuifolia* y *Porites porites* son comunes en zonas de media o baja energía. Los esqueletos de coral son principalmente de *Acropora cervicornis* y *A. palmata* y representan una fuente importante de sustrato duro disponible para el establecimiento y desarrollo de otras especies de corales pétreos las cuales representan la mayoría de coral vivo (Sarmiento *et al.* 1989, Cendales *et al.* 2002).

### 7.1.2 Área Marina No Protegida (No AMP)

Dentro de los arrecifes del área de Cartagena ubicados fuera del PNNCR-SB se encuentran los bajos coralinos Montañita y La Playita y los bajos de Burbujas y Salmedina (GIO 2005 En: Bernal *et al.* 2006). En general estas formaciones se caracterizan por presentar una alta cobertura algal y de sustrato no vivo. En cuanto a la composición de la comunidad coralina las especies más abundantes son *M. annularis*, *M. faveolata* y *A. tenuifolia* (Rodríguez 2007).

### 7.2 Fase de campo

El muestreo fue realizado por Juan Armando Sánchez director del proyecto “Valoración de la efectividad de manejo para Áreas Marinas Protegidas en las costas colombianas: conectividad y resiliencia en arrecifes de coral protegidos” en Abril de 2009. Se establecieron 14 estaciones las cuales fueron escogidas previamente por medio de un pre-muestreo teniendo en cuenta los puntos con mayor cantidad de sustrato arrecifal. Caño Ratón, Isla Gloria, Isla Tesoro, Juan Guerra, Latifundio, Pavitos, Punta Brava, Isla Rosario, y Boya Spawing dentro del AMP, Burbujas, Salmedina, Niko, Montañita y La Playita fuera del AMP.

En cada estación se ubicó un transecto de banda paralelo a la línea de costa de 50 m de longitud, sobre el que se dispusieron 8 cuadrantes de 25 \* 25 cm cada cinco metros, a los cuales se les tomaron fotografías para su posterior análisis siguiendo la metodología propuesta por Rogers *et al.* (1994) a una profundidad no mayor a 9m. En cada estación se muestrearon 50m<sup>2</sup>, siendo en total 450m<sup>2</sup> dentro del AMP y 250m<sup>2</sup> fuera del AMP.

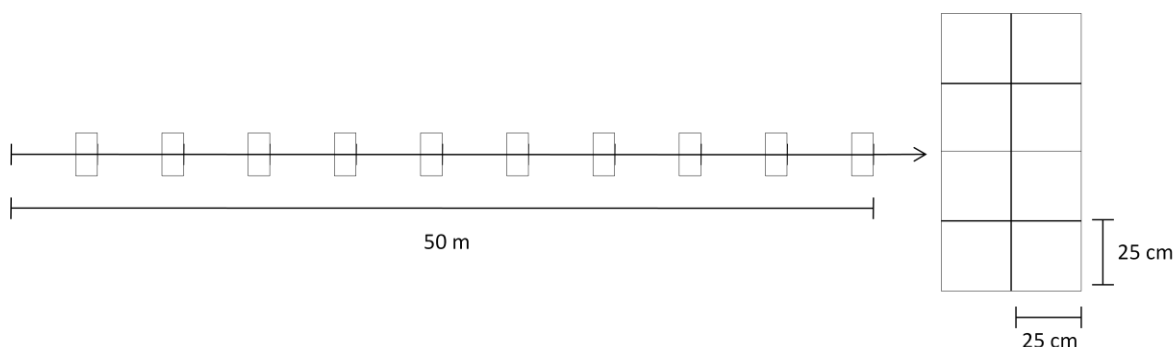


Figura 2. Diseño muestral del transecto por el método de fotocuatrantes de banda.

### **7.3 Fase de laboratorio**

La calidad de las fotografías digitales obtenidas en el muestreo se mejoró por medio del software Adobe Photoshop 7.0 estandarizando el tamaño, mejorando el color, la luz y la nitidez. Posteriormente con el software Image J se determinó el área de cobertura de los grupos de organismos bentónicos sésiles y tipo de sustrato no vivo en cada cuadrante, clasificándolos de la siguiente manera (Díaz *et al.* 1995):

- Corales escleractínios, hidrocorales y zoanthidios: a nivel de especie (la clasificación se realizó por medio de las guías de identificación Humann y DeLoach (2002) y por medio de la página [www.coralpedia.com](http://www.coralpedia.com)).
- Algas (según los grupos funcionales): algas costrosas, algas cespitosas y algas frondosas.
- Esponjas y gorgonáceos: Según el tipo de crecimiento erecto o incrustante.
- Tipo de sustrato no vivo: Coral muerto desnudo, arena y cascajo.

### **7.4 Fase de gabinete**

Los datos de área de cobertura de los grupos y el tipo de sustrato obtenidos para cada fotocadrante se organizaron en matrices en el programa Microsoft Excel y se halló la abundancia en términos de porcentaje de cobertura de cada categoría por estación y por zona. Los datos de cobertura de la comunidad de corales (corales pétreos) se analizaron posteriormente con el programa Primer 5 para determinar las características de la composición de la comunidad de corales las cuales son riqueza, diversidad, dominancia y equitatividad. Para establecer agrupaciones entre estaciones que mostraron una composición de la comunidad de corales semejante entre dentro y fuera del AMP se obtuvo la matriz de similitud de Bray-Curtis por medio del software Past. Una vez establecidas dichas agrupaciones se realizó el análisis inverso de Kaandorp para establecer las especies coralinas exclusivas, características y generalistas que caracterizan dichas agrupaciones (Kaandorp 1986).

Para determinar las diferencias existentes entre la composición de la comunidad de corales dentro y fuera del AMP se realizó una prueba de hipótesis modificada para comparar los valores del índice de diversidad de Shannon-Wiener de las dos zonas (Pardo *et al.* 1992).



Con el fin de comparar el índice de diversidad entre estaciones para establecer si existen diferencias se realizó una prueba  $\chi^2$  y para establecer que estaciones presentan diferencias se realizó una prueba de hipótesis (Pardo *et al.* 1992).

#### **7.4.1 Composición de la comunidad**

Para determinar la composición de la comunidad de corales se emplearon los siguientes índices:

##### **Riqueza**

La riqueza de la comunidad se determinó con la riqueza específica, la cual consiste en el número total de especies que componen la comunidad (Moreno 2001).

##### **Diversidad**

La diversidad se estimó por medio del *Índice de Shannon-Wiener* ( $H'$ ). Este expresa los valores de importancia teniendo en cuenta todas las especies dentro de la muestra (Moreno 2001).

$$H' = -\sum [(ni/N) \ln (ni/N)]$$

Donde  $ni$  es el porcentaje de cobertura de la especie  $i$  y  $N$  es la cobertura total de todas las especies.

##### **Dominancia**

Para estimar la dominancia se empleó el *Índice de Simpson* el cual mide la probabilidad de que dos individuos de una misma especie sean tomados al azar (Moreno 2001).

$$\Lambda = \sum (ni/N)^2$$

Donde  $ni$  es el porcentaje de cobertura de la especie  $i$  y  $N$  es la cobertura total de todas las especies.

##### **Equitatividad**

Para determinar la equitatividad se utilizó el *Índice de Pielou* ( $J'$ ) el cual mide la proporción de la diversidad observada en relación a la diversidad máxima esperada (Moreno 2001).

$$J' = H' / H' \max$$

Donde  $H'$  es el índice de diversidad de Shannon-Wiener y  $H'_{max}$  es el  $\ln(S)$ .

#### 7.4.2 Comparación del índice de diversidad de Shannon-Wiener

Las diferencias de las medidas de diversidad entre estaciones se establecieron con la prueba  $\chi^2$  y se representaron gráficamente con los valores del índice de diversidad de Shannon-Wiener y sus respectivos intervalos de confianza (las estaciones entre las cuales los intervalos de confianza se superponen no presentan diferencias).

$\chi^2$

$$\chi^2 = \sum n_t ((H(P_t) - D)^2 / \sigma_t^2)$$

$$D = \sum ((n_t * H(P_t) / \sigma_t^2) / \sum (n_t / \sigma_t^2))$$

Donde  $n_t$  es el porcentaje de cobertura total de todas las especies por estación,  $H(P_t)$  es el valor de diversidad de cada estación y  $\sigma_t^2$  es la varianza de cada estación (Pardo *et al.* 1992).

Para hallar los intervalos de confianza fue necesario hallar la desviación estándar la cual se obtuvo de la raíz de la varianza.

#### Varianza

$$\sigma^2 = \sum_{i=1}^M [ni/N (\ln ni/N)^2] - [\sum_{i=1}^M ni/N \ln ni/N]^2$$

Donde  $ni$  es el porcentaje de cobertura de la especie  $i$  y  $N$  es el porcentaje de cobertura total de todas las especies (Pardo *et al.* 1992).

#### Intervalo de confianza

$$(H(P) - Z_{\epsilon/2} (\sigma/\sqrt{n}), H(P) + Z_{\epsilon/2} (\sigma/\sqrt{n}))$$

Donde  $H(P)$  es el valor de diversidad de cada estación,  $\sigma$  es la desviación estándar y  $n$  es el porcentaje de cobertura total de todas las especies (Pardo *et al.* 1992).

#### Prueba de hipótesis

$$Z = H(P_1) - H(P_2) / \sqrt{(\sigma_1^2/n_1 + \sigma_2^2/n_2)}$$

$$z_{0,05} = 1,65$$

Donde  $H(P)$  es el valor de diversidad de cada zona,  $\sigma^2$  es la varianza y  $n$  es el porcentaje de cobertura total de todas las especies (Pardo *et al.* 1992).

Para determinar el nivel de la diversidad se siguió el rango sugerido por Ramírez (2006).

Tabla 1. Rangos de diversidad según Ramírez (2006).

<b>Diversidad Alfa</b>	<b>Diversidad Beta y Gama</b>	<b>Nivel de diversidad</b>
0-1	0-2,1	Muy baja
>1-1,8	>2,1-2,6	Baja
>1,8-2,1	>2,6-3	Media
>2,1-2,3	>3-3,3	Alta
>2,3	>3,3	Muy alta

## 8. RESULTADOS

### 8.1 Composición de la comunidad arrecifal somera dentro y fuera del AMP

La composición de la comunidad arrecifal dentro y fuera del AMP estuvo caracterizada por algas (frondosas, cespitosas y costrosas), coral vivo (especies), zoantideos (*Palythoa caribaeorum*, *Ricordia florida* y *Zoanthus sociatus*), octocorales (incrustantes y erectos), esponjas (incrustantes y erectas), sustrato no vivo (coral muerto, arena y cascajo) y otros organismos como tunicados y anemonas (otros). Dentro del AMP las algas fueron el grupo con mayor porcentaje de cobertura, seguidas por coral vivo, sustrato no vivo y esponjas. Los octocorales y los zoantideos presentaron los menores porcentajes de cobertura (Figura 3a). Igualmente las algas fueron el grupo con mayor porcentaje de cobertura fuera del AMP, seguidas por coral vivo, sustrato no vivo, octocorales y esponjas. El grupo con menor porcentaje de cobertura fue el de los zoantideos (Figura 3b).

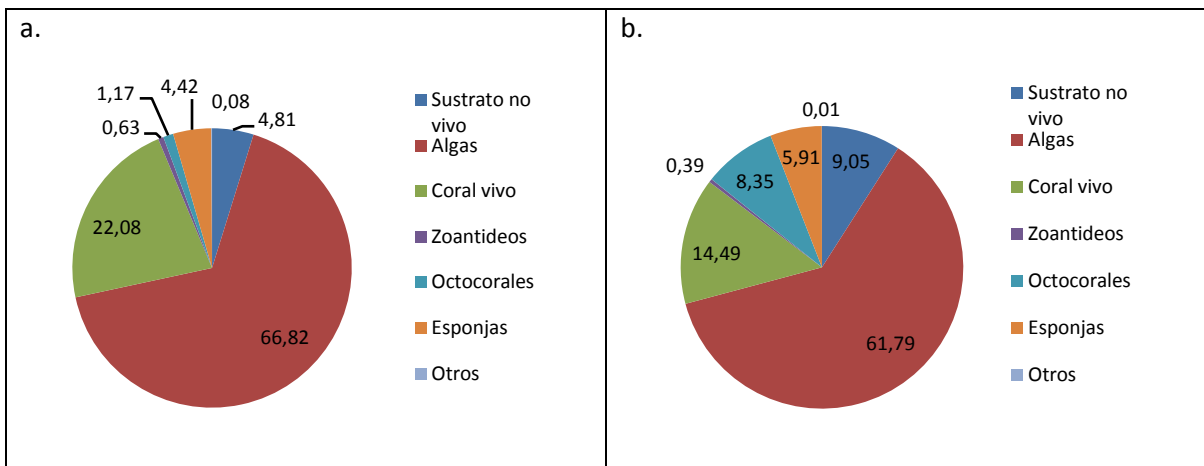


Figura 3. Composición de la comunidad arrecifal somera en términos de porcentaje de cobertura de los principales grupos. a. Dentro del AMP. b. Fuera del AMP.

Respecto a las algas, dentro del AMP las cespitosas presentaron mayor cobertura, seguidas por las frondosas y por último las costrosas (Figura 4a), mientras que fuera del AMP el grupo que presentó mayor cobertura fue el de las frondosas, seguido por las cespitosas y las costrosas (Figura 4b). Dentro de los octocorales, los de forma erecta dominaron tanto dentro como fuera del AMP (Fig. 4c y 4d). No obstante, las formas erectas fueron más abundantes en el AMP, mientras que las incrustantes lo fueron fuera del AMP. Las esponjas de crecimiento incrustante presentaron mayor cobertura tanto dentro como fuera del AMP con respecto a las de crecimiento erecto (Figura 4e y

4f). El grupo de zoantideos dentro del AMP presentó a *Z. sociatus* con mayor porcentaje, mientras que *P. caribaeorum* fue más abundante fuera del AMP (Figura 4g y 4h).

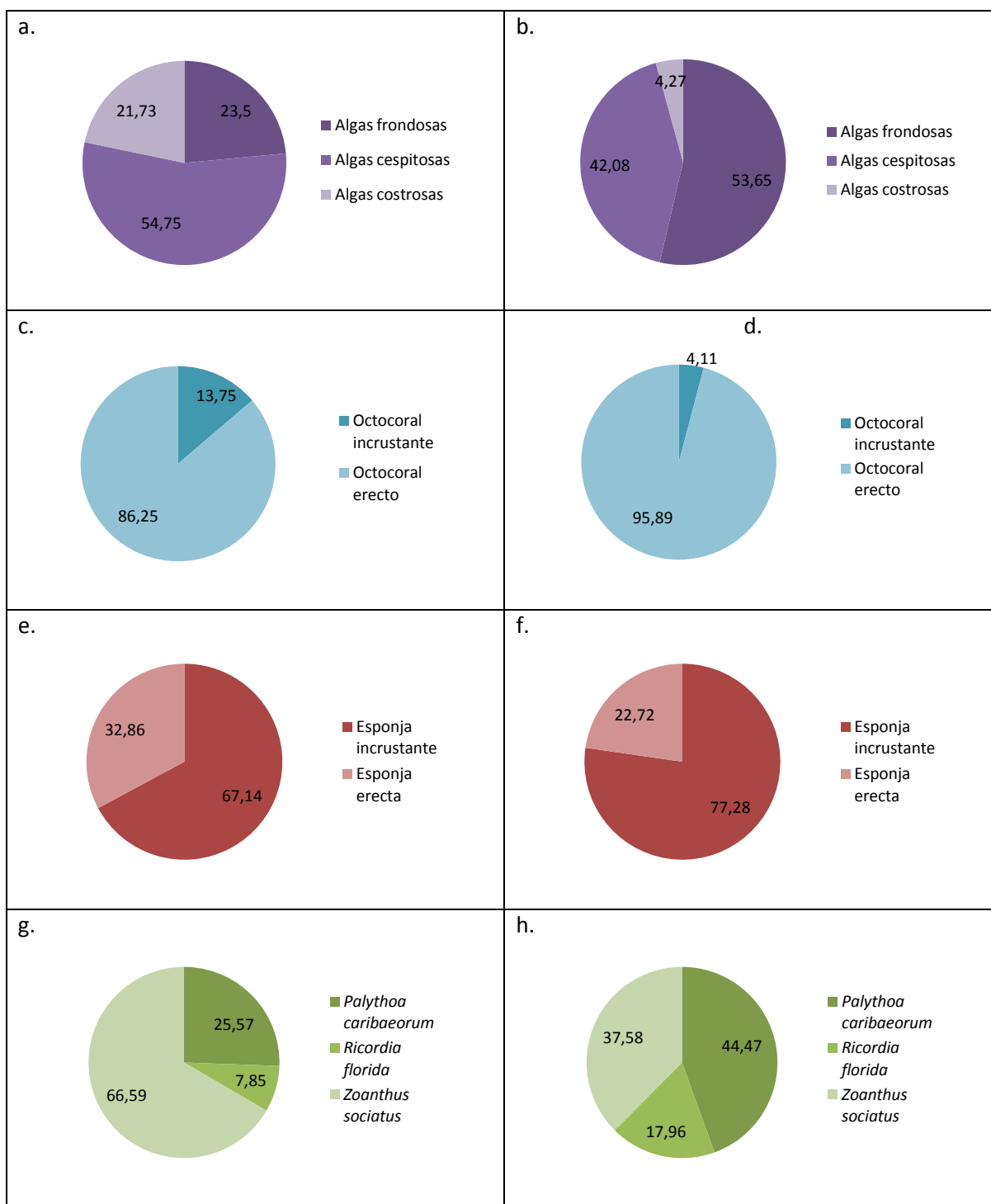


Figura 4. Porcentaje de cobertura relativa de los diferentes grupos. a. Algas dentro del AMP. b. Algas fuera del AMP. c. Octocorales dentro del AMP. d. Octocorales fuera del AMP. e. Esponjas dentro del AMP. f. Esponjas fuera del AMP. g. Zoantideos dentro del AMP. h. Zoantideos fuera del AMP.

En la categoría de coral vivo se observaron especies de los órdenes Milleporina y Scleractinia. Los primeros estuvieron representados por las especies *M. alcicornis*, *M. complanata* y *M. squarrosa*. Tanto dentro como fuera del AMP la especie dominante fue *M. complanata* siendo más abundante dentro del AMP (Figura 5a y 5b). El grupo de corales escleractínios estuvo representado por nueve familias, siendo la familia Faviidae la más abundante dentro y fuera del AMP (Figura 5c y 5d). En cuanto a géneros en las dos zonas, dentro y fuera del AMP se observaron 18, difiriendo en que dentro del AMP se observó *Mussa* sp. y fuera del AMP se observó *Cladocora* sp. Tanto dentro como fuera del AMP la especie más abundante fue *M. faveolata* (29,8% y 23.1% respectivamente). Igualmente en las dos zonas *P. astreoides* (8,4% dentro y 20,5% fuera), *D. strigosa* (6,2% dentro y 6,9% fuera) y *A. tenuifolia* (16,1% dentro y 11,2% fuera) presentaron alta cobertura. Sin embargo dentro del AMP se observó *M. annularis* (14,7%) y fuera del AMP *P. porites* (6,3%). Como especies poco abundantes en las dos zonas se encontraron *D. stokesii* (0,0005% dentro y 0,0007% fuera) y *F. fragum* (0,001% dentro y 0,004% fuera), y diferenciando las dos zonas se encontró *M. angulosa* y *M. mirabilis* dentro del AMP y *C. arbuscula*, *M. danaana* y *M. ferox* fuera del AMP (Figura 6).

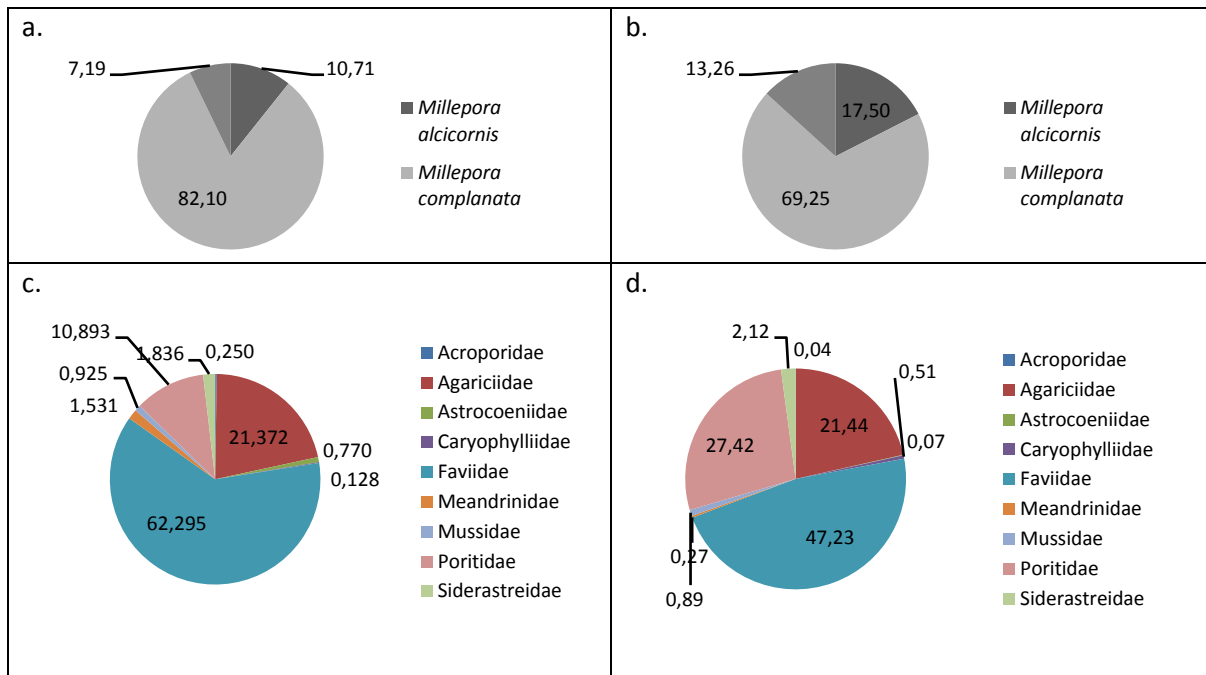


Figura 5. Composición de la comunidad de corales dentro y fuera del AMP. a. Cobertura relativa de corales Milleporinos dentro del AMP. b. Cobertura relativa de corales Milleporinos fuera del AMP. c. Cobertura relativa de familias de corales Escleractínios dentro del AMP. d. Cobertura relativa de familias de corales Escleractínios fuera del AMP.

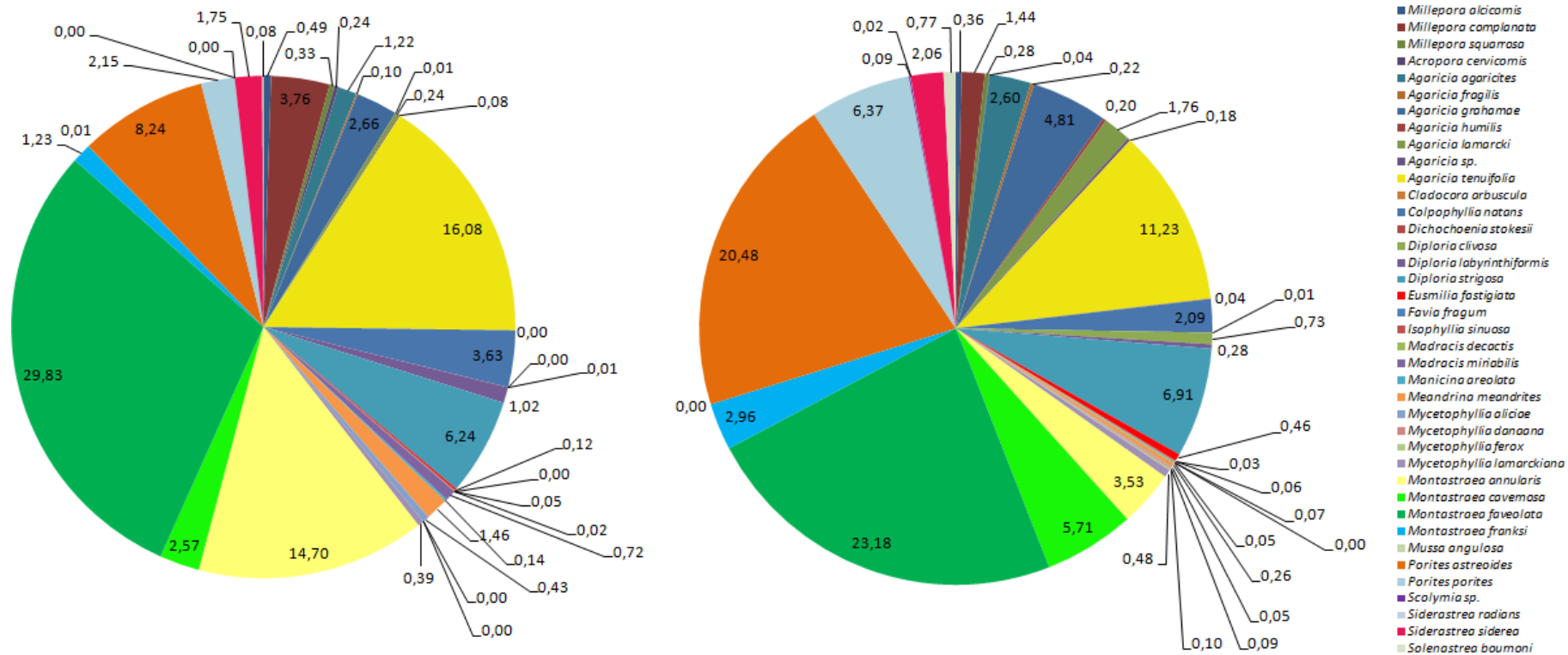


Figura 6. Porcentaje de cobertura relativa de las especies de corales Milleporinos y Escleractínios dentro del AMP (izquierda) y fuera del AMP (derecha).

Tanto dentro como fuera del AMP el tipo de sustrato más abundante fue arena teniendo mayor cobertura fuera del AMP, seguido por cascajo y coral muerto. No obstante el coral muerto presentó mayor cobertura dentro del AMP (Figura 7a y 7b).

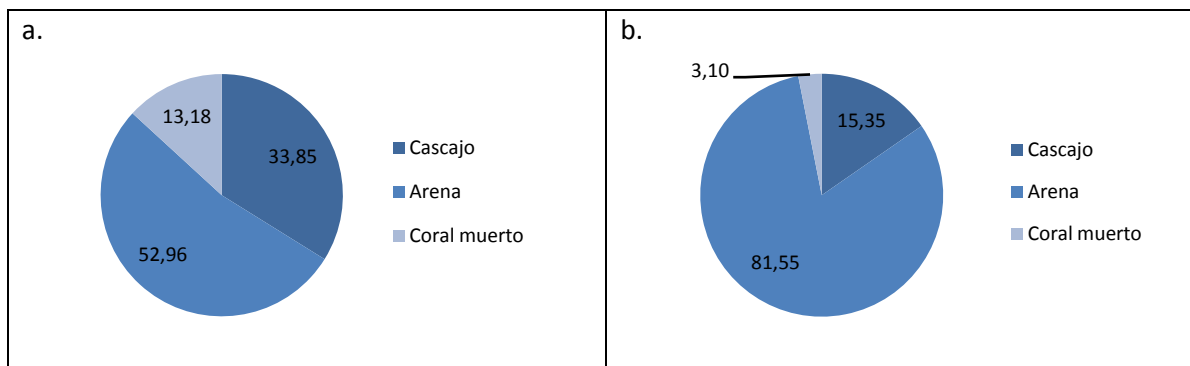


Figura 7. Cobertura relativa de sustrato no vivo. a. Cobertura relativa de los tipos de sustrato no vivo dentro del AMP. b. Cobertura relativa de los tipos de sustrato no vivo fuera del AMP.

## 8.2 Diversidad de la comunidad de corales dentro y fuera del AMP

Con un 95% de confianza no se encontraron diferencias significativas en la diversidad entre las dos zonas ( $z=0,92$ ; Valor  $P<0.05$ ;  $n=100$ ). La ausencia de diferencias se evidencia en los índices de diversidad de las dos zonas (Tabla 2). Aunque los índices muestran mayor diversidad fuera del AMP, ya que esta zona presentó una relativa mayor riqueza, diversidad y uniformidad alta y un bajo predominio, los valores de los índices no son muy diferentes a los del AMP.

Tabla 2. Índices de diversidad para las zonas dentro y fuera del AMP del PNNCR-SB. (S) riqueza de especies; (N) abundancia (% de cobertura de coral vivo); (J') uniformidad de Pielou; (H') diversidad de Shannon; (Lambda) predominio de Simpson.

Zona	S	N	J	H (loge)	LAMBDA
AMP	36	199	0,6469	2,318	0,1528
No AMP	37	72	0,6829	2,466	0,1271

Dentro de las diferentes formaciones coralinas la estación con mayor diversidad fue Montañita (No AMP). Esta presentó la mayor riqueza, mayor valor de H', uniformidad alta (0,7186) y predominio bajo (0,1261). La estación menos diversa también estuvo ubicada fuera del AMP,



Salmedina (No AMP). En esta estación se observaron solo 10 especies y se presentó la menor diversidad y el mayor predominio; además fue la estación con menor cobertura coralina. Sin embargo, la diferencia entre estaciones no está clara ya que dentro del AMP se encuentran estaciones como Rosario y Tesoro cuyos valores de los diferentes índices de diversidad son altos, similares a los de Montañita (No AMP). Cabe destacar que Tesoro (AMP) presentó la mayor uniformidad y el menor predominio (Tabla 3).

Tabla 3. Índices de diversidad para las estaciones estudiadas dentro y fuera del AMP del PNNCR-SB. (S) Riqueza de especies; (N) abundancia (% de cobertura de coral vivo); (J') uniformidad de Pielou; (H') diversidad de Shannon; (Lambda) predominio de Simpson.

Estación	S	N	J	H (loge)	LAMBDA
AMP Rosario	21	17	0,7697	2,343	0,1185
AMP P. Brava	15	26	0,5632	1,525	0,3281
AMP Boya	18	23	0,602	1,74	0,3051
AMP Latifundio	13	22	0,6962	1,786	0,214
AMP Tesoro	19	24	0,8054	2,371	0,1158
AMP I. Gloria	18	32	0,6557	1,895	0,1962
AMP Caño Ratón	12	22	0,6312	1,568	0,2754
AMP Pavitos	15	26	0,5806	1,572	0,3317
AMP Juan Guerra	18	8	0,6741	1,948	0,1959
No AMP Burbujas	17	5	0,7998	2,266	0,1282
No AMP Salmedina	10	4	0,5885	1,355	0,3651
No AMP Niko	25	23	0,7064	2,274	0,1572
No AMP Playita	12	20	0,6426	1,597	0,2514
No AMP Montañita	28	21	0,7186	2,388	0,1261

Al comparar el índice de diversidad de todas las estaciones se observaron diferencias significativas con un 95% de confianza ( $\chi^2=193.2$ ; Valor  $P<0.05$ ;  $n=100$ ) (Figura 8). Al establecer entre que estaciones existen tales diferencias se observó con un 95% de confianza que la diversidad de Tesoro (AMP), Rosario (AMP), Niko (No AMP), Montañita (No AMP) y Burbujas (No AMP) no difiere, siendo estas las estaciones con los mayores valores de diversidad. Igualmente la diversidad de las estaciones con los menores valores de diversidad como Punta Brava (AMP), Caño Ratón (AMP), Pavitos (AMP), Salmedina (No AMP) y Playita (No AMP) no es diferente. Tampoco se establecieron diferencias entre Boya (AMP), Latifundio (AMP), Isla Gloria (AMP) y Juan Guerra

(AMP), sin embargo algunas de estas (Boya (AMP) y Latifundio (AMP)) tampoco difieren de estaciones como Pavitos (AMP) y Playita (No AMP) (Anexo 3).

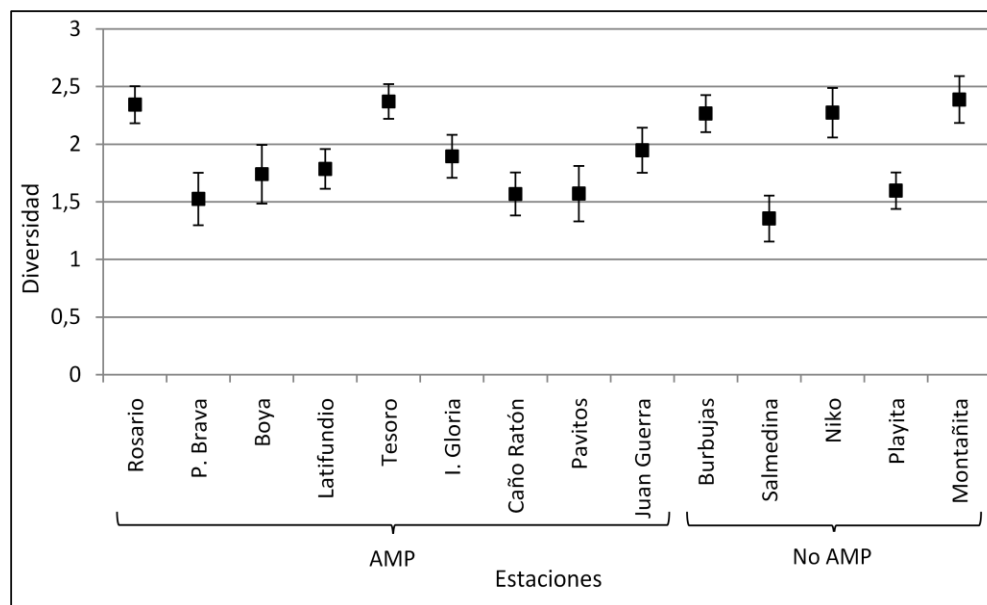


Figura 8. Comparación del índice de diversidad de Shannon de todas las estaciones.

### 8.3 Clasificación de la comunidad de corales dentro y fuera del AMP

El análisis de clasificación de Bray-Curtis con un 60% de similitud (Figura 9) y con un índice cofenético de 0,86 mostró la separación de la comunidad en 6 grupos. El grupo A estuvo conformado por una única estación No AMP Salmedina. Los grupos B y D estuvieron conformados por dos estaciones ubicadas dentro del AMP y en el grupo E se agruparon dos estaciones que se encuentran fuera del AMP. Se observaron dos grupos mixtos (C y F).

Por medio del análisis inverso de Kaandorp se establecieron tres grupos de especies. En el primero se encuentran las especies exclusivas, aquellas que presentan el 100% de cobertura relativa siendo *M. mirabilis* y *M. angulosa* exclusivas para el área marina protegida (Grupo B y D) y *C. arbuscula*, *M. ferox* y *M. danaana* exclusivas para el área marina no protegida (Grupo E). En el segundo grupo se encuentran las especies que están distribuidas ampliamente en la zona, que mostraron una cobertura relativa mayor al 70%. En el grupo A se observó *D. clivosa* y *S. radians*, en el grupo B se encontró *M. areolata*, en el C *M. meandrites*, *M. decactis* y *Agaricia sp.*, en el grupo D estuvo *M.*

*aliciae*, en el grupo E se destacaron *A. lamarcki*, *A. humilis*, *Scolymia sp.* y *S. bournoni*, y en el grupo F *I. sinuosa*. Por ultimo se encuentran las especies que se distribuyen de manera homogénea en todas las estaciones *M. complanata*, *S. siderea*, *C. natans*, *D. strigosa*, *M. cavernosa*, *P. astreoides*, *A. agaricites*, *A. tenuifolia*, *A. grahamae*, *E. fastigiata*, *M. annularis*, *M. faveolata*, y *P. porites* (Figura 10).

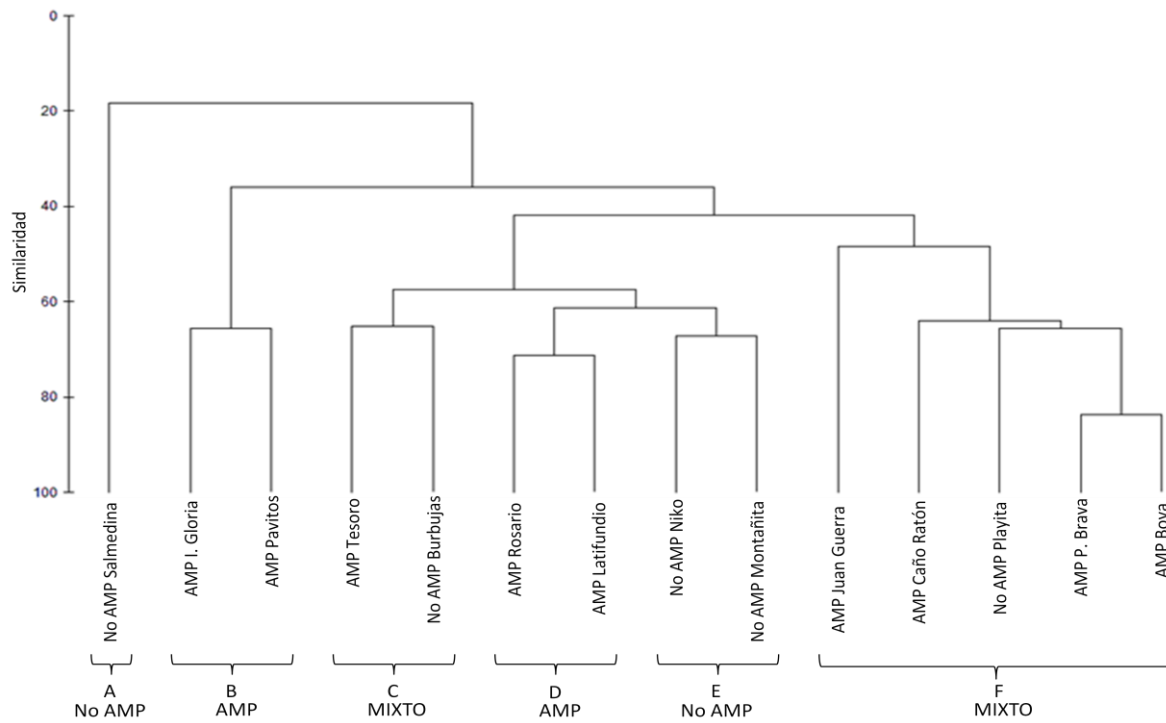


Figura 9. Análisis de clasificación utilizando el índice de similaridad de Bray-Curtis.

	Grupo A	Grupo B	Grupo C	Grupo D	Grupo E	Grupo F
<i>Millepora complanata</i>	17,93	46,18	28,51	1,50	3,99	1,88
<i>Colpophyllia natans</i>	38,50	6,34	11,49	1,16	9,41	33,11
<i>Diploria strigosa</i>	58,85	2,12	13,02	19,57	5,61	0,84
<i>Montastraea cavernosa</i>	0,74	6,82	49,51	13,37	26,99	2,58
<i>Porites astreoides</i>	8,08	3,52	23,82	19,93	35,13	9,52
<i>Siderastrea siderea</i>	60,68	0,84	28,71	1,24	0,48	8,05
<i>Agaricia agaricites</i>		0,85	13,45	25,35	37,32	23,03
<i>Agaricia grahamae</i>		4,23	37,05	21,20	29,23	8,30
<i>Agaricia tenuifolia</i>		58,57	4,89	14,57	13,49	8,47
<i>Eusmilia fastigiata</i>		13,72	16,84	14,32	53,80	1,32
<i>Montastraea annularis</i>		38,90	3,45	20,82	3,01	33,82
<i>Montastraea faveolata</i>		11,11	11,68	23,69	16,37	37,15
<i>Porites porites</i>		16,00	0,18	5,97	24,00	53,85
<i>Diploria labyrinthiformis</i>		50,47	25,67	15,77	8,09	
<i>Millepora alcicornis</i>		14,86	54,15		18,93	12,06
<i>Millepora squarrosa</i>	10,00		54,25		26,07	9,68
<i>Favia fragum</i>	60,56		11,42		25,33	2,69
<i>Acropora cervicornis</i>		18,54		54,47	8,16	18,84
<i>Mycetophyllia lamarckiana</i>		4,31		63,93	31,76	
<i>Dichocoenia stokesii</i>		48,56			51,44	
<i>Montastraea franksi</i>					47,97	52,03
<i>Agaricia fragilis</i>					68,59	31,41
<i>Agaricia lamarcki</i>		1,38		26,61	<b>70,35</b>	1,66
<i>Isophyllia sinuosa</i>					27,46	<b>72,54</b>
<i>Agaricia sp.</i>		1,30	<b>75,33</b>	18,06		5,32
<i>Madracis decactis</i>			<b>75,92</b>		16,33	7,75
<i>Solenastrea bournoni</i>		15,64			<b>80,66</b>	3,70
<i>Agaricia humilis</i>					<b>82,77</b>	17,23
<i>Meandrina meandrites</i>			<b>85,85</b>		6,03	8,12
<i>Scolymia sp.</i>				14,08	<b>85,92</b>	
<i>Manicina areolata</i>		<b>86,18</b>			13,82	
<i>Diploria clivosa</i>	<b>89,97</b>				9,65	0,38
<i>Mycetophyllia aliciae</i>				<b>91,06</b>	4,12	4,83
<i>Siderastrea radians</i>	<b>98,19</b>		1,81			
<i>Madracis mirabilis</i>		<b>100,00</b>				
<i>Mussa angulosa</i>				<b>100,00</b>		
<i>Cladocora arbuscula</i>					<b>100,00</b>	
<i>Mycetophyllia danaana</i>					<b>100,00</b>	
<i>Mycetophyllia ferox</i>					<b>100,00</b>	

Figura 10. Análisis inverso de Kaandorp de la comunidad de corales dentro y fuera del AMP.

## 9. DISCUSIÓN

Según se evidencia en los resultados de esta investigación las formaciones arrecifales someras dentro y fuera del AMP PNNCR-SB son similares entre sí y se caracterizan por presentar un sustrato dominado por la categoría algal, seguido por el coral vivo dentro del cual las especies más abundantes fueron *M. faveolata*, *P. astreoides*, *A. tenuifolia* y *D. strigosa*. Sin embargo, al detallar el porcentaje de cobertura de cada una de las categorías se evidencia que aunque en las dos zonas se observaron los mismos grupos sus abundancias son diferentes. Las algas fueron el grupo más abundante dentro y fuera del AMP, no obstante dentro del AMP se observó mayor cobertura de estas, siendo las algas cespitosas más abundantes mientras que afuera hay mayor cobertura de algas frondosas. Adicionalmente dentro del AMP se presentó mayor cobertura de coral vivo y fuera de esta se observó mayor cobertura de octocorales, esponjas y sustrato no vivo.

### 9.1 Composición de la comunidad arrecifal somera dentro y fuera del AMP

La composición de la comunidad arrecifal somera dentro y fuera del AMP, aunque estuvo caracterizada por los mismos grupos, presenta variaciones en la abundancia de estos. En ambas el sustrato estuvo dominado por algas y la cobertura de coral vivo fue baja lo que refleja el estado de deterioro en el que se encuentran las formaciones arrecifales dentro y fuera del AMP, como resultado de la alta mortalidad coralina y del sobrecrecimiento algal. Desde principios de los 80's la cobertura de coral vivo se ha reducido drásticamente en los arrecifes del área de Cartagena al igual que en el resto del Caribe (Gardner *et al.* 2003, Sánchez *et al.* 2006). Los eventos de mortalidad masiva causados por enfermedades coralinas como la banda blanca arrasaron casi completamente con las especies dominantes *A. palmata* y *A. cervicornis* en el Caribe Colombiano (reducción de más del 90%) afectando la estructura de la comunidad (Williams y Bunkley-Williams 1990, Garzón-Ferreira y Kielman 1993, Aronson y Precht 2001, Garzón-Ferreira *et al.* 2004). Los eventos de blanqueamiento masivo también han contribuido durante los últimos 25 años con la pérdida de cobertura de coral vivo (Hoegh-Guldberg 1999, Barber *et al.* 2001). Las formaciones arrecifales de las Islas del Rosario sufrieron un evento de blanqueamiento severo durante el 2005 en el cual se observó hasta un 80% de blanqueamiento coralino siendo *A. palmata*, *A. cervicornis*, *D. labyrinthiformis* y *M. alcicornis* las especies más afectadas (Rodríguez-Ramírez *et al.* 2008 a y b).

Adicional a los disturbios naturales, están los disturbios antropogénicos. Durante los últimos años el turismo ha tendido a incrementar en el Caribe, afectando las áreas arrecifales directamente con actividades como el buceo y el anclaje e indirectamente con el desarrollo de infraestructura y el desarrollo urbano (Burke y Maidens 2004). Los arrecifes de las Islas del Rosario han sido afectados por el turismo debido a la extracción de coral y arena de arrecife para construcción (Sánchez *et al.* 2006), a la cantidad de turistas que visitan el PNNCR-SB (318.000 durante el 2009) (López-Angarita *et al.* sometido) y a actividades como buceo y transporte náutico (Torres 1995). Además, el desarrollo urbano conlleva al aporte de aguas continentales contaminadas contribuyendo al aumento en la concentración de nutrientes y el incremento de turbidez, favoreciendo florecimientos algales y cambios en la estructura de la comunidad arrecifal (Burke y Maidens 2004, Sánchez *et al.* 2006). Según Burke y Maidens (2004) la descarga de aguas residuales al Caribe Colombiano es alta. El Canal del Dique es la principal fuente de aportes de nutrientes y sedimentos a los arrecifes del área de Cartagena los cuales iniciaron un proceso de degradación desde principios de los 80's cuando se inició la ampliación del Canal, reflejado en la capa de sedimento que cubrió las colonias coralinas y provocó la mortalidad de las 2/3 partes de coral (Alvarado y Corchuelo 1992, Restrepo y Kjerfve 2000, Cendales *et al.* 2002, Sánchez *et al.* 2006). Por último la sobrepesca de organismos herbívoros favorece el incremento de la cobertura algal y la reducción de la cobertura de coral vivo (Burke y Maidens 2004). Aunque en el Caribe prevalece la pesca artesanal, en los últimos años se ha incrementado el nivel de captura. En el caso de las Islas del Rosario el uso de prácticas de pesca destructiva y la sobreexplotación de recursos pesqueros han contribuido a la disminución de las poblaciones de peces herbívoros (30% de organismos extraídos) y al deterioro coralino (Cendales *et al.* 2002, Burke y Maidens 2004, Sánchez *et al.* 2006, López-Angarita *et al.* sometido). Sin embargo la pérdida de herbívoros más significativa fue la mortalidad masiva del erizo *D. antillarum* en 1983 por causas naturales. Como consecuencia de ésta, se observó la proliferación algal, la disminución del espacio disponible para asentamiento coralino y la mortalidad parcial de las colonias de coral (Mumby *et al.* 2006). En las comunidades arrecifales del área de Cartagena se ha observado la invasión de algas pardas como *Dictyota* sp. y *Lobophora* sp. las cuales en un principio habitaban el talud y con la ausencia del erizo colonizaron la zona somera siendo ahora las más abundantes (Bula 2002).

De la alta mortalidad coralina resultó una gran cantidad de sustrato disponible que junto con el incremento en la concentración de nutrientes por aportes continentales y la baja abundancia de

herbívoros ha favorecido la proliferación algal reduciendo la cobertura de coral vivo, siendo las algas los organismos dominantes en las comunidades arrecifales (Hughes 1994). Tanto dentro como fuera del AMP el sustrato estuvo dominado por algas (>60% de cobertura), lo cual se encuentra también en todos los arrecifes del Caribe dada la fase de cambio en la que se encuentran (Hughes 1994, López-Victoria y Díaz 2000, Maliao *et al.* 2008). Estas compiten con los corales por espacio y la relación inversa entre la cobertura de coral vivo y la cobertura algal sugiere que estas son competitivamente superiores, causando la mortalidad coralina, el dominio del sustrato y por ende el deterioro arrecifal (McCook *et al.* 2001, Bula 2002, Díaz-Pulido y McCook 2002). No obstante lo anterior, algunos autores plantean que la proliferación algal no es una causa, sino una de las consecuencias del deterioro arrecifal, ya que son los organismos bentónicos que reemplazan a los corales deteriorados, colonizando el espacio disponible producido por la mortalidad coralina (Knowlton 2001, Díaz-Pulido y McCook 2002). La alta cobertura algal en las formaciones arrecifales de las Islas del Rosario, aparte de la gran disponibilidad de sustrato resultante de la mortalidad coralina de los últimos 30 años, se debe en parte al incremento en los sedimentos y en la concentración de nutrientes provenientes del aporte de aguas continentales por parte del Canal del Dique (Alvarado y Corchuelo 1992, Sánchez *et al.* 2006), los cuales aumentan la tasa de crecimiento algal y favorecen el establecimiento y desarrollo de algas frondosas y céspedes algales (Lapointe 1999, McCook 1999, McManus y Polsenberg 2004). Ambos tipos de algas afectan el reclutamiento coralino, disminuyendo la capacidad de asentamiento de las larvas y provocando la mortalidad de los reclutas (Birrel *et al.* 2005, Kuffner *et al.* 2006). Además favorecen la disminución de la cobertura de coral vivo ya que afectan la sobrevivencia de colonias adultas por el contacto directo (Nugues y Roberts 2003, Kuffner *et al.* 2006). La proliferación de céspedes algales se evidenció en la comunidad dentro del AMP donde fueron más abundantes, lo cual según Birrel *et al.* (2005) se debe a que este tipo de algas domina arrecifes en los que hay grandes cantidades de restos de coral muerto y altas tasas de sedimentación. Estas condiciones se presentan dentro del AMP ya que se encuentran amplias zonas de restos de acroporidos y el aporte de sedimentos por parte del Canal es mayor al sur del parque (Pavitos, Juan Guerra y Caño Ratón) (Alvarado *et al.* 1986, Alvarado y Corchuelo 1992, Cendales *et al.* 2002) (Anexo 2). Además, la alta tasa de sedimentación genera turbidez y disminuye la intensidad lumínica afectando el desarrollo de algas frondosas y costrosas por lo que estos tipos de algas presentaron menor cobertura en estaciones donde hay turbidez por las descargas del Canal del Dique (Pavitos, Juan Guerra y Caño Ratón) (Irving y Connell 2002) (Anexo 2). Por el contrario fuera

del AMP las algas frondosas presentaron la mayor cobertura. Algunos autores sugieren que medios con altas concentraciones de nutrientes son propicios para el desarrollo de algas frondosas (Díaz-Pulido 2002, Irving y Connell 2002), lo que explicaría la alta abundancia de estas en esta zona, ya que hay aportes de aguas continentales por parte del Canal del Dique (e.g. Salmedina) (Alvarado y Corchuelo 1992) (Figura 12) (Anexo 2). Con respecto a las algas costrosas, estas fueron las menos abundantes en las dos zonas, lo que muestra el estado de deterioro de las formaciones arrecifales tanto dentro como fuera del AMP ya que son un indicador de la salud arrecifal y juegan un rol importante en los arrecifes aportando carbonato de calcio a la estructura del arrecife y facilitando el reclutamiento coralino (Tamega y Figueiredo 2007), por lo que a su baja abundancia se podría atribuir la baja cobertura coralina. Sin embargo, su cobertura fue mayor en el AMP lo que podría indicar un mejor estado de las formaciones coralinas protegidas.

La cobertura de coral vivo dentro y fuera del AMP fue baja debido a la alta cobertura algal. Dentro del AMP se observó mayor cobertura de coral vivo (22,08%) resultante del proceso de colonización que llevan a cabo especies coralinas que se establecen y se desarrollan sobre los restos de coral los cuales actúan como sustrato duro disponible que favorece el asentamiento coralino y el crecimiento de las colonias existentes, reemplazando las especies que en un principio fueron dominantes (*Acropora spp.*) por especies generalistas que tienen la capacidad de adaptarse a medios perturbados (Cendales *et al.* 2002). Por otra parte la mayor cobertura de coral vivo dentro del AMP también se puede atribuir al hecho de ser un AMP, estatus que podría favorecer la conservación y recuperación de la cobertura de coral vivo. Por el contrario hay menos porcentaje de coral vivo fuera del AMP (14,49%) en parte por que los competidores por espacio (octocorales) son más abundantes. La menor cobertura de coral vivo fuera del AMP también se puede atribuir a que en esta zona hay mayor cobertura de algas frondosas y cespitosas que como se mencionó anteriormente disminuyen el reclutamiento coralino (Birrel *et al.* 2005, Kuffner *et al.* 2006) y a la ubicación de algunas estaciones las cuales están sometidas a sedimentación factor que limita el desarrollo coralino (e.g. Burbujas y Salmedina) (Bernal *et al.* 2006) (Figura 12), lo que se ve reflejado en la baja abundancia coralina (Rogers 1990). La baja calidad del agua debido a la alta tasa de sedimentación por parte del Canal del Dique fuera del AMP podría explicar la mayor abundancia de esponjas y octocorales en esta zona. Adaptaciones como la flexibilidad de los octocorales para tolerar oleaje fuerte y para la remoción de sedimento (Sánchez *et al.* 1997) y el éxito de las esponjas en ambientes con alta turbidez permiten que estos se desarrollen



favorablemente en esta zona (Zea 1993). Estos afectan directamente la cobertura coralina ya que son competidores por espacio, interfieren en el reclutamiento coralino y previenen la recuperación coralina (Maida *et al.* 2001, López-Victoria *et al.* 2006, Norstrom *et al.* 2009).

Respecto al sustrato, tanto dentro como fuera del AMP el sustrato arenoso fue el más abundante. Esto se puede atribuir a la arena producida naturalmente por el arrecife y a la alta tasa de sedimentación a la que están sometidas las formaciones arrecifales de Cartagena (Alvarado y Corchuelo 1992). Sin embargo fuera del AMP se presentó mayor cobertura la cual se debe según Bernal *et al.* (2006) a que el flujo de sedimentos terrígenos en esta zona es alta dada la cercanía al continente.

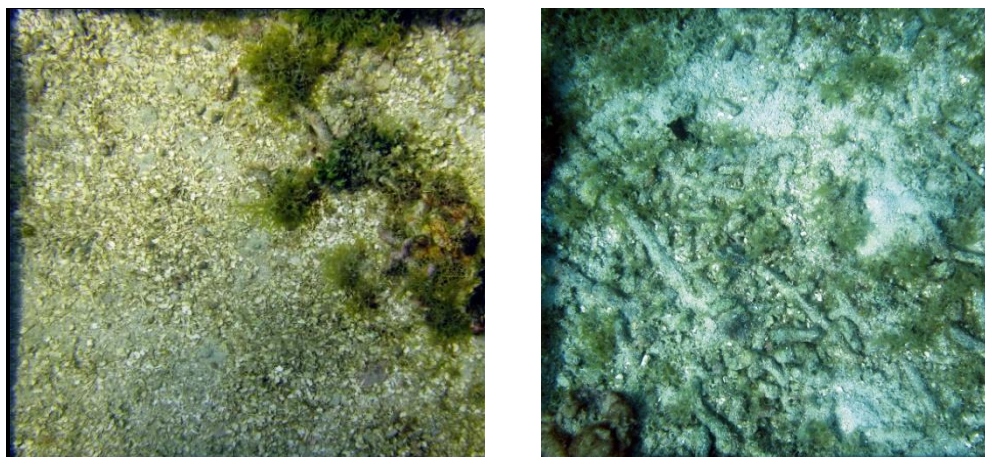


Figura 11. Diferencia de arena coralina (izquierda) y lodosa (derecha).

Además de la fase de cambio de dominancia coral-macroalgal, se han observado cambios en la composición de la comunidad de corales en todo el Caribe (Aronson *et al.* 2002, Green *et al.* 2008). Estos consisten en un estado alternativo de dominancia por parte de especies de corales de crecimiento rápido, talla pequeña, corta vida y reemplazo rápido (e. g. *A. tenuifolia* y *P. astreoides*), las cuales son las más abundantes y representan la mayoría de coral vivo (Knowlton *et al.* 2001, Green *et al.* 2008). Aunque se observó mayor cobertura de coral vivo dentro del AMP, las especies de coral más abundantes fueron las mismas. Tanto dentro como fuera del AMP la especie más abundante fue *M. faveolata*, la cual junto con *A. palmata* y *A. cervicornis* era una de las principales especies constructoras de arrecifes. Sin embargo, su presencia y abundancia indica que es resistente a disturbios como blanqueamiento y sedimentación. Esto se debe a su capacidad de

autolimpieza, a que es una especie longeva, a que se recupera fácilmente y se adapta y sobrevive a condiciones adversas como turbidez y aguas eutroficadas (Duyl 1985 En: Cendales *et al.* 2002).

*P. astreoides* y *A. tenuifolia* también fueron abundantes debido a que son especies oportunistas y colonizan rápidamente los esqueletos de acropóridos gracias a su alta tasa de calcificación (Coral y Caicedo 1983 En: Cendales *et al.* 2002). La alta abundancia de estas se debe en parte a ciertas características de su estrategia de vida como el crecimiento rápido, la fertilización interna y la incubación, a lo que se suma el hecho de ser hermafroditas lo que resulta ventajoso para el reclutamiento en medios perturbados (Morse *et al.* 1988, Aronson *et al.* 2002, Green *et al.* 2008). Además su alta tolerancia ambiental les permite desarrollarse favorablemente bajo condiciones de turbidez y alta concentración de nutrientes (Gleason 1998 En: Green *et al.* 2008, Shyka y Sebens 2000, Aronson *et al.* 2002) lo que explica la alta cobertura de estas especies tanto dentro como fuera del AMP. *P. astreoides* fue más abundante fuera del AMP y puede deberse a que aparte de su estrategia de vida que le permite reemplazar la población constantemente (Green *et al.* 2008), es una especie que sobrevive a disturbios y tiene la capacidad de recuperarse bajo condiciones adversas como sedimentación y eutroficación (Gleason 1998 En: Green *et al.* 2008), disturbios crónicos presentes en esta zona. Por el contrario *A. tenuifolia* tuvo mayor cobertura dentro del AMP. Según Cendales *et al.* (2002) y Aronson *et al.* (2004) esta especie es muy abundante en zonas con alta mortalidad de *Acropora* sp. ya que reocupa el área que anteriormente era habitada por estas especies. Dado que dentro del AMP hay mayor cantidad de restos de *Acropora* sp. es de esperar que *A. tenuifolia* sea una de las especies que más los esta colonizando y por ende sea más abundante en esta zona. Diferenciando las dos zonas se observó *M. angulosa* dentro del AMP especie que se encuentra en estado crítico (Ardila *et al.* 2002) cuya presencia puede ser un indicativo de resguardo, resultante de la protección de las formaciones que no reciben ningún tipo de disturbios antropogénicos y hacen parte de la zona intangible del parque.

Por otra parte, aunque se observó mayor diversidad fuera del AMP, en las dos zonas dentro y fuera del AMP ( $S=36$ ,  $H'=2,31$  y  $S=37$ ,  $H'=2,46$  respectivamente) la diversidad beta es baja (Ramírez 2006). En las dos zonas la composición varía de acuerdo al uso y al grado de afección. Las estaciones menos diversas son aquellas que se encuentran sometidas a actividades como buceo, pesca, transporte náutico y turismo (Figura 12). Esto coincide con lo observado en varios estudios en los que zonas con bajo desarrollo turístico, bajo tráfico náutico y baja actividad pesquera presentaron mayor diversidad que zonas con intensa actividad antropogénica (De la Guardia y

Gonzales 2002, Hawkins y Roberts 2004, Valdivia y De la Guardia 2004). También se podría atribuir a la ubicación geográfica de las estaciones de muestreo ya que la composición de la comunidad de corales si presentó diferencias entre estaciones la cual puede estar influenciada por las condiciones ambientales y los disturbios que prevalecen en cada estación. La estación menos diversa fue Salmedina (No AMP) que es la estación más cercana a la bahía de Cartagena y recibe directamente sedimentos terrígenos por el aporte continental de los ríos (principalmente del Magdalena directamente o por el Canal del Dique, en época seca) y por el volcán de lodo del bajo Burbujas (Ricaurte *et al.* 2004, Bernal *et al.* 2006). Montañita (No AMP) fue la estación que presentó mayor diversidad lo que se podría deber a que está ubicada en una zona protegida de las descargas de sedimentos y del turismo al igual que Niko (No AMP) (Figura 12). Dentro del AMP se observaron varias estaciones con diversidades bajas (Ramírez 2006) (Pavitos, Latifundio, Caño Ratón, Boya, Punta Brava) lo cual se puede atribuir a los disturbios presentes dentro del parque (Figura 12). Las altas descargas de sedimentos afectan las comunidades arrecifales del parque principalmente en la época de lluvias (Alvarado y Corchuelo 1992, Cendales *et al.* 2002, Bernal *et al.* 2006), a lo que se suma el incremento del turismo que promueve la construcción en Isla Grande y genera contaminación por residuos (Cendales *et al.* 2002, Pan de manejo 2005-2009) y se refleja en las bajas diversidades observadas en las estaciones ubicadas en esta isla, la cual hace parte de la zona de recreación general del parque (UAESPNN 2006) (Figura 12). Otros disturbios presentes dentro del AMP son la practica de pesca con dinamita lo cual causa directamente mortalidad coralina, la practica de buceo que causa el daño físico a los corales especialmente en las zonas someras y disminuye la cobertura de coral vivo y el trafico náutico incontrolado (Tratalos y Austin 2001, Cendales *et al.* 2002, López-Angarita *et al.* sometido) (Figura 12). Por el contrario las estaciones Rosario (AMP) y Tesoro (AMP) que no están sometidas a estos factores de estrés debido a que hacen parte de la zona intangible del parque (UAESPNN 2006) presentaron diversidades mayores (Figura 12). Por lo tanto la composición de la comunidad de corales de las estaciones que se encuentran protegidas del turismo, la pesca y el buceo es similar. De lo anterior se puede decir que las condiciones tanto naturales como antropogénicas locales dentro y fuera del AMP están ejerciendo presión sobre las comunidades coralinas y son estas condiciones las que promueven y/o limitan el desarrollo de arrecifes coralinos y no el hecho de estar ubicados dentro o fuera de un AMP.

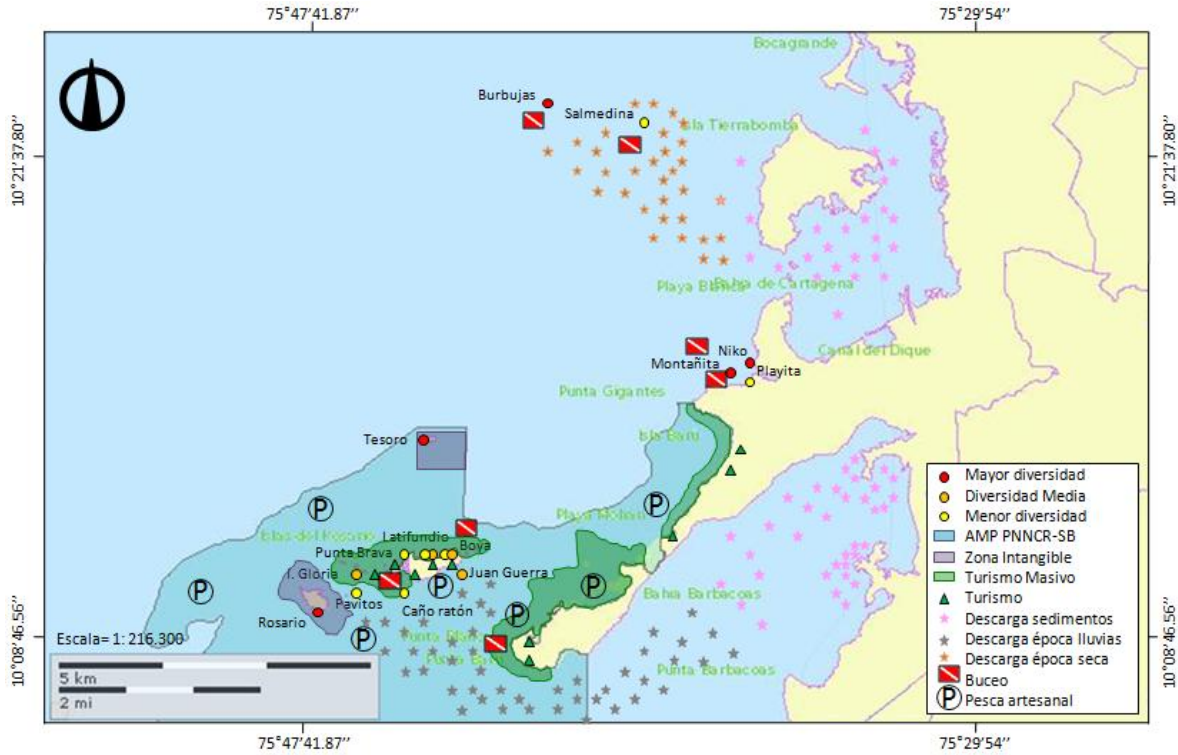


Figura 12. Diversidad y disturbios locales dentro y fuera del AMP PNNCR-SB.

La carencia de signos de recuperación en las formaciones arrecifales vistas a través de la alta cobertura algal y la baja cobertura de coral vivo, y de diferencias en la composición de la comunidad de corales dentro y fuera del AMP sugiere que la efectividad de manejo del AMP PNNCR-SB es baja. Este resultado coincide con lo observado en otras áreas protegidas del Caribe que no muestran signos de recuperación (Burke y Maidens 2004, Aronson y Precht 2006, Coelho y Manfrino 2007, Camargo *et al.* 2009). Coincidente con los resultados de este estudio, Camargo *et al.* (2009) observaron baja cobertura de coral vivo, alta cobertura algal y amplias zonas de coral muerto en el AMP PNNCR-SB y no encontraron diferencias entre zonas protegidas y no protegidas. Coelho y Manfrino (2007) observaron la disminución de la cobertura de coral vivo (44% en 8 años) y el incremento en la prevalencia de enfermedades dentro de un AMP y Page *et al.* (2009) y encontraron que la prevalencia de enfermedades y blanqueamiento es igual dentro y fuera de las AMPs. Algunos autores sugieren que la baja efectividad de las AMPs se debe a las altas tasas de eutroficación y sedimentación presentes en algunas reservas del Caribe, a la presencia de turistas que promueve la construcción, la pesca y el buceo y ejerce un impacto negativo sobre las AMPs y al hecho de ser áreas con usos socio-económicos lo que impide reducir la presión sobre los recursos marinos y costeros, lo cual se ve en la zona de estudio (McCrone 2001, Burke y Maidens

2004, Mumby y Harborne 2010). Sin embargo, también se ha observado lo contrario, es decir que en algunas AMPs ha habido incremento de la cobertura de coral vivo y rápida recuperación a disturbios como blanqueamiento (e. g. Filipinas y Bahamas) (Wiedemeyer *et al.* 2003, Myers y Ambrose 2009, Mumby y Harborne 2010, Selig y Bruno 2010). Así mismo en algunas áreas arrecifales las AMPs parecen ser efectivas al mitigar los efectos de la pesca sobre los sistemas arrecifales y permiten la sustentabilidad de las actividades pesqueras en las zonas adyacentes ya que se documentó incremento en la densidad, biomasa y talla de especies comerciales dentro de estas (Polunin y Roberts 1993, Sumaila *et al.* 2000, Cote *et al.* 2001, Roberts *et al.* 2001, Gell y Roberts 2003). Esta variabilidad en la efectividad de las AMPs puede atribuirse, entonces a 1) la frecuencia e intensidad de disturbios naturales y 2) a la intensidad de uso humano, ya que arrecifes que están sometidos a impacto humano intenso se encuentran degradados y arrecifes con baja influencia antropogénica están menos afectados (Coelho y Manfrino 2007, Myers y Ambrose 2009). En el Caribe los cambios en las comunidades arrecifales someras se atribuyen en gran parte al conjunto de disturbios naturales presentes en el área, como la mortalidad masiva de acroporidos, la mortalidad del erizo *D. antillarum*, la elevación de la temperatura superficial y al sobrecrecimiento algal (Aronson y Precht 2001, Buddemeier *et al.* 2004, Mumby *et al.* 2006), cuyo efecto según Wilkinson y Souter (2008) no se puede revertir ni prevenir por medio de acciones de manejo directas como lo es la creación de AMPs. Sin embargo, es evidente que en zonas donde no hay efectos antropogénicos, las comunidades arrecifales presentan mayor diversidad, mejor estado de salud y menor mortalidad demostrando que el efecto de disturbios antropogénicos se puede mitigar por medios legales (Wilkinson y Souter 2008).

Las formaciones arrecifales tanto dentro como fuera del AMP están sometidas a disturbios de tipo natural y antropogénico. Las enfermedades y el blanqueamiento han provocado alta mortalidad coralina en ambas zonas y han producido gran cantidad de sustrato disponible el cual ha sido colonizado por algas por lo que en zonas protegidas y no protegidas se evidencia el sobrecrecimiento algal (Cendales *et al.* 2002, Sánchez *et al.* 2006) (Figura13). Con respecto a los disturbios antropogénicos, aunque se espera que el efecto de estos disminuya con la creación de las AMPs, esto no se observa en la zona de estudio. El desarrollo costero en el área de Cartagena implica el incremento en la construcción de muelles e infraestructura turística que junto con la ampliación del Canal del Dique han contribuido al aumento en las tasas de sedimentación y a la descarga de aguas residuales y de residuos sólidos (Cendales *et al.* 2002, UAESPNN 2006) (Figura

13). Además el turismo, el cual ha tendido a incrementar, conlleva al aumento de actividades como pesca, transporte náutico y actividades recreativas. Tanto los disturbios del desarrollo costero como los del turismo tienden a ser mayores dentro del AMP ya que las descargas de parte del Canal son mayores durante la época de lluvias descargando cerca del 70% de sedimentos y dentro de parque las actividades antropogénicas (turismo) son mayores, presentándose durante el año dos épocas de mayor intensidad (UAESPNN 2006, López-Angarita *et al.* sometido) (Figura 13). Lo anterior evidencia que el estatus de protección del AMP no está ejerciendo dicho objeto ya que dentro del AMP hay mayor intensidad de actividades antropogénicas (Figura 13).

Específicamente en el AMP PNNCR-SB las comunidades arrecifales están sometidas a actividades antropogénicas por parte de los habitantes del parque y de los turistas. La problemática es mayor debido al desarrollo turístico que promovió el incremento en los habitantes de las islas, construcciones de hoteles (10 en total) y restaurantes y en la demanda del recurso pesquero (Duran 2009). De las 44 islas e islotes que están dentro del parque 29 están habitadas (UAESPNN 2006, Lizarazo y López 2007). En Isla Grande, la isla más grande del archipiélago del Rosario la población ha incrementado de 161 habitantes en 1997 a 600 en 2004 (CARDIQUE 2004, INVEMAR 2004). Estas poblaciones no cuentan con servicio de acueducto y alcantarillado por lo que depositan sus desechos directamente al mar (CIOH-CARDIQUE 1998), los cuales también han incrementado debido a la cantidad de turistas que llegan al parque y al aumento del consumo de agua a nivel turístico (Duran 2009). En la actualidad la principal actividad es el turismo, cerca del 80% de las islas se dedican a esto y el 81% de las familias se dedican a la pesca (en algunos casos practican métodos destructivos como la pesca con dinamita y trasmallo) (INVEMAR 2004). Además de la contaminación por desagües está la contaminación por parte de los sedimentos del Canal del Dique y por los desechos industriales provenientes de Cartagena y del complejo industrial de Mamonal (Duran 2009).

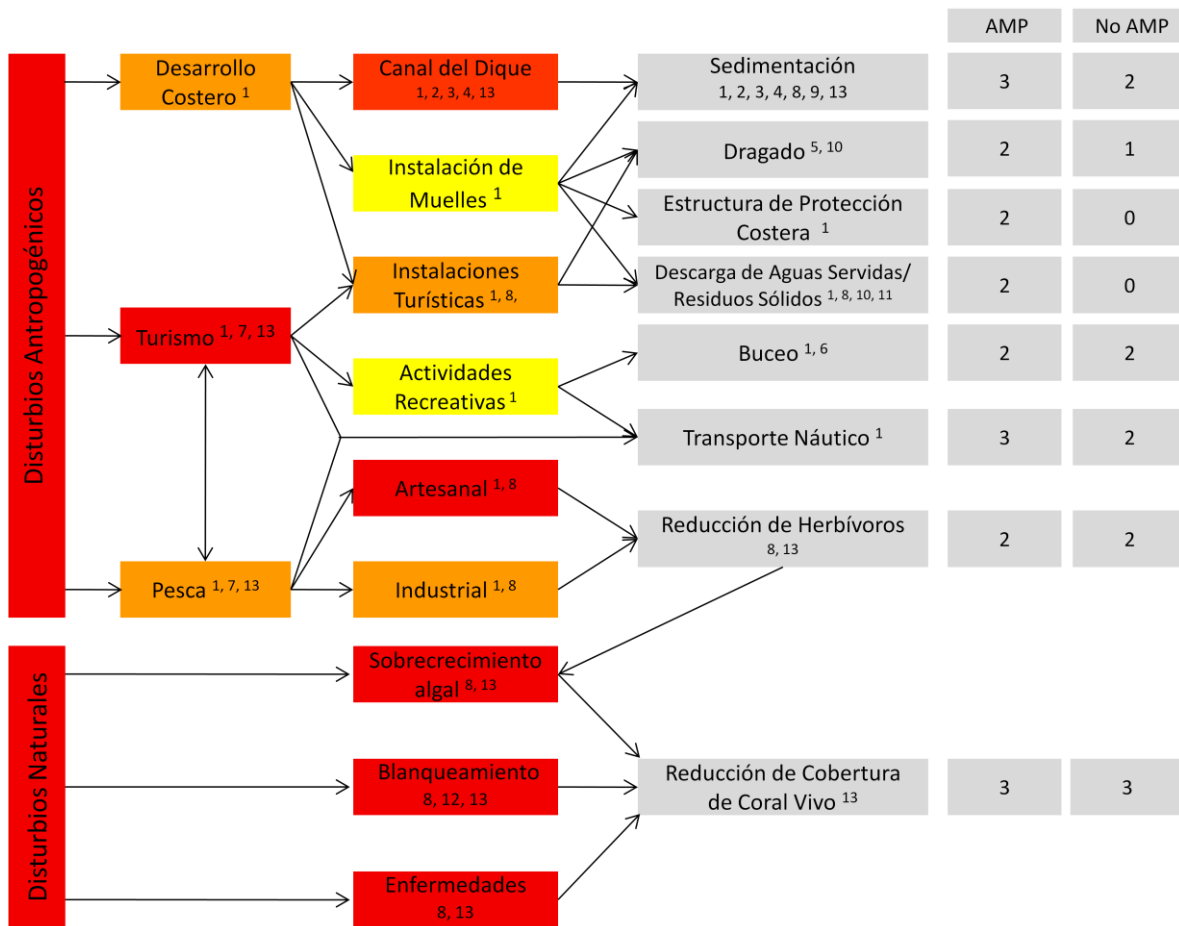


Figura 13. Cascada de disturbios naturales y antropogénicos dentro y fuera del AMP (Modificada de Chabanet *et al.* 2005). Intensidad del disturbio: Alta (Rojo), Media (Naranja), Baja (Amarillo). Nivel de disturbios: 0 No hay, 1 Bajo, 2 Medio, 3 Alto. <sup>1</sup>UAESPNN 2006, <sup>2</sup>Restrepo *et al.* 2006, <sup>3</sup>Bernal *et al.* 2006, <sup>4</sup>Alvarado y Corchuelo 1992, <sup>5</sup>CARDIQUE 2004, <sup>6</sup>Tortuga Dive 2009, <sup>7</sup>López-Angarita *et al.* sometido, <sup>8</sup>Cendales *et al.* 2002, <sup>9</sup>Leble y Cuignon 1987, <sup>10</sup>Sánchez Rubio 1988, <sup>11</sup>Martínez 2005, <sup>12</sup>Wilkinson y Souter 2008, <sup>13</sup>Sánchez *et al.* 2005.

En síntesis las formaciones arrecifales dentro y fuera del AMP PNNCR-SB se encuentran en estado de deterioro el cual es el resultado de la alta presión ejercida por disturbios naturales como enfermedades y blanqueamiento junto con las acciones antropogénicas locales como el desarrollo costero de la ciudad de Cartagena, la cercanía a la refinera de Mamonal, la alta actividad portuaria, la descarga de aguas residuales sin tratamiento, la alta tasa de sedimentación proveniente del Canal del Dique, la pesca y el incremento del turismo, factores que impiden que el AMP sea efectiva en la recuperación y protección de las comunidades arrecifales (Figura 13).

## 10. CONCLUSIONES

No existen diferencias en la composición de la comunidad de corales entre el Área Marina Protegida PNNCR-SB y el Área Marina no Protegida.

La composición de las comunidades arrecifales someras dentro y fuera del AMP PNNCR-SB esta caracterizada por los mismos grupos siendo las algas el grupo predominante seguido por los corales.

La diversidad de la comunidad de corales muestra una disminución con respecto a la intensidad de actividades antropogénicas.

Las formaciones arrecifales dentro y fuera del Área Marina Protegida están en una fase de cambio de dominancia coral-alga.



## 11. RECOMENDACIONES

Las zonas intangibles deben seguir bajo esta protección dado que si se evidencia el mejor estado de las formaciones arrecifales.

Las zonas en las que se observan especies vulnerables deben hacer parte de las zonas intangibles del parque y se deben tomar medidas de manejo para evitar cualquier tipo de disturbio antropogénico que afecte la composición de estas formaciones.

Algunas zonas que no están ubicadas dentro del AMP se deben incluir en esta dada la mayor diversidad que presentan, para así brindarles protección a estas comunidades arrecifales (Niko y Montañita).

Se debe implementar un mayor control en las áreas denominadas como zonas de recreación ya que la intensidad de actividades turísticas esta ejerciendo una presión negativa sobre las comunidades coralinas.

## 12. BIBLIOGRAFÍA

Alvarado, E. y M. Corchuelo. 1992. Los nutrientes, la temperatura y la salinidad provenientes del Canal del Dique como factores de deterioro en el Parque Nacional Natural Corales del Rosario. En: VII Seminario Nacional de Ciencias y Tecnologías del Mar. Santa Marta. 277-287.

Alvarado, E., F. Duque., L. Flórez y R. Ramírez. 1986. Evaluación cualitativa de los arrecifes coralinos de las Islas del Rosario (Cartagena - Colombia). Boletín Ecotrópica: Ecosistemas Tropicales. 15:1-30.

Andres, N. y J. Witman. 1995. Trends in community structure on a Jamaican reef. Mar. Ecol. Prog. Ser. 118: 305-310.

Ardila, N., R. Navas y J. Reyes. 2002. Libro rojo de inv ertebrados marinos de Colombia. La serie Libros Rojos de Especies Amenazadas de Colombia. (Eds). INVEMAR, Ministerio del Medio Ambiente, Bogotá, Colombia.

Aronson, R. y W. Precht. 2006. Conservation, precaution, and Caribbean reefs. Coral Reefs. DOI 10.1007/s00338-006-0122-9.

Aronson, R., I. Macintyre., C. Wapnick y M. O'Neill. 2004. Phase shifts, alternative states, and the unprecedented convergence of two reef systems. Ecology. 85: 1876-1891.

Aronson, R., I. Macintyre., W. Precht., T. Murdoch y C. Wapnick. 2002. The expanding scale of species turnover events on coral reefs in Belize. Ecol. Monogr. 72(2): 233-249.

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

Barber, T., A. Hilting y M. Hayes. 2001. The Changing Health of Coral Reefs. Human and Ecological Risk Assessment. 7(5): 1255-1270.

Begon, M., C. Townsend y J. Harper. 2006. Ecology: from individuals to ecosystems. Blackwell Publishing Ltd. 738.

Bellwood, D. y T. Hughes. 2001. Regional-Scale Assembly Rules and Biodiversity of Coral Reefs. *Science*. 292: 1532-1534.

Bernal, G., A. Velásquez., I. Vargas., A. Agudelo., C. Andrade., J. Domínguez., C. Ricaurte y G. Mayo. 2006. Variabilidad de los aportes a los sedimentos superficiales durante un ciclo anual en los Bancos de Salmedina. *Bol. Invest. Mar. Cost.* 35: 59-75.

Birrell, C., L. McCook y B. Willis. 2005. Effects of algal turfs and sediment on coral settlement. *Mar. Pollut. Bull.* 51: 408-414.

Bruno, J. y E. Selig. 2007. Regional decline of coral cover in the Indo-Pacific: Timing, Extent, and Subregional Comparisons. *PLoS ONE*. 2(8): e711. DOI 10.1371.

Bruno, J., L. Petes., C. Drew y A. Hettinger. 2003. Nutrient enrichment can increase the severity of coral diseases. *Ecol. Lett.* 6: 1056-1061.

Buddemeier, R., J. Kleypas y R. Aronson. 2004. Coral reefs y global climate change. Potential contributions on climate change to stresses on coral reef ecosystems. *Pew Center on Global Climate Change*. 44.

Bula, M. 2002. Perturbación biológica extrema en los sistemas coralinos del Caribe. *Rev. Acad. Colomb. Cienc.* 26 (98): 105-110.

Burke, L. y J. Maidens. 2004. *Coral Reefs at Risk in the Caribbean*. World Resources Institute. Washington. 80.

Caballero, H., G. Varona y 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.

Camargo, C., J. Maldonado., E. Alvarado., R. Moreno-Sánchez., S. Mendoza., N. Manrique., A. Mogollón., J. Osorio., A. Grajales y J. Sánchez. 2009. Community involvement in management for maintaining coral reef resilience and biodiversity in southern Caribbean marine protected areas. *Biodivers. Conserv.* 18: 395-956.

CARDIQUE. 2004. Plan de acción trienal 2004-2006. Cartagena, Colombia. 110.

- Cendales, M., S. Zea y J. Díaz. 2002. Geomorfología y unidades ecológicas del complejo de arrecifes de las Islas del Rosario e Isla Barú (Mar Caribe, Colombia). *Rev. Acad. Colomb. Cienc.* 26(101): 497-510.
- Chabanet, P., M. Adjeroud., S. Andrefouet., Y. Bozec., J. Ferrares., J. Garcia-Charton y M. Schrimm. 2005. Human-induced physical disturbances and their indicators on coral reef habitats: A multi-scale approach. *Aquat. Living Resour.* 18: 215-230.
- CIOH-CARDIQUE. 1998. Caracterización y diagnóstico integral de la zona costera comprendida desde Galerazamba y Bahía Barbacoas. Cartagena, Colombia.
- Coelho, V. y C. Manfrino. 2007. Coral community decline at a remote Caribbean island: marine no-take reserves are not enough. *Aquatic. Conserv. Mar. Freshwater Ecosystem.* 16: 1–20. DOI10.1002/aqc.822.
- Connell, J. 1978. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science.* 199(4335): 1302-1310.
- Connell, J., T. Hughes y C. Wallace. 1997. A 30-year study of coral abundance, recruitment and disturbance at several scales in space and time. *Ecol. Monogr.* 67(4): 461-488.
- Coral, A. y A. Caicedo. 1983. Descripción de la formación arrecifal de Isla Grande (Islas del Rosario) – con anotaciones ecológicas. Tesis de Grado. Facultad de Biología Marina. Universidad Jorge Tadeo Lozano. Cartagena. 111.
- Cornell, H. y H. Karlson. 2000. Coral species richness: ecological versus biogeographical influences. *Coral Reefs.* 19: 37-49.
- Cote, M., I. Mosquera y J. Reynolds. 2001. Effects of marine reserve characteristics on the protection of fish populations: a meta-analysis. *J. of Fish Biol.* 59(Suplement A): 178-189.
- De la Guardia, E. y 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.
- Díaz, J., J. Garzón-Ferreira y S. Zea. 1995. Los arrecifes coralinos de la isla de San Andrés, Colombia: Estado actual y perspectivas para su conservación. *Academia de Ciencias exactas, físicas y naturales.* Ed. Guadalupe Ltda. 149.

Díaz-Pulido, G. y L. McCook. 2002. The fate of bleached corals: patterns and dynamics of algal recruitment. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 232: 115-128.

Díaz-Pulido, G., J. Sánchez., S. Zea., J. Díaz y J. Garzón-Ferreira. 2004. Esquemas de distribución espacial en la comunidad bentónica de arrecifes coralinos continentales y oceánicos del Caribe colombiano. *Rev. Acad. Colomb. Cienc.* 28(108): 337-347.

Duran, C. 2009. Gobernanza en los Parques Nacionales Naturales colombianos: reflexiones a partir del caso de la comunidad Orika y su participación en la conservación del Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo. *Revista de estudios sociales.* 32: 60-73.

Edmunds, P. 2000. Patterns in the distribution of juvenile corals and coral reef community structure in St. John, US Virgin Islands. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 202: 113-124.

Fernández, C. y J. Alvarado. 2004. El arrecife coralino de Punta Cocles, costa Caribe de Costa Rica. *Rev. Biol. Trop.* 52(Suppl. 2): 121-129.

Friedlander, A., J. Sladek., J. Sanchez., R. Appeldoorn., P. Usseglio., C. McCormick., S. Bejarano y A. Mitchell-Chui. 2003. Designing Effective Marine Protected Areas in Seaflower Biosphere Reserve, Colombia, Based on Biological and Sociological Information. *Conserv. Biol.* 17(6): 1769-1784.

Galvis, N. 1987. Evaluación cuantitativa de las llanuras arrecifales de las islas pavitos, Parque Nacional Natural Corales del Rosario, Cartagena, Colombia. Tesis de Grado. Facultad de Biología Marina. Universidad Jorge Tadeo Lozano. Bogotá. 87.

Gardner, T., I. Coté., J. Gill., A. Grant y A. Watkinson. 2003. Long-term region-wide declines in Caribbean corals. *Science.* 301: 958-960.

Garzón-Ferreira, J., A. Rodríguez-Ramírez., S. Bejarano-Chavarro., R. Navas-Camacho y C. Reyes-Nivia. 2001. Caracterización de los ambientes marinos y costeros de Colombia En: INVEMAR, 2007. Informe del estado de los ambientes marinos y costeros en Colombia: año 2006. Serie de publicaciones periódicas No.8. Santa Marta. 19-20.

Garzon-Ferreira, J. y M. Kielman. 1993. Extensive mortality of corals in the Colombian Caribbean during the last two decades. En: R. N. Ginsburg (ed.). Proceedings of the colloquium on global

aspects of coral reefs: health, hazards and history. Rosenstiel School of Marine and Atmospheric Science, University of Miami. 15-21.

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

Gell, F. y C. Roberts. 2003. Benefits beyond boundaries: the fishery effects of marine reserves. doi:10.1016/S0169-5347(03)00189-7.

Giller, P. 1984. Community structure and the niche. Ed. Chapman y Hall. New York. 176.

Green, D., P. Edmunds y R. Carpenter. 2008. Increasing relative abundance of *Porites astreoides* on Caribbean reefs mediated by an overall decline in coral cover. Mar. Ecol. Prog. Ser. 359: 1-10.

Goreau, T., T. McClanahan., R. Hayes y A. Strong. 2000. Conservation of coral reefs after the 1998 global bleaching event. Conserv. Biol. 14(1): 5-17.

Hawkins, J. y C. Roberts. 2004. Effects of artisanal fishing on Caribbean coral reefs. Consev. Biol. 18(1): 215-226.

Hill, M. 1998. Spongivory on Caribbean reefs releases corals from competition with sponges. Oecología. 117:143–150.

Hobbs, R. y L. Huenneke. 1992. Disturbances, diversity, and invasion: implications for conservation. Conserv. Biol. 6(3): 324-336.

Hoegh-Guldberg, O. 1999. Climate change, coral bleaching and the future of the world's coral reefs. Mar. Freshwater Rest. 50: 839-866.

Hughes, T. 1989. Community Structure and Diversity of Coral Reefs: The Role of the History. Ecology. 70(1): 275-279.

Hughes, T. 1996. Demographic approaches to community dynamics: A coral reef example. Ecology. 77(7): 2256-2260.

Hughes, T. 1994. Catastrophes, phase shifts, and large-scale degradation of a Caribbean coral reef. Science. 265(5178):1547–1551.

Hughes, T., A. Baird., D. Bellwood., M. Card., S. Connolly., C. Folke., R. Grosberg., O. Hoegh-Guldberg., J. Jackson., J. Kleypas., J. Lough., P. Marshall., M. Nystrom., S. Palumbi., J. Pandolfi., B. Rosen y J. Roughgarden. 2003. Climate Change, Human Impact, and the Resilience of Coral Reefs. *Science*. 301: 929-933.

Hughes, T., M. Rodriguez., D. Bellwood., D. Ceccarelli., O. Hoegh-Guldberg., L. McCook., N. Moltschanivskyj., M. Pratchett., R. Steneck y B. Willis. 2007. Phase shifts, herbivory, and the Resilience of Coral Reefs to Climatic Change. *Curr. Biol.* 17: 360-365.

Humann, P. y N. DeLoach. 2002. Reef coral identification Florida, Caribbean, Bahamas. 2nd edition. New World Publications, Jacksonville, Florida. 448 .

Idjadi, J., S. Lee., J. Bruno., W. Precht., L. Allen-Requa y P. Edmunds. 2006. Rapid phase-shifts reversal on Jamaican coral reef. *Coral Reef*. DOI 10.1007/s00338-006-0088-7.

INVEMAR. 2004. Elaboración de un modelo de desarrollo sostenible para los archipiélagos de Rosario y San Bernardo. INVEMAR, Santa Marta, Colombia. 169.

Irving, A. y S. Connell. 2002. Sedimentation and light penetration interact to maintain heterogeneity of subtidal habitats: algal versus invertebrate dominated assemblages. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 245: 83-91.

Jompa, J. y L. McCook. 2003. Coral-algal competition: macroalgae with different properties have different effects on corals. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 258: 87-95.

Jonhson, C. y A. Preece. 1992. Damage, Scale and Recovery in Model Coral Communities: The Importance of System State. *Proc. on the Seventh Int. Coral Reef Symp.* 1: 606-615.

Knowlton, N. 2001. The future of coral reefs. *PNAS*. 98(10): 5419-5425.

Kaandorp, J. 1986. Rocky substrate communities of the infralitoral fringe of the Boulonnais coast, NW France: a quantitative survey. *Mar. Biol.* 92: 255-265.

Kramer, P., P. Richards y R. Ginsburg. 2003. Assessment of the Andros Island reef system, Bahamas (Part1: Stony corals and algae). *Atoll Res. Bull.* 496: 76-99.

- Krebs, C. 1999. Ecological methodology. Ed. Addison-Welsey Educational Publishers, Inc. 2nd.ed. 581.
- Kuffner, I., L. Walters., M. Becerro., V. Paul., R. Ritson-Williams y K. Beach. 2006. Inhibition of coral recruitment by macroalgae and cyanobacteria. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 323: 107-117.
- Langmead, O. y C. Sheppard. 2004. Coral reef community dynamics and disturbance: a simulation model. *Ecol. Model.* DOI10.1016.
- Lapointe, B. 1999. Simultaneous top-down and bottom-up forces control macroalgal blooms on coral reefs. *Limnol. Oceanogr.* 44: 1586–1592.
- Leblé, S. y R. Cuignon. 1987. El archipiélago de las Islas del Rosario. Estudio morfológico, hidrodinámico y sedimentológico. *Bol. Cient. CIOH.* 7: 37-52.
- Lizarazo, J. y D. López. 2007. Identificación de amenazas y vulnerabilidades para la elaboración del plan de emergencias del PNN Corales del Rosario y San Bernardo. Trabajo de grado para optar al título de Administrador y Gestor Ambiental. Universidad Piloto de Colombia. 207.
- López-Angarita, J., R. García., E. Alvarado., P. Restrepo., J. Maldonado y J. Sánchez. Sometido. A socioecological resilience approach for evaluating management effectiveness of Marine Protected Areas.
- López-Victoria, M. y Díaz, J. 2000. Morfología y estructura de las formaciones coralinas del Archipiélago de San Bernardo, Caribe Colombiano. *Rev. Acad. Colomb. Cienc.* 24(91): 219-230.
- López-Victoria, M., S. Zea y E. Weil. 2006. Competition for space between encrusting excavating Caribbean sponges and other coral reef organisms. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 312: 113–121.
- Maida, M., P. Sammarco y J. Coll. 2001. Effects of soft corals on Scleractinian coral recruitment. Allelopathy, spat survivorship and reef community structure. *Mar. Ecol.* 22(4): 397-414.
- Maliao, R., R. Turingan y J. Lin. 2008. Phase-shifts in coral reef communities en the Florida Keys National Marine Sanctuary (FKNMS), USA. *Mar. Biol.* DOI 10.1007.
- Martínez, D. 2005. Evaluación de la problemática ambiental en términos de la gestión integral de residuos sólidos en las áreas protegidas del Sistema de Parques Nacionales Naturales de Colombia.



Santuario de Fauna y Flora Los Flamencos, Santuario de Fauna y Flora Los Colorados, Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo, Parque Nacional Natural Tayrona y Parque Nacional Natural Sanquianga. Universidad Católica de Manizales.

McCann, K. 2000. The diversity- stability debate. *Nature*. 405: 228-233.

McClannahan, T. 2000. Bleaching damage and recovery potential of Maldivian coral reefs. *Mar. Poll. Bull.* 40(7): 587-597.

McCook, L. 1999. Macroalgae, nutrients and phase shifts on coral reefs: scientific issues and management consequences for the Great Barrier Reef. *Coral Reefs*. 18: 357-367.

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

McCrone, A. 2001. Visitor impacts on marine protected areas in New Zealand. Wellington, New Zealand. Dept. of Conservation. 68.

McManus, W. y J. Polsenberg. 2004. Coral-algal phase shifts on coral reefs: ecological and environmental aspects. *Prog. in Oceanogr.* 60: 263-279.

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

Miller, M. y M. Hay. 1998. Effects of fish predation and seaweed competition on the survival and growth of corals. *Oecologia*. 113: 231-238.

Moreno, C. 2001. Métodos para medir la biodiversidad. M&T-Manuales y Tesis SEA, Vol. 1. Zaragoza. 84.

Morse, D., N. Hooker., A. Morse y R. Jensen. 1988. Control of larval metamorphosis and recruitment in sympatric agariciid corals. *J. of Exp. Mar. Biol. and Ecol.* 116:193-217.

Mumby P. y A. Harborne. 2010. Marine Reserves Enhance the Recovery of Corals on Caribbean Reefs. *PLoS ONE* 5(1): e8657. DOI 10.1371/journal.pone.0008657.

Mumby, P., J. Hedley., K. Zychaluk., A. Harborne y P. Blackwell. 2006. Revisiting the catastrophic die-off of the urchin *Diadema antillarum* on Caribbean coral reefs: Fresh insights on resilience from a simulation model. *Ecol. Model.* 196: 131-148.

Myers, M. y R. Ambrose. 2009. Differences in benthic cover inside and outside marine protected areas on the Great Barrier Reef: influence of protection or disturbance history? *Aquatic Conserv: Mar. and Freshwater Ecosystems.* 19(7): 736 – 747.

Norstrom, A., M. Nystrom., J. Lokrantz y C. Folke. 2009. Alternative states on coral reefs: beyond coral-macroalgal phase shifts. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 376: 295-306.

Nugues, M. y C. Roberts. 2003. Coral mortality and interaction with algae in relation to sedimentation. *Coral Reefs.* 22: 507-516.

Page, K., D. Baker., C. Harvell., Y. Golbuu., L. Raymundo., S. Neale., K. Rosell., K. Rypien., J. Andras y B. Willis. 2009. Influence of marine reserves on coral disease prevalence. *Dis. of Aquatic Organisms.* 87: 135-150.

Pandolfi, J., R. Bradbury., E. Sala., T. Hughes., K. Bjorndal., R. Cooke., D. McArdle., L. McClenachan., M. Newman., G. Paredes., R. Warner y J. Jackson. 2003. Global Trajectories of the Long-Term Decline of Coral Reef Ecosystem. *Science.* 301: 955-958.

Pardo, L., C. Calvet y M. Salicrú. 1992. Comparación de medidas de diversidad. *Historia Animalium.* 1: 3-13.

Pawlik J., L. Steindler., T. Henkel., S. Beer y M. Ilan. 2007. Chemical warfare on coral reefs: sponge metabolites differentially affect coral symbiosis in situ. *Limnol. Oceanogr.* 52(2): 907–911.

Peckol, P., A. Curran., E. Floyd., M. Robbart., B. Greenstein y K. Buckman. 2003. Assessment of selected reef sites in northern and southcentral Belize, including recovery from bleaching and hurricane disturbances (Stony corals, algae and fish). *Atoll Res. Bull.* 496: 146-171.

Pfaff, R. 1969. Las Scleractinia y Milleporina de las Islas del Rosario. Instituto Colombo-Alemán de Investigaciones Científicas. 3: 17-24.

Phral, H. y H. Edhardt. 1985. Colombia corales y arrecifes coralinos. Editorial Presencia Ltda. Bogotá, Colombia. 295.

Polunin, N. y C. Roberts. 1993. Greater biomass and value of target coral reef fishes in two small Caribbean marine reserves. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 100: 167-176.

Pomeroy, R., J. Parks y L. Watson. 2004. How is your MPA doing? A guidebook of natural and social indicators for evaluating marine protected area management effectiveness. IUCN, The World Conservation Union, UK.

Ramírez, A. 2006. *Ecología: Métodos de muestreo y análisis de poblaciones y comunidades*. Editorial Pontificia Universidad Javeriana. Bogotá. 273.

Ramírez, A., I. De Ramírez y J. Correal. 1986. *Ecología descriptiva de las llanuras madreporarias del Parque Nacional submarino Los Corales de Rosario (Mar Caribe), Colombia. Un estudio Monte Carlo en cuantificación de corales por el método de cobertura*. Escala Ltda. Bogotá, Colombia. 71.

Restrepo, A. 2005. *Los sedimentos del río Magdalena: reflejo de la crisis ambiental*. 1ª Edición. Colombia. 267.

Restrepo, J. y B. Kjerfve. 2000. Magdalena River: interannual variability (1975–1995) and revised water discharge and sediment load estimates. *J. Hydrol.* 235: 137–149.

Restrepo, J., P. Zapata., J. Díaz., J. Garzón-Ferreira y C. García. 2006. Fluvial fluxes into the Caribbean Sea and their impact on coastal ecosystems: The Magdalena River, Colombia. *Global and Planetary Change*. 50: 33-49.

Ricaurte, C., J. Domínguez., G. Mayo., C. Andrade., H. Ospina y A. Gutiérrez. 2004. Nota sobre algunos rasgos geomorfológicos de los Bancos de Salmedina. *Bol. Cient. CIOH*. 22: 64-76.

Roberts. C., J. Bohnsack., F. Gell., J. Hawkins y R. Goodridge. 2001. Effects of Marine Reserves on adjacent fisheries. *Science*. 294: 1920-1923.

Rodríguez, D. 2007. *Composición y estructura de las comunidades bentónicas asociadas a la unidad ecológica de *Acropora palmata* y *Acropora cervicornis* Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo (PNNCRSB) Cartagena Colombia*. Tesis de Grado. Facultad de Biología Marina. Universidad Jorge Tadeo Lozano. Bogotá. 90.

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

Rodríguez-Ramírez, A., C. Bastidas., J. Cortés., H. Guzmán., Z. Leão., J. Garzón-Ferreira., R. Kikuchi., B. Padovani., J. Alvarado., C. Jiménez., A. Fonseca., E. Salas., J. Nivia., C. Fernández., S. Rodríguez., D. Debrot., A. Cróquer., D. Gil., D. Gómez., R. Navas-Camacho., M. Reyes-Nivia., A. Acosta., E. Alvarado., V. Pizarro., A. Sanjuan., P. Herrón., F. Zapata., S. Zea., M. López-Victoria y J. Sánchez. 2008. Status of coral reefs and associated ecosystems in Southern Tropical America: Brazil, Colombia, Costa Rica, Panamá and Venezuela. 281-294. En: Wilkinson, C y D. Souter (Eds.). Status of Caribbean Coral Reefs after Bleaching and Hurricanes in 2005. 152.

Rodríguez-Ramírez, A., C. Bastidas., S. Rodríguez., Z. Leão., R. Kikuchi., M. Oliveira., D. Gil., J. Garzón-Ferreira., M. Reyes-Nivia., R. Navas-Camacho., N. Santodomingo., G. Díaz-Pulido., D. Venera-Ponton., L. Florez-Leiva., A. Rangel-Campo., C. Orozco., J. Márquez., S. Zea., M. López-Victoria., J. Sánchez y M. Hurtado. 2008. The effects of coral bleaching in the Southern Tropical America: Brazil, Colombia, and Venezuela. 105-114. En: Wilkinson, C y D. Souter (Eds.). Status of Caribbean Coral Reefs after Bleaching and Hurricanes in 2005. 152.

Rogers, C. 1990. Responses of coral reefs and reef organisms to sedimentation. Mar. Ecol. Prog. Ser. 62: 185-202.

Rogers, C. y J. Miller. 2006. Permanent "phase shifts" or reversible declines in coral cover? Lack of recovery of two coral reefs in St. John, US Virgin Islands. Mar. Ecol. Prog. Ser. 306: 103-114.

Rogers, C., G. Garrison., R. Grober., Z. Hillis y M. Franke. 1994. Manual para el Monitoreo de Arrecifes de Coral en el Caribe y Atlántico occidental.

Sánchez, J. y A. Ramírez. 1994. Descripción, composición y estructura de las comunidades coralinas de los arrecifes de Isla del Tesoro. Caribe Colombiano. Tesis de Grado. Facultad de Biología Marina. Universidad Jorge Tadeo Lozano. Bogotá. 130.

Sánchez, J., J. Diaz y S. Zea. 1997. Gorgonian communities in two contrasting environments on oceanic atolls of the Southwestern Caribbean. Bull. of Mar. Sci. 61(2): 453-465.

Sánchez, J., V. Pizarro., A. Acosta de Sánchez., P. Castillo., P. Herron., J. Martínez., P. Montoya y C. Orozco. 2005. Evaluating coral reefs from in remote Caribbean atolls (Quitasueño, Serrana, and Roncador banks) to recommend marine-protected areas for the Sea Flower biosphere reserve. *Atoll Res. Bull.* No. 531. 66.

Sánchez, M., J. Cadena., A. Grajales y I. Porto. 2006. ¿Por qué están muriendo los corales? Blanqueamiento coralino: causas, consecuencias e hipótesis. *Apuntes científicos Uniandinos.* No. 5. 12-23.

Sánchez, R. 1988. Plan de ordenamiento del Parque Nacional Natural Corales del Rosario. Cartagena: Instituto Nacional de los Recursos Naturales Renovables y del Ambiente. INDERENA. 45.

Sarmiento, E., F. Flechas y G. Alvis. 1989. Evaluación cuantitativa del estado actual de las especies coralinas del Parque Nacional Natural Corales del Rosario (PNNCR), Cartagena (Colombia). Tesis de Grado. Facultad de Biología Marina. Universidad Jorge Tadeo Lozano. Bogotá. 180.

Selig, E. y J. Bruno. 2010. A Global Analysis of the Effectiveness of Marine Protected Areas in Preventing Coral Loss. *PLoS ONE* 5(2): e9278. DOI 10.1371/ journal.pone.0009278.

Shyka, T. y K. Sebens. 2000. Community structure, wáter column nutrients, and water flow in two Pelican Cays ponds, Belize. *Atoll Res. Bull.* 471: 105.121.

Stiling, P. 1999. *Ecology: Theories and applications.* 3rd. Ed. Prentice-Hall. New Jersey. 615.

Sumaila, U., S. Gue'nette., J. Alder y R. Chuenpagdee. 2000. Addressing ecosystem effects of fishing using marine protected areas. *J. of Mar. Sci.* 57: 752–760.

Tamega, F. y M. Figueiredo. 2007. Distribution of crustose coralline algae (Corallinales, Rhodophyta) in the Abrolhos Reefs, Bahía, Brazil. *Rodriguesia.* 58(4): 941-947.

Torres, D. 1995. Guía de buceo y peces de Cartagena de Indias y el Parque Nacional Natural Corales del Rosario, Colombia. FEN COLOMBIA. Cartagena, Colombia. 193.

Tratalos, J. y T. Austin. 2001. Impacts of recreational SCUBA diving on coral communities of the Caribbean island of Grand Cayman. *Biol. Conserv.* 102: 67-75.

- UAESPNN. 2006. Plan de manejo del Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo. Territorial Caribe. Cartagena Colombia. 378.
- Valdivia, A. y E. De la Guardia. 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.
- Weil, N. 2006. Diversidad y abundancia relativa de corales, octocorales y esponjas en el Parque Nacional Jaragua, República Dominicana. *Rev. Biol. Trop.* Vol. 54 (2):423-443.
- West, J. y R. Salm. 2003. Resistance and Resilience to Coral Bleaching: Implications for Coral Reef Conservation and Management. *Conserv. Biol.* 17(4): 556-567.
- Wiedemeyer, W., O. Wendelken y B. Schrim. 2003. Management of marine protected areas (MPA) in Negros Oriental, Phillipines. [www.gtz.de/de/dokumente/en-lesson3-marine-protected-areas.pdf](http://www.gtz.de/de/dokumente/en-lesson3-marine-protected-areas.pdf)
- Wilkinson, C. 1999. Global and local threats to coral reef functioning and existence: review and predictions. *Mar. Freshwater Res.* 50: 867-878.
- Wilkinson, C. y D. Souter. 2008. Status of Caribbean coral reefs after bleaching and hurricanes in 2005. Global Coral Reef Monitoring Network, and Reef and Rainforest Research Centre, Townsville. 152.
- Williams, E. y L. Bunkley-Williams. 1990. The world-wide coral reef bleaching cycle and related sources of coral mortality. *Atoll Res. Bull. No. 335.* 71.
- Wood, R. 2001. Biodiversity and the history of reefs. *Geol. J.* 36: 251-263.
- Zea, S. 1993. Cover of sponges and other sessile organisms in rocky and coral reef habitats of Santa Marta, Colombian Caribbean sea. *Caribbean J. of Sci.* 19(1): 75-88.

## ANEXOS

**Anexo 1.** Porcentaje de cobertura de los grupos que conforman la comunidad arrecifal somera dentro y fuera del AMP.

Categorías	% Cobertura	
	AMP	No AMP
<b>Sustrato no vivo</b>	<b>4,806150474</b>	<b>9,052607679</b>
Cascajo	1,627112444	1,389497156
Arena	2,545500086	7,382337001
Coral muerto	0,633537944	0,280773522
<b>Sustrato vivo</b>	<b>95,19384953</b>	<b>90,94739232</b>
<b>Algas</b>	<b>66,81574606</b>	<b>61,78879082</b>
Frondosas	15,70752716	33,14678085
Cespitosas	36,58744665	26,00360363
Costrosas	14,52077225	2,63840634
<b>Coral vivo</b>	<b>22,08405947</b>	<b>14,48651605</b>
<i>Millepora alcicornis</i>	0,10828	0,0527952
<i>Millepora complanata</i>	0,829775743	0,20895799
<i>Millepora squarrosa</i>	0,072631333	0,0400044
<i>Acropora cervicornis</i>	0,052734608	0,0063296
<i>Agaricia agaricites</i>	0,268792222	0,3765548
<i>Agaricia fragilis</i>	0,021911111	0,0316652
<i>Agaricia grahamae</i>	0,586365376	0,696255134
<i>Agaricia humilis</i>	0,002869556	0,0295036
<i>Agaricia lamarcki</i>	0,053475578	0,2552532
<i>Agaricia sp.</i>	0,018310881	0,0260056
<i>Agaricia tenuifolia</i>	3,552056222	1,6266328
<i>Cladocora arbuscula</i>	0	0,005708
<i>Colpophyllia natans</i>	0,802146914	0,3033344
<i>Dichochoenia stokesi</i>	0,000572667	0,0007752
<i>Diploria clivosa</i>	0,001134	0,1053507
<i>Diploria labyrinthiformis</i>	0,225462	0,0399432
<i>Diploria strigosa</i>	1,377812444	1,001072
<i>Eusmilia fastigiata</i>	0,02702928	0,06593497
<i>Favia fragum</i>	0,001102222	0,0040988
<i>Isophyllia sinuosa</i>	0,011744889	0,0090152
<i>Madracis decactis</i>	0,004016667	0,0103264
<i>Madracis mirabilis</i>	0,158249333	0
<i>Manicina areolata</i>	0,030996889	0,0072952
<i>Meandrina meandrites</i>	0,321991778	0,037586
<i>Micetophyllia aliciae</i>	0,094617556	0,007862
<i>Micetophyllia danaana</i>	0	0,0128308
<i>Micetophyllia ferox</i>	0	0,0137796
<i>Micetophyllia lamarckiana</i>	0,086203778	0,0692856
<i>Montastraea annularis</i>	3,245573888	0,511936
<i>Montastraea cavernosa</i>	0,566698376	0,82765
<i>Montastraea faveolata</i>	6,588069102	3,35858088
<i>Montastraea franksi</i>	0,271799778	0,4289684
<i>Mussa angulosa</i>	0,001371774	0
<i>Porites astreoides</i>	1,820157501	2,96712175
<i>Porites porites</i>	0,475453338	0,922566
<i>Scolymia sp.</i>	0,000968889	0,01308
<i>Siderastrea radians</i>	0,000299778	0,002208
<i>Siderastrea siderea</i>	0,386601556	0,299046622
<i>Solenastrea bournoni</i>	0,016782444	0,1112028
<b>Zoantideos</b>	<b>0,627725331</b>	<b>0,392638297</b>
<i>Palythoa caribaeorum</i>	0,160477998	0,174597497
<i>Ricordea florida</i>	0,049253111	0,0705008
<i>Zoanthus sociatus</i>	0,417994222	0,14754
<b>Octocoral</b>	<b>1,16747532</b>	<b>8,350842447</b>
Incrustantes	0,160558444	0,3428356
Erecto	1,006916876	8,008006847
<b>Esponjas</b>	<b>4,417357401</b>	<b>5,914846309</b>
Incrustantes	2,965752479	4,570931431
Erecto	1,451604922	1,343914878
<b>Otros</b>	<b>0,081485944</b>	<b>0,0137584</b>





**Anexo 3.** Prueba de hipótesis entre estaciones dentro y fuera del AMP. Valores menores a 1,65 indican que no existen diferencias significativas entre el índice de diversidad de Shannon Wiener de las estaciones (Valor  $P < 0.05$ ).

Estaciones	AMP Ros.	AMP P. B.	AMP B. S.	AMP Lat.	AMP Tes.	AMP I. G.	AMP C. R.	AMP Pav.	AMP J. G.	No AMP B.	No AMP S.	No AMP N.	No AMP P.
AMP P. B.	5,75												
AMP B. S.	3,93	1,23											
AMP Lat.	4,64	1,79	0,29										
AMP Tes.	0,25	6,06	4,18	5,00									
AMP I. G.	3,57	2,46	0,96	0,84	3,88								
AMP C. R.	6,17	0,29	1,07	1,68	6,54	2,43							
AMP Pav.	5,23	0,28	0,94	1,42	5,51	2,08	0,03						
AMP J. G.	3,07	2,76	1,27	1,22	3,36	0,38	2,75	2,38					
No AMP B.	0,67	5,21	3,43	4,00	0,93	2,96	5,55	4,70	2,47				
No AMP S.	7,58	1,10	2,34	3,21	7,96	3,88	1,53	1,36	4,17	6,99			
No AMP N.	0,50	4,68	3,14	3,47	0,72	2,61	4,85	4,26	2,20	0,06	6,15		
No AMP P.	6,50	0,51	0,94	1,59	6,94	2,39	0,23	4,26	2,74	5,83	1,87	4,97	
No AMP M.	0,34	5,54	3,91	4,44	0,13	3,51	5,83	5,08	3,07	0,93	7,13	0,76	6,04