

**COMPOSICION Y ESTRUCTURA DE LAS COMUNIDADES BENTONICAS
ASOCIADAS A LA UNIDAD ECOLOGICA DE *Acropora palmata* y *Acropora
cervicornis* PARQUE NACIONAL NATURAL CORALES DEL ROSARIO Y SAN
BERNARDO (PNNCRSB) CARTAGENA COLOMBIA.**

DIANA RODRIGUEZ

Directora

ELVIRA MARIA ALVARADO

Bióloga Marina

Asesora

VALERIA PIZARRO

UNIVERSIDAD JORGE TADEO LOZANO

FACULTAD DE BIOLOGIA MARINA

BOGOTA

2007

DEDICATORIA

Quiero dedicar esta tesis a Dios quien es lo más importante en mi vida y a cumplido cada uno de mis sueños, segundo a mis padres por todo su amor y esfuerzo por sacarme adelante y también a mis abuelitos por todo su amor, dedicación, que aunque no estén presentes se que estarían realmente felices de ver a su nieta culminando sus estudios.

AGRADECIMIENTOS

Agradezco a las instituciones como National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA), Universidad de los Andes, Unidad Administrativa Especial de Parques Nacionales Naturales-UAESPNN y Universidad Jorge Tadeo Lozano que apoyaron y financiaron este proyecto de grado, el cual se encuentra dentro un gran proyecto denominado “Valoración de la efectividad de manejo para el Área Marina Protegida en el Parque Corales del Rosario y San Bernardo (Cartagena): hacia un manejo adaptable de la primera área de arrecifes de coral protegida de Colombia” .

Agradezo a Dios principalmente por estar presente en mi vida y permitirme cumplir este sueño al culminar satisfactoriamente la carrera de bióloga marina.

Agradezo a mis padres Jaime Rodríguez y Myriam de Rodríguez y a mis hermanos Jaime y Daniel Rodríguez por su constante apoyo, dedicación, amor y perseverancia.

Quiero agradecer a Mi directora Elvira Alvarado y Valeria Pizarro por su apoyo incondicional y aprendizaje.

A mis amigos y especialmente a mi novio quien me apoyo constantemente en la realización de este proyecto, gracias por tu constante dedicación y apoyo en estos días.

TABLA DE CONTENIDO

LISTADO DE FIGURAS	5
LISTADO DE TABLAS	7
RESUMEN	8
ABSTRACT	9
INTRODUCCION	10
MARCO TEORICO	13
Generalidades de la ecología de comunidades	13
ESTADO DEL ARTE	19
PROBLEMA DE INVESTIGACION	24
OBJETIVOS ESPECIFICOS	24
HIPOTESIS	24
Área de estudio	25
Archipiélago de San Bernardo	25
Islas del Rosario	27
Fase de campo	28
Fase de Gabinete	29
Análisis multivariados	32
Clasificación	33
RESULTADOS	34
Estructura y composición de la comunidad asociada <i>A. palmata</i> y <i>A. cervicornis</i> en el Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo	34
Composición biótica y abiótica de cada una de las estaciones del PNNCRSB 37	37
Riqueza y diversidad (índices ecológicos) en el PNNCRSB	42
Estructura y composición de la comunidad asociada a <i>A. palmata</i> y <i>A. cervicornis</i> en el Archipiélago de San Bernardo	44
Composición biótica y abiótica de cada una de las estaciones del Archipiélago de San Bernardo	47
Riqueza y diversidad (índices ecológicos) en el Archipiélago de San Bernardo	51
Estructura y composición de la comunidad asociada a <i>A. palmata</i> y <i>A. cervicornis</i> en Corales del Rosario	53
Composición de la comunidad biotita y abiótica en las estaciones de Corales del Rosario	56
Riqueza y diversidad (índices ecológicos) en el Archipiélago Corales del Rosario	62
DISCUSION	64
CONCLUSIONES	74
RECOMENDACIONES	76
BIBLIOGRAFIA	77

LISTADO DE FIGURAS

- Figura 1. Ubicación del Archipiélago de San Bernardo, Caribe colombiano. Los círculos indican los sitios de muestreo (INVEMAR-UAESPNN-CARDIQUE-EPA CARTAGENA, 2003). 27p.
- Figura 2. Ubicación de Islas Corales del Rosario, Caribe colombiano. Los círculos indican los sitios de muestreo (INVEMAR-UAESPNN-CARDIQUE-EPA CARTAGENA, 2003). 28p.
- Figura3. Ejemplo de transecto tomado. 29p.
- Figura 4 a. Porcentaje de cobertura relativa de los principales grupos encontrados en la comunidad asociada a *A. cervicornis* y *A. palmata* del PNNCRSB a) Todos los grupos. b) Algas c) Corales escleractinios. 33p.
- Figura 4 b. Porcentaje de cobertura relativa de los grupos de algas en el PNNCRSB. 33p.
- Figura 4c. Porcentaje de cobertura relativa de las principales familias de corales escleractinios en el PNNCRSB. 33p.
- Figura 5. Porcentaje de cobertura de las diferentes especies de corales escleractinios encontradas en el PNNCRBS. 34p.
- Figura 6. Porcentaje de cobertura relativa de los diferentes tipos de sustrato en el PNNCRSB. 35p.
- Figura 7. Porcentaje de cobertura de los principales grupos (grupos vivos y sustrato) encontrados en las diferentes estaciones del PNNCRSB. 38p.
- Figura 8. Dendograma de similaridad a partir del análisis de clasificación de Bray-Curtis para todas las estaciones del PNNCRSB. (Coeficiente cofenético: 0.9603). 39p.
- Figura 9a. Porcentaje de cobertura relativa de los principales grupos encontrados en la comunidad asociada a *A. cervicornis* y *A. palmata* en el Archipiélago de San Bernardo. a) Todos los grupos. b) Algas c) Corales escleractinios. 43p.
- Figura 9b. Porcentaje de cobertura relativa para la categoría algal en el Archipiélago de San Bernardo. 43p.
- Figura 9c. Porcentaje de cobertura relativa de las principales familias de corales escleractinios para el Archipiélago de San Bernardo. 43p.

- Figura 10. Porcentaje de cobertura de las diferentes especies de corales escleractinios encontradas en el Archipiélago de San Bernardo. 44p.
- Figura 11. Porcentaje de cobertura relativa para los diferentes tipos de sustrato en el Archipiélago de San Bernardo. 45p.
- Figura 12. Porcentaje de cobertura de los grandes grupos (bióticos como abióticos) en cada una de las estaciones. 47p.
- Figura 13. Análisis de clasificación de Bray-Curtis dado por grandes grupos bióticos y abióticos con las estaciones del Archipiélago de San Bernardo. (Índice cofenético: 0.965). 48p.
- Figura 14. Valores de diversidad de Shannon (H') para cada una de las estaciones del Archipiélago de San Bernardo, Caribe colombiano (INVEMAR-UAESPNN-CARDIQUE-EPA CARTAGENA, 2003). 50p.
- Figura 15a. Porcentaje de cobertura relativa de los principales grupos encontrados en la comunidad asociada a *A. cervicornis* y *A. palmata* en Corales del Rosario a) Todos los grupos. b) Algas c) Corales escleractinios. 53p.
- Figura 15b. Porcentaje de cobertura relativa para la categoría algal en Corales del Rosario. 53p.
- Figura 15c. Porcentaje de cobertura relativa de las principales familias de corales escleractinios en Corales del Rosario. 53p.
- Figura 16. Porcentaje de cobertura de las diferentes especies de corales escleractinios encontradas en Corales del Rosario. 54p.
- Figura 17. Porcentaje de cobertura relativa para los diferentes tipos de sustrato en Corales del Rosario. 55p.
- Figura 18. Porcentaje de cobertura relativa por estación en el Parque Corales del Rosario. 56p.
- Figura 19. Análisis de clasificación de Bray-Curtis para las estaciones del Parque Corales del Rosario. Índice cofenético: 0.9582. 58p.
- Figura 20. Valores de diversidad de Shannon (H') para cada una de las estaciones del Archipiélago Corales del Rosario, Caribe Colombiano (INVEMAR-UAESPNN-CARDIQUE-EPA CARTAGENA, 2003). 61p.

LISTADO DE TABLAS

Tabla 1. Porcentaje de cobertura relativa de grupos bióticos y abióticos en las estaciones del Parque Natural Nacional Corales del Rosario y San Bernardo, donde ES esponjas, HD hidrocorales, GG gorgonaceos, AG algas y SNV sustrato no vivo.

36p.

Tabla 2. Análisis inverso de Kaandorp que muestra la agrupación de las estaciones de acuerdo a la composición de las comunidades coralinas (corales e hidrocorales) en el PNNCRSB. Nótese que los rectángulos señalados en negrilla indican las especies características entre estaciones (abundancia del 70%). Las especies en negrilla son las especies frecuentes.

40p.

Tabla 3. Índices ecológicos para la comunidad coralina (corales escleractinios como hidrocorales) del PNNCRSB, en donde S= riqueza, J =equitatibilidad, H'= diversidad, N1= número 1 de Hill y H2= número 2 de Hill.

41p.

Tabla 4. Porcentaje de cobertura relativa para las estaciones del Archipiélago de San Bernardo donde ES esponjas, HD hidrocorales, GG gorgonaceos, AG algas y SNV sustrato no vivo.

46p.

Tabla 5. Análisis inverso de Kaandorp que muestra la agrupación de las estaciones de acuerdo a la composición de las comunidades coralinas (corales e hidrocorales) en el PNNCRSB. Nótese que los rectángulos señalados en negrilla indican las especies características entre grupos. Las especies en negrilla indican las de mayor frecuencia.

49p.

Tabla 6. Índices ecológicos para la comunidad coralina (corales escleractinios como hidrocorales) para el Archipiélago de SB. S es riqueza, J equitatibilidad, H' diversidad, N1 número 1 de Hill y H2 número 2 de Hill.

50p.

Tabla 7. Porcentaje de cobertura relativa para las estaciones de Corales del Rosario. ES esponjas, HD hidrocorales, GG gorgonaceos, AG algas y SNV sustrato no vivo.

56p.

Tabla 8. Análisis de Kaandorp que muestra la agrupación de las estaciones de acuerdo a la composición de las comunidades coralinas (corales e hidrocorales) en Corales del Rosario. Los rectángulos en negrilla indican las especies características entre estaciones. Las especies resaltadas en negrilla indican las especies de mayor frecuencia.

59p.

Tabla 9. Índices ecológicos para la comunidad coralina (corales escleractinios como hidrocorales) de Corales del Rosario.

61p.

RESUMEN

Con el fin de determinar la estructura y composición de la comunidad béntica asociada a la unidad ecológica de *Acropora palmata* y *Acropora cervicornis* en el PNNCRSB, se cuantificó la cobertura relativa de la comunidad bentónica por grupos (algas, esponjas, gorgonáceos y sustrato no vivo) y especies (corales escleractinios e hidrocorales) en 28 estaciones ubicadas en el Archipiélago de San Bernardo (10 estaciones) y en Islas del Rosario (18 estaciones). La cobertura relativa de los diferentes grupos fueron obtenidos mediante un cinturón de fotocuartantes (1x1m) en cada transecto ubicado en cada una de las estaciones. Los resultados de esta investigación indican que la mayor cobertura estuvo dada por coral muerto y algas de tipo frondoso, sugiriendo que la comunidad coralina en esta unidad se ubica en un hábitat crítico y a su vez, se encuentra en decadencia debido en gran parte a la mortandad de *Acropora palmata* y *Acropora cervicornis*. *Agaricia tenuifolia*, *Montastraea annularis*, *Montastraea faveolata*, *Porites astreoides*, *Porites porites*, *Siderastrea siderea* y *Diploria labyrinthiformis* fueron las especies de coral dominantes, por lo que se puede considerar que en Islas del Rosario y San Bernardo la comunidad se encuentra en un proceso de sucesión secundaria o reemplazamiento por parte de especies con características en su historia de vida, que han permitido asentarse y sobrevivir en dicho ambiente. Las especies de *A. palmata* y *A. cervicornis* fueron halladas solo en 6 de las 28 estaciones por lo que se sugiere realizar planes de manejo en estas áreas con el fin de preservar y conservar estas especies.

Palabras claves: Comunidad béntica, *Acropora palmata*, *Acropora cervicornis*, sucesión secundaria.

ABSTRACT

In order to determine the structure and composition of benthic community associated to the ecology unit *Acropora palmata* and *Acropora cervicornis* in PNNCRSB, the mean cover of the benthic community has been quantified by groups (algae, sponges, gorgonian and dead substrate) and species (scleractinian corals and soft corals) on 28 stations located in Archipiélago de San Bernardo (10 stations) and Islas del Rosario (18 stations). The mean cover of the different groups were estimated in quadrat belt transects (1x1m) located in all the stations. Results of this investigation show that the greater cover were given by dead corals and algae, which suggest that the coral community in this unit is located in a critical habitat and also it is found to be declining due to the mortality of *Acropora palmata* and *Acropora cervicornis*. *Agaricia tenuifolia*, *Montastraea annularis*, *Montastraea faveolata*, *Porites astreoides*, *Porites porites*, *Siderastrea siderea* y *Diploria labyrinthiformis* were the dominant coral species, reason why it is possible to consider that in Islas del Rosario and San Bernardo the community is in a process of secondary succession or replacement on behalf of species with certain characteristics in their life history which have allowed to be based and survive in this environment. *Acropora palmata* and *A. cervicornis* were found in 6 out of 28 stations, reason why it is suggested to organize handling plans in these areas in order to preserving and conserving those species.

Keywords: Benthic community, *Acropora palmata*, *Acropora cervicornis*, secondary succession.

INTRODUCCION

Durante los últimos años se han realizado estudios relacionados con la evaluación de la comunidad en ambientes arrecifales tanto a nivel local como mundial (Schónwald, 1999; Díaz-Pulido *et al.*, 2004; Cendales, 1999; López-Victoria y Díaz, 2000; Cendales *et al.*, 2002; Alcolado *et al.*, 2001; McCook *et al.*, 2001; Martínez y Acosta, 2005; Vidal *et al.*, 2005;). En estos estudios se ha mostrado que las variaciones en cuanto a estructura, composición y función de la comunidad se deben principalmente a la distribución e interacción de los componentes bentónicos, su grado de exposición al oleaje, intensidad lumínica y eventos de disturbio entre otros (Mergner y Scheer, 1974 En: Castaño, 2002). El estudio de la distribución y composición de los hábitats arrecifales permite identificar los factores que afectan la abundancia y las densidades poblacionales de las especies sésiles que lo conforman (Giller, 1984).

Krebs (1985) define la comunidad como un ensamblaje de poblaciones que viven de manera simultánea en un área dada y en la cual se presenta como un atributo la homeostasis y la regulación. Begon *et al.*, (1995) la describe como una agregación poblacional de especies que se encuentran juntas en el espacio y en el tiempo, Southwood (1988, En: Magurran, 1987) la describe como un cuerpo organizado de individuos en una locación específica y Wilson (1997) describe la comunidad biológica como una unidad organizada funcionalmente. Estos cuatro enfoques brindan la base sobre la cual se rige el concepto de comunidad, que básicamente se puede dividir en dos: (1) la comunidad consta de grupos de organismos de poblaciones de diferentes especies que interactúan unos con otros y cada uno de estos grupos pueden ser limitados o abarcar un gran número de individuos y (2) la comunidad se encuentra dentro de unas barreras espaciales y físicas determinadas (Magurran, 1987). La organización final de cada comunidad es el resultado de un proceso biológico activo (Porter, 1974) en el que la distribución, estructura y composición de las comunidades se rigen bajo el control de los factores bióticos y abióticos (Cendales, 1999). Por lo tanto la estructura y la composición de la

comunidad ejercen efectos sobre su funcionamiento, y a la vez son un indicativo del estado del hábitat en que se encuentra dicha comunidad (Krebs, 1985; Wilson, 1997). Cada comunidad presenta características especiales que se reflejan en atributos como riqueza de especies, diversidad, dominancia, equitatividad y similaridad entre otros (Begon *et al.*, 1995). Estos atributos son indicadores biofísicos utilizados para determinar la salud, funcionamiento, resistencia a disturbios y el efecto de perturbaciones (naturales o antropogénicas) sobre las comunidades (Pomeroy *et al.*, 2004; Zacharias y Roff, 2001) Por último, permiten desarrollar una evaluación de manejo sobre las Áreas Marinas Protegidas (Pomeroy *et al.*, 2004).

Las Áreas Marinas Protegidas (AMP) se definen como una zona marina delimitada bajo legislación para proteger los valores marinos como estrategias de conservación (Marcos, 2005). Dentro de sus objetivos están la defensa y buen uso de de la diversidad biológica, restauración de áreas degradadas, protección del hábitat críticos, conservación de especies en peligro, protección de sitios socialmente significativos y la protección de recursos pesqueros. Para evaluar la efectividad de manejo y cumplir con los objetivos de las AMP se crearon los indicadores biofísicos (unidad de información medible en el tiempo) siendo la estructura y composición de la comunidad uno de ellos (Pomeroy *et al.*, 2004; Carvajal *et al.*, 2005).

Esta investigación se encuentra enmarcada dentro de un gran proyecto “Valoración de la efectividad de manejo para el Área Marina Protegida en el Parque Corales del Rosario y San Bernardo (Cartagena): hacia un manejo adaptable de la primera área de arrecifes de coral protegida de Colombia”. El objetivo de este proyecto es mirar la efectividad de las AMP siendo el Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo (PNNCRSB) una de estas áreas. Esta investigación se encuentra parcialmente financiada por la National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA), y participan entidades como Universidad de los Andes, Unidad Administrativa Especial de Parques Nacionales Naturales-UAESPNN y Universidad Jorge Tadeo Lozano. En esta última y bajo la línea temática de ecología e poblaciones del arrecife, se ubica el presente estudio que busca determinar la

estructura y composición de las comunidades asociadas a unidades ecológicas donde existe o existió *Acropora palmata* y *Acropora cervicornis* en el Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo considerado recientemente como Área Marina Protegida.

La zona de estudio de la comunidad bentónica se sitúa en la llamada unidad ecológica donde anteriormente *A. palmata* y *A. cervicornis* eran especies de gran dominancia. A causa de diversos eventos de disturbio, como enfermedad la banda blanca y el blanqueamiento su abundancia decayó en un 95%, cambiando la estructura de la comunidad arrecifal (Ardila *et al.*, 2002; Garzón- Ferreira *et al.*, 2004). Debido al drástico cambio en la comunidad bentónica asociada a las poblaciones de *A. palmata* y *A. cervicornis* el ambiente ha sido denominado hábitat crítico, por lo cual es de gran importancia observar las comunidades que se están desarrollando actualmente (sucesión secundaria).

MARCO TEORICO

Generalidades de la ecología de comunidades

Dentro de la ecología se presentan los niveles de organización como son especie, población, comunidad y ecosistema los cuales constituyen una jerarquía de entidades progresivamente más complejas. La ecología es la ciencia que estudia los organismos y su medio ambiente, así como la relación que hay entre unos y otros (Stiling, 1999). La mayoría de investigaciones modernas sobre la ecología de comunidades indagan sobre mecanismos y procesos generales, con el fin de mostrar los patrones de distribución, abundancia e interacciones entre las especies que componen dicha comunidad. Es decir, que probablemente la relación más estrecha entre los factores bióticos y abióticos es aquella que corresponde a cómo están distribuidos los organismos en los diferentes tipos de ambientes (Underwood y Denley, 2006). En las comunidades bénticas o en cualquier comunidad, la distribución, patrones demográficos y en últimas la evolución de los componentes poblacionales están fuertemente influenciados por interacciones biológicas con especies funcionales importantes las cuales presentan roles específicos afectando el crecimiento de dicha comunidad. Cualquier tipo de interacción ya sea directa o indirecta entre dos o más organismos permite las asociaciones entre poblaciones y confieren la estructura de la comunidad (Kerfoot y Sih, 1897; Strong *et al.*, 1994). Lo anterior es debido a que regulan la mayoría de componentes poblacionales tal como el desarrollo de los individuos, la composición de especies, sus abundancias relativas y por último determina la diversidad (Osman, 1977; Kerfoot y Sih, 1897; Giller, 1984; Roughgarden *et al.*, 1989; Strong *et al.*, 1994; Underwood y Denley, 2006).

Las interacciones que afectan positivamente los organismos están ligadas con la reproducción y el crecimiento, gobernando el flujo de energía, así como el reciclaje de elementos dentro del ecosistema (Bertness y Leonard, 1997). Así mismo, estas ejercen selección natural sobre los bancos génicos de las poblaciones que conforman

dicha comunidad llevando a cabo la evolución de especies coexistentes (Strong *et al.*, 1994; Ricklefs, 1998). Por lo tanto la comunidad responde a la selección como un sistema interactivo simple debido a que la comunidad entera es seleccionada como una unidad (Wilson 1997). Los esquemas de distribución y abundancia en los organismos sésiles del bentos dentro de la comunidad arrecifal son el reflejo de procesos históricos, condiciones ambientales predominantes y de complejas relaciones ecológicas entre las especies coexistentes (Brown, 1995: En: Pujos, 1986). Cada especie presenta tolerancia de hábitat bien definida, que depende de procesos ecológicos tales como reclutamiento y perturbaciones (Hutchinson, 1978; Zea, 2001).

Dentro de la ecología de comunidades hay atributos emergentes como la composición y estructura. Estos describen el comportamiento de cada una de las interacciones que ligan a todos sus miembros. La estructura de la comunidad es un resumen descriptivo de la riqueza y la abundancia relativa de las especies. También muestra cómo los individuos son encontrados espacialmente alrededor de un ambiente físico (forma) y en distintos hábitats en donde los miembros (composición) de la comunidad viven y se organizan en diversas zonas o estratos dentro de un espacio vivo (Giller, 1984). Además describe los niveles que se dan a partir de las interacciones de los individuos tales como niveles tróficos, sucesión, flujos de energía y ciclo de los nutrientes entre otros (Paine, 1966). Según Stiling (1999) y Myers y Giller (1988) para describir la composición y estructura de la comunidad es usual la utilización de los siguientes parámetros: cobertura relativa de especies y diversidad (Shannon). La diversidad puede ser tomada como herramienta para medir varios índices, unos basados en las dominancias (Simpson, Berger-Parker) y otros establecidos para determinar la equitatividad y riqueza de especies (Pielou, Brillouin). La riqueza de especies se relaciona directamente con el concepto de diversidad y se refiere al número de especies dentro de un hábitat determinado (Ricklef, 1998). Ésta varía dentro de la comunidad de acuerdo con el hábitat, la productividad, el nivel de disturbio, intensidad e interacción de especies (competencia intra e interespecífica), reclutamiento, así como efectos históricos regionales entre otros. Todos estos factores influyen la riqueza de especies pero sus efectos varían

dentro de una escala espacial así como dentro de la localización regional. La riqueza nunca va ser igual en todos los lugares ya que muchos hábitats soportan más especies que otros de acuerdo con las condiciones físicas del ambiente y la capacidad de carga del sistema (Connell y Karlson, 2000).

El concepto de dominancia de especies se vincula con el de diversidad de especies siendo un componente importante en la organización y estructura de la comunidad. Las especies dominantes de una comunidad suelen ejercer control intenso sobre la presencia de otras, siendo por lo tanto el centro de interacción de que dependen muchas otras especies (Begon *et al.*, 1995). Como primer paso se identifican las especies dominantes por su abundancia numérica o su biomasa y por lo general suele definírselas por separado para cada nivel trófico. Generalmente se supone que las especies dominantes en una comunidad son ecológicamente constantes, pero se ha observado que no siempre es así ya que en muchas comunidades la dominancia de una especie u otra parecen depender en gran medida de eventos aleatorios (Krebs, 1985). Algunos ecólogos han considerado que numerosas comunidades contienen pocas especies dominantes y muchas especies que son relativamente poco comunes. El término equidad o equitabilidad busca clarificar esta representación desigual en contra de la comunidad hipotética en donde todas las especies son igualmente comunes (Krebs, 1999). La equidad se refiere a que tan igualmente abundantes son las especies. Un valor alto de este índice se da cuando todas las especies son virtualmente iguales según su abundancia, consecuentemente un gran valor de equitabilidad es proporcional con un valor alto de diversidad (Magurran, 1983)

La diversidad de especies es más que una descripción cuantitativa del número de especies presentes en una comunidad. En ecología es usada para expresar aspectos de organización en los ecosistemas y comunidades, por lo tanto es un indicador del estado en que se encuentra un hábitat en cuanto a su composición biótica y abiótica y brinda un estimativo del estado del ecosistema (Pomeroy *et al.*, 2004) determinando la función y probablemente el futuro de la composición de las especies de una comunidad. Esta idea ha sido soportada mediante trabajos experimentales los cuales

señalan que existe una fuerte relación entre la diversidad de especies y aspectos funcionales de la comunidad (Connell, 1980; Tilman *et al.*, 1996, Paine, 1966; Sebens, 1994; Ramírez, 1999). Los resultados obtenidos en estos estudios confirman que existe una conexión de dos vías entre la diversidad de especies presentes en una comunidad y las interacciones que ocurren entre los individuos. La interacción de dichos organismos afecta la diversidad local poblacional alterando la naturaleza de dichas interacciones (Hacker y Gaines, 1997). El índice de diversidad más utilizado es el de Shannon. Este índice asume comunidades infinitas o muy grandes, cuyas probabilidades de extracción o encuentro se mantienen a lo largo del muestreo, por tal motivo su valor debe estimarse a partir de una muestra (Margalef, 1969). El índice de Shannon Wiener es adecuado para el muestreo ya que asume en su fórmula la cobertura de cada una de las especies y permite la comparación entre dos medidas de diversidad (Krebs, 1985; Stiling, 1999).

Un factor que regula la diversidad es el disturbio, siendo este un término discutido por muchos ecólogos. Grime's (1979, En: Hobbs y Huenneke, 1992) se refiere al disturbio como un proceso que causa daño en la biomasa. White y Pickett's (1985 En: Hobbs y Huenneke, 1992) lo definen como cualquier evento relativamente discreto en el tiempo que interrumpe o trastorna la estructura de ecosistemas, comunidades, poblaciones y cambia los recursos, la disponibilidad de sustrato o el ambiente físico. Mientras que otras investigaciones lo describen como cualquier proceso que altera los rangos de natalidad y mortalidad de los individuos presentes en un sitio, ya sea porque elimina directamente los organismos o porque afecta los recursos, así mismo altera la competencia entre especies lo que hace que varíe la supervivencia y la fecundación dentro de las comunidades (Laboy- Nieves *et al.*, 2001; Petraits *et al.*, 1989 En: Hobbs y Huenneke, 1989). Hobbs y Huenneke (1989) definen el disturbio como un cambio en la estructura sobre un nivel jerárquico o sistema de interés causada por cambios externos. Symms y Jones (2000) afirman que el disturbio juega un papel fundamental en la dinámica de las comunidades ecológicas ya que cuando este factor es extremo, puede llegar a reducir la diversidad y estructura de la comunidad eliminando muchas especies y por ende poblaciones. La

escala espacio-temporal es fundamental en el reconocimiento de un evento de disturbio. Los intervalos de tiempo entre disturbios sucesivos pueden tener un efecto significativo sobre la respuesta de la comunidad. Lo anterior se da porque la composición de las especies que conforman dicha comunidad cambian desde el mismo instante en que el disturbio se presenta y muchas especies necesitan tiempo para recuperarse (Sebens, 1994). Cuando el disturbio es extremo muchas especies no pueden llevar a cabo el reclutamiento y crecer suficiente, así que la comunidad es dominada por unos pocos organismos (oportunistas) con altos rangos de reproducción y reclutamiento pero con poca habilidad para competir (Sebens, 1994). Por el contrario cuando se presenta un nivel bajo de disturbio unas pocas especies se ven afectadas por dicho evento (Sebens, 1994). Existe la teoría del disturbio intermedio, que predice que la comunidad alcanza su nivel máximo de diversidad cuando el disturbio presenta intensidades medias, por lo tanto la riqueza de especies es máxima (Connell, 1978; Syms y Jhones, 2000). Connell (1978) sugiere que un nivel moderado de disturbio puede promover una diversidad local reduciendo la competitividad de especies dominantes y permitiendo que los competidores inferiores puedan persistir. El término intermedio se relaciona con la frecuencia de un evento discreto para la longevidad de la mayoría de especies en el sistema (Connell *et al.*, 1997). La intensidad del disturbio puede ser evaluada en términos de porcentaje de individuos muertos, o el grado de alteración estructural causada. La respuesta entonces de la comunidad frente al disturbio depende de la historia de vida y de los atributos de las especies que la conforman (Connell *et al.*, 1997).

El disturbio actúa sobre escalas ecológicas y cambios sucesionales haciendo parte de la dinámica de las comunidades arrecifales (Aronson *et al.*, 1998). La sucesión se define como un proceso de cambio a través del tiempo que afecta la estructura y composición de la comunidad (Hobbs y Huenneke, 1989). Se distinguen dos tipos de sucesión: primaria y secundaria. La sucesión primaria ocurre en áreas que no han sido colonizadas anteriormente. La sucesión secundaria se presenta en sitios previamente ocupados por algún tipo de comunidad que ante un evento de disturbio (origen natural o antrópico) las especies que conforman dicha comunidad tienden a cambiar

ya sea por la extinción de especies pioneras o por colonización de nuevos individuos (Odum, 1972). En la sucesión secundaria el sustrato se encuentra bien desarrollado para el establecimiento de nuevas especies, siendo de gran importancia conocer la nueva comunidad establecida (Begon, *et al.*, 1995; Stiling, 1999). En las comunidades arrecifales los cambios ocurridos en la composición de las especies tienden a tomar cientos de años, es decir una serie de cambios que ocurren a largo plazo (Copper, 1998 En: Aronson *et al.*, 1998).

ESTADO DEL ARTE

Los arrecifes coralinos representan un sistema de gran importancia ecológica al ser un ecosistema muy diverso y de alta productividad, en donde se presentan interacciones entre los organismos y el entorno (Díaz *et al.*, 1996). Es por esto que a nivel mundial y local se han realizado múltiples estudios en busca de un mayor conocimiento sobre dicho ecosistema (Alvarado *et al.*, 1986; Shónwald, 1999; Cendales, 1999; López-Victoria y Díaz, 2000; Alcolado *et al.*, 2001; McCook, 2001; De la Guardia *et al.*, 2001; Cendales *et al.*, 2002; Díaz-Pulido *et al.*, 2004; Garzón-Ferreira *et al.*, 2004; Martínez y Acosta, 2005; Vidal *et al.*, 2005). Algunos de estos buscan establecer la estructura y composición de las comunidades arrecifales. A nivel mundial las investigaciones muestran que las comunidades arrecifales son controladas tanto por factores abióticos como bióticos (Guzmán y Cortes, 1989). Algunos de los factores abióticos son: temperatura, salinidad, profundidad, acción del oleaje, sedimentación. Lasker y Coffroth (1999) reportaron que los cambios climáticos pueden afectar la comunidad en diversas formas, ya sea por mortalidades catastróficas, o por efectos indirectos mediados por cambios en la abundancia de competidores, predadores, patógenos o simbiosis. Los factores bióticos se relacionan con interacciones inter e intraespecíficas (predación, competencia, mutualismo) y eventos como reclutamiento y asentamiento (Lewis, 1974; Vermeji, 2006).

Si se presentan cambios bruscos tanto en los factores bióticos como abióticos, se afectan los individuos que componen la comunidad haciéndolas vulnerables ante enfermedades, y disminuyendo en muchos casos la fecundidad, reproducción y desarrollo de las especies (Tomascki y Sander, 1987; Richmond, 1993 En: Lasker y Coffroth, 1999). En 1992, Phonguwan y Chansang sugirieron que los cambios en la composición de las especies que conforman la comunidad coralina son indicadores del estado en que se encuentra dicha comunidad. Esto ha sido demostrado en estudios realizados recientemente, donde se ha encontrado que la comunidad arrecifal está en decadencia ya que eventos de disturbio como enfermedades, huracanes,

factores de tipo antrópico, elevada temperatura del agua, sedimentación, entre otros, están afectando la estructura y diversidad coralina (Alcolado *et al.*, 2001; Barber *et al.*, 2001; DeVanter *et al.*, 2006). La mortandad de las poblaciones de los corales constructores de arrecife en el Caribe *Acropora palmata* y *A. cervicornis* pudo ser una consecuencia de los disturbios mencionados. Las principales causas de mortandad de estas dos especies fueron la enfermedad de la banda blanca y la elevada temperatura del agua (Brown, 1997; Fonseca 1999). El resultado de la mortandad de estas especies es una fase de cambio o sucesión, donde se observa el incremento de grupos béticos tales como algas (Alcolado *et al.*, 2001; Idjadi *et al.*, 2006), y de otras especies de coral como *Agaricia tenuifolia*, *Porites* spp., *Montastraea* spp. y *Siderastrea siderea* (Loch *et al.*, 2002; Vidal *et al.*, 2005). Estas especies han podido colonizar el nuevo sustrato debido a características en su historia de vida y a la menor vulnerabilidad de estas especies frente a un evento de disturbio (Jackson, 1991). En algunas áreas arrecifales del Caribe, donde antes las especies de *Acropora* eran dominantes, las especies mencionadas anteriormente son actualmente las de mayor abundancia. Un ejemplo de esto es lo ocurrido en Belice, donde *A. tenuifolia* domina los arrecifes someros (Aronson *et al.*, 1998). Así mismo Fonseca (1999) reportó que *S. siderea*, *P. astreoides*, *M. faveolata* y *Diploria strigosa* reemplazaron las *Acropora*, pasando a ser las especies coralinas dominantes en el Parque Nacional Cahuita en Costa Rica. Esta misma autora reporta una gran dominancia de las algas del género *Dictyopteris*, *Sargassum* y *Halimeda* debido a la ausencia de herbívoros tales como el erizo *Diadema antillarum*. Este mismo patrón de dominancia por parte de algas incrustantes fue reportado por Guzmán y Cortes (1989), quienes reportan a su vez como la especie coralina dominante a *Porites lobata*. La gran abundancia algal tiene un efecto negativo ante el reclutamiento y asentamiento de especies coralinas, ya que las algas utilizan el sustrato para asentarse y en muchos casos pueden actuar como tapón (Alcolado *et al.*, 2001), por lo que las algas han sido consideradas fuertes competidoras de los corales (McCook *et al.*, 2001; Vermeji, 2006).

Los estudios que se han realizado a nivel nacional muestran patrones similares a los resultados encontrados en otras áreas arrecifales. Estos resultados reiteran que la

disminución y variación en la estructura de los corales hermatípicos entre arrecifes continentales y oceánicos del Caribe Colombiano está posiblemente determinada por efectos de disturbios naturales y de origen antrópico (Ordóñez, 2004). Las algas constituyen el elemento dominante del sustrato con una cobertura del 80%, seguidas por los corales pétreos y en menor proporción arena, zooxantidios, octocorales y esponjas (Garzón- Ferreira *et al.*, 1994; López-Victoria y Díaz, 2000; Cendales *et al.*, 2002; Vega- Sequeda 2006). Los esquemas de distribución espacial de la comunidad béntica del Caribe Insular colombiano, señalan que las especies que conforman la comunidad en estos arrecifes son el reflejo de condiciones ambientales predominantes, eventos de perturbación y estrategias de vida. En cuanto a la composición de la comunidad se encuentra una alta cobertura algal, gran abundancia de corales escleractíneos como *A. tenuifolia* y *S. siderea* (Díaz-Pulido *et al.*, 2004).

Para el Caribe Continental colombiano Garzón- Ferreira *et al.*, (2004) reportaron la condición actual de las poblaciones de *A. palmata* y *A. cervicornis* en el Parque Nacional Natural Tayrona. Estos autores encontraron que el porcentaje de cobertura promedio de *A. palmata* alcanzó apenas un 10% y de *A. cervicornis* del 5%. La única especie que alcanzó valores importantes de cobertura fue *Millepora complanata*. En el área de Santa Marta, Martínez y Acosta (2005) realizaron una serie de monitoreos entre los años 1989 y 1992 sobre la composición y cobertura coralina de juveniles reportando que en la última década todos los arrecifes muestreados perdieron entre un 13,8% de cobertura absoluta y 42% de cobertura relativa. Dentro de las especies coralinas, registran que *Montastraea cavernosa* y *M. annularis* son las especies dominantes con coberturas relativas superiores al 20%. Dichos autores sugieren que la pérdida de cobertura coralina es debida a un cambio temporal significativo en la estructura de la comunidad hacia un estado de gran deterioro. Igualmente estos autores resaltan que las esponjas y algas aumentaron su cobertura a lo largo del tiempo, en los sitios donde anteriormente dominaban los corales. Vega-Sequeda (2006) en esta misma área (Santa Marta) caracterizó las formaciones arrecifales en términos de composición y abundancia de grupos tales como corales, algas, esponjas y el tipo de sustrato. En su estudio registró un total de 33 especies de corales duros,

siendo las especies *Colpophyllia natans*, *D. strigosa*, *A. palmata* y *M. cavernosa* las de mayor cobertura (7.5%, 6.7%, 4.0% y 3.8% respectivamente). Los corales escleractinios y las algas fueron los componentes de mayor cobertura dentro de dicha comunidad (29.5% y 59.1% correspondientemente) En la Bahía de Gaira (Caribe colombiano) los valores más altos en términos de diversidad (índice Shannon-Wiener) estuvo básicamente dado por especies de *D. strigosa* y el complejo *M. annularis*-*M. faveolata*-*M. franksi*. En cuanto a la estructura de esta comunidad se dice que se encontraba bajo un estado de sucesión que permite asegurar gran parte de la biota presente en ese ambiente (Soto y Buitrago, 2006).

En Islas del Rosario y San Bernardo (Caribe colombiano) se ha observado la disminución en las poblaciones de *A. palmata* y *A. cervicornis* por lo tanto la mortandad de esta población, la dispersión de la energía del oleaje y la geomorfología arrecifal han determinado la distribución de las comunidades bénticas de Isla Tesoro (Caribe colombiano) (Sánchez, 1995). Anteriormente *A. cervicornis* se encontraba dentro de la unidad ecológica Acerv, en donde era la especie dominante (Garzón-Ferreira *et al.*, 2004). A su vez, esta unidad se constituía por gran variedad de especies tales como *Montastraea spp.*, *P. porites*, *S. siderea*, *M. complanata* y *Diploria spp.*, además de los tapetes algales. (Díaz *et al.*, 1996). En cuanto *A. palmata*, esta especie se encontraba en la unidad ecológica *Acropora palmata*-*Diploria sp* (Díaz *et al.*, 1996). Esta unidad se caracterizaba por estar dominada principalmente por *A. cervicornis* *A. palmata*, *D. strigosa*, *D. labyrinthiformis* y/o *D. clivosa* y *M. complanata* (Díaz *et al.*, 1996). Debido a la disminución en la población de *A. cervicornis* y *A. palmata* hoy en día se evidencian escombros o esqueletos coralinos de acroporidos, por lo que estas especies fueron incluidas dentro de la unidad ecológica Algas sobre escombros (Algesc), en donde se han agrupado numerosos hábitats cuyos componentes principales son algas. Los escombros corresponden principalmente a *A. palmata*, *A. cervicornis*, *P. porites*, y *Agaricia tenuifolia* (Díaz *et al.*, 2000). Schönwald (1998) describió que los principales corales constructores hoy en día en Islas del Rosario son *A. tenuifolia*, *Montastrea spp.* y *Porites spp.* En esta misma zona Cendales (1999) y Cendales *et al.*, (2002)

determinaron la composición de los principales biotopos del fondo marino en Archipiélago Islas del Rosario y Barú hallando que las formaciones coralinas están construidas sobre otras que hoy son fósiles y han formado terrazas calcáreas, evidenciando a su vez que los corales constructores actuales son principalmente de forma masiva debido a la mortalidad de *Acropora* spp desde principios de los 80s.

En el Archipiélago de San Bernardo se registró la presencia de 43 especies de corales pétreos, 3 de ellas hidrocorales y 40 escleractinios, en donde la especies más frecuentes fueron *P. astreoides*, *P. porites*, *S. siderea* y *M. annularis* (López-Victoria y Díaz, 2000) En esta misma área de estudio la comunidad estuvo compuesta por una gran abundancia de algas frondosas, octocorales y esponjas en las distintas unidades ecológicas, reiterando la importancia de estos grupos en la composición de la comunidad arrecifal de dicho complejo (Victoria-López y Díaz, 2000). Cendales *et al.*, (2002) reporta que en San Bernardo las especies coralinas sobrevivientes se encuentran en regular estado de salud, afectadas por condiciones de estrés de origen regional y local.

PROBLEMA DE INVESTIGACION

Establecer la composición y estructura de las comunidades bentónicas asociadas a las unidades ecológicas donde se encuentra o se encontraba *Acropora palmata* y *Acropora cervicornis* en el Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo.

OBJETIVOS ESPECIFICOS

- Determinar la cobertura de los grupos bióticos (corales, hidrocorales, algas, esponjas, gorgonáceos) y el sustrato no vivo más característicos de las comunidades asociadas a la unidad de paisaje coralino Algesc donde existió o existe *A. palmata* y *A. cervicornis* en Corales del Rosario y en San Bernardo.
- Describir la composición coralina (riqueza, diversidad, dominancia, uniformidad) asociada a unidades de paisaje coralino Algesc donde se encontraba o se encuentra *A. palmata* y *A. cervicornis* en Corales del Rosario y en San Bernardo.
- Establecer si la comunidad asociada a las poblaciones de *A. cervicornis* y *A. palmata* puede ser tomada como indicador biofísico de efectividad de manejo.

HIPOTESIS

- La estructura de la comunidad asociada a la unidad de paisaje coralino Algesc donde existe o existió *Acropora palmata* y *Acropora cervicornis* es diferente entre las 2 zonas (Corales del Rosario y San Bernardo) del PNNCRSB.
- La composición coralina (riqueza, diversidad, uniformidad, dominancia) de la asociada a la unidad de paisaje coralino Algesc donde existe o existió *A. palmata* y *A. cervicornis* es diferente entre las estaciones del PNNCRSB.
- La composición y estructura de la comunidad asociada a la unidad ecológica de *A. palmata* y *A. cervicornis* es indicadora biofísica de efectividad de manejo.

METODOLOGIA

Área de estudio

El Parque Nacional Natural Islas del Rosario y San Bernardo (PNNCRSB) está localizado en la plataforma continental del Caribe Colombiano en el departamento de Bolívar al SW de Cartagena (Cendales, 1999) y frente a las costas del departamento de Sucre. El Archipiélago de San Bernardo fue adherido al Parque Nacional Natural del Rosario en diciembre de 1996 por medio de la resolución 1425 expedida por el Ministerio del Medio Ambiente. Debido a esta unión el parque aumentó el área total a 120.000 ha que incluye arrecifes coralinos, lagunas, pantanos, área de bajamar y áreas emergidas (Schónwald, 1998). Ya que el PNNCRSB se encuentra cobijado legalmente, los fondos submarinos de toda el área así como la porción emergida deben ser protegidos por las autoridades (Díaz *et al.*, 2000).

La morfología y estructura ecológica de las formaciones coralinas están regidas y condicionadas por factores como el oleaje y las perturbaciones climáticas típicas de esta zona Caribe. El clima del PNNCRSB es modulado por la Zona de Convergencia Intertropical (ZCIT), ya que al variar latitudinalmente durante el año, permite que los vientos del NE ejerzan más o menos influencia en la región (Pujos *et al.*, 1986, Andrade, 1993). Se presentan tres épocas climáticas marcadas: un periodo seco (dic-abr) un periodo de transición (may-jul) y el de lluvias (ago-nov), todas estas épocas están fuertemente influenciadas por los vientos Alisios provenientes del N-E (época seca) y en dirección SW en la época de lluvias (Schónwald, 1998).

Archipiélago de San Bernardo

Se encuentra localizado en la zona central del Caribe colombiano en el departamento de Bolívar en el extremo norte del Golfo de Morrosquillo entre los 9° 39' – 9° 52' N, 74° 40' – 74° 57' W, frente a las costas del departamento de Sucre. Comprende un área total de 213,3 km², la cual comprende 4,2 km² de área emergida, el área

ocupada por formaciones coralinas recientes es de 134,5 km². Este Archipiélago esta compuesto en la actualidad por nueve islas de origen coralino, como son: Boquerón, Cabruna, Palma, Ceyeen, Panda, Mangle, Múcura, Maravilla y Tintipan, así como de un islote artificial formado por conchas de caracol y escombros coralinos, constituyendo el sistema de bajos e islas mas extensos sobre la plataforma continental colombiana (Figura 1) (Díaz *et al.*, 2000). El clima de San Bernardo esta determinado por el régimen estacional de los vientos alisios del NE es de tipo unimodal con un periodo seco de 5 meses (diciembre a abril) y uno lluvioso de meses (mayo a noviembre) y una temperatura media anual de 27 ° C (Florez y Etter, 2003).

El Archipiélago se encuentra actualmente enfrentando condiciones de deterioro debido a tensiones de incidencia global y/o regional como son la sobrepesca, la extracción de coral, pesca indiscriminada con artes deletéreos y la descarga de aguas continentales, tal ves esta ultima debida a las descargas de sedimento del Río Sinú las cuales incrementan la presión sobre los recursos del archipiélago. Por lo tanto la estructura y cobertura de las formaciones coralinas actuales, (debido a los tensiones mencionados anteriormente) sugieren que el archipiélago se encuentra en un proceso de transición predominantemente coralino a vegetal, observándose un desplazamiento de los corales por algas (Díaz *et al.*, 2000). Desde 1996, la mayor parte del Archipiélago de San Bernardo se anexo al Parque Nacional Natural Corales del Rosario (MMA, 1996).

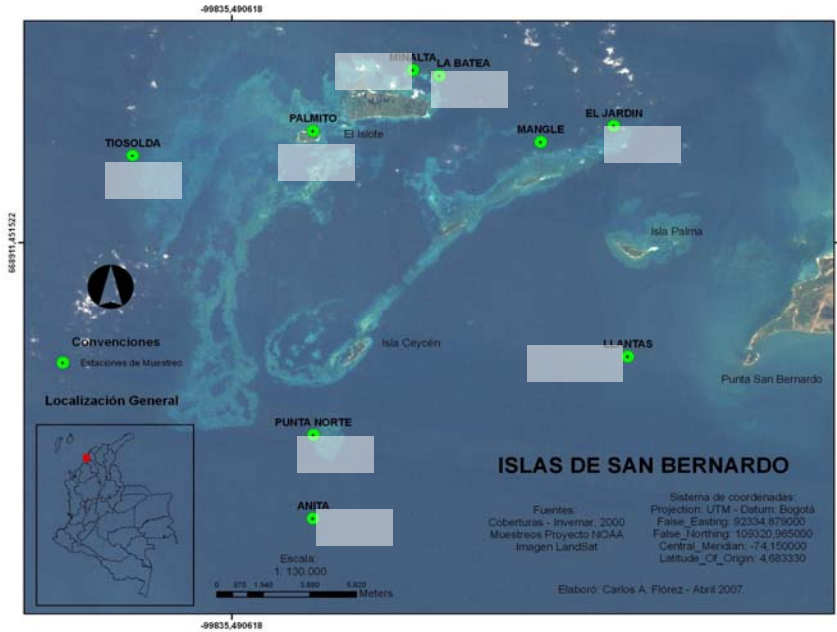


Figura 1. Ubicación del Archipiélago de San Bernardo, Caribe colombiano. Los círculos indican los sitios de muestreo (INVEMAR-UAESPNN-CARDIQUE-EPA CARTAGENA, 2003).

Islas del Rosario

Se encuentra ubicado en el departamento de Bolívar a unos 45 km al suroeste de la ciudad de Cartagena (Solano *et al.*, 1993), en la zona central de la costa continental del Caribe Colombiano entre los 10° 07' - 10° 14' N, 75° 37' - 75° 57' W. El área total comprendida es de 145,3 km², dentro de esta se encuentra 51,8 km² que comprende al área sumergida y el área que comprende las formaciones coralinas recientes es de 67,6km² (Figura 2) (Díaz *et al.*, 2000).

Actualmente las formaciones coralinas vivas se encuentran bordeando el flanco NE de la Península de Barú en torno a las Islas del Rosario y formando varios bancos sobre altorrelieves de la plataforma continental. Gracias a la irregularidad del relieve y su régimen favorable en cuanto a vientos y corrientes permite el desarrollo de ambientes y asociaciones bióticas bien desarrolladas tanto geomorfológica como estructuralmente. Sin embargo recientemente, desde los 80's, se ha observado un avanzado deterioro así como la desaparición de formaciones coralinas debido a la apertura del Canal del Dique el cual comunica el Río Magdalena con las bahías de

Cartagena y Barbacoas, vertiendo aguas dulces de alta carga de sedimento; además de una alta actividad pesquera (Alvarado *et al.*, 1989). La composición y estructura de la comunidad coralina muestran una zonación vertical que responde a los gradientes de profundidad y turbulencia (Díaz *et al.*, 2000). La zona de Islas del Rosario, tradicionalmente ha sido manejada por el Sistema Nacional de Parques Nacionales durante casi 30 años (desde 1978).

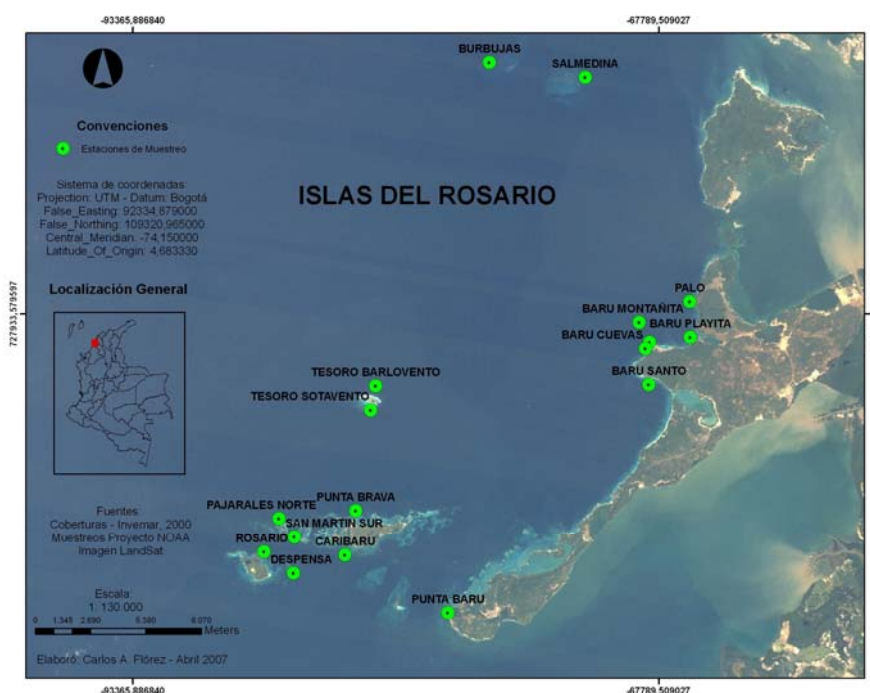


Figura 2. Ubicación de Islas Corales del Rosario, Caribe colombiano. Los círculos indican los sitios de muestreo (INVEMAR-UAESPNN-CARDIQUE-EPA CARTAGENA, 2003).

Fase de campo

La fase de campo se llevó a cabo en el mes de junio de 2006 en el Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo. Se escogieron 28 estaciones las cuales fueron seleccionadas con un criterio en particular, aquellas zonas donde se encuentran o se encontraban poblaciones de *A. palmata* y *A. cervicornis*. Las estaciones fueron distribuidas de la siguiente manera; en el área de San Bernardo se seleccionaron 10 estaciones: Llantas Somero (LS), Llantas Profundo (LP), Mina Alta (MA), Tiosolda (Ts), Palmito (PI), Mangle (Mg), Anita (An), El Jardín (EJ), Punta Norte (PN) y La

Batea (LB) (Figura 1). Las estaciones que se muestrearon en Islas del Rosario fueron: Barú Montanita (BM), Barú Playita (BP), Barú Santo (BS), Barú Cuevas (BC), Sal Medina (SM), Burbujas (Br), Palo Profundo (PP), Palo Somero (PS), Imelda (Im), Tesoro Barlovento (TB), Tesoro Sotavento (TS), Caribarú (Ca), Punta Brava (PB), Pajarales (P), San Martín (SMt), Rosario (Rs), La Despensa (LD) y Punta Barú (PBa) (Figura 2).

Dentro de cada estación se trazó un transecto (unidad de muestreo) de banda paralelo a línea de costa el cual constaba de 30 metros de largo y 2 metros de ancho, para esto se hizo necesario equipo de buceo. Para determinar la composición y estructura de la comunidad se colocó un cinturón de fotocuadrantes (1x1m) en cada transecto ubicado en cada una de las estaciones (Figura 3).

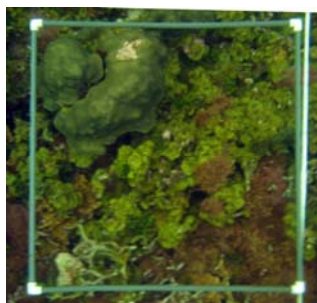


Figura 3. Ejemplo de cuadrante tomado

Fase de Gabinete

El material fotográfico en forma digital obtenido en la fase de campo me fue entregado (estudiante Diana Rodríguez autora del presente trabajo) para su posterior análisis.

Cada uno de los fotocuadrantes (localizados en cada uno de los transectos) fueron arreglados mediante el software Adobe Photoshop 7.0 obteniendo un tamaño estándar en píxeles para todas las fotos. Posteriormente se determinaron cada uno de los grupos discriminados de la siguiente manera, de acuerdo con Díaz *et al.*, (1995):

* Esponjas y gorgonáceos (según su forma de crecimiento): esponja erecta (EE), esponja incrustante (EI), gorgonáceo erecto (GE) y gorgonáceo incrustante (GI).

- * Algas (categoría algal): alga costrosa (AgC), alga incrustante (AgI) y alga frondosa (AgF).
- * Hidrocorales: nivel de especie.
- * Corales escleractinos: nivel de especie y un grupo denominado otros para aquellas especies de coral que no pudieron ser identificadas.
- * Tipo de sustrato no vivo: cascajo (Cs), coral muerto (CM), coral muerto de *A. palmata* (CMAc.pal), sustrato arenoso (SA), esqueleto coralino (EC) y esqueleto coralino de *A. cervicornis* (ECAc.cer).

Para realizar las mediciones de los grupos se usó el programa Image J, a través del cual se obtuvieron los valores de cobertura para cada una de las fotos analizadas. Con las mediciones ejecutadas, se organizaron los datos y se realizaron matrices en el programa Microsoft Excel con el fin de hallar los porcentajes de cobertura para los diversos grupos vivos y el sustrato. Con ayuda del paquete computacional Primer V5 se establecieron las características emergentes de la comunidad coralina (escleractinos e hidrocorales) como fueron riqueza, abundancia, dominancia, diversidad y equidad. Haciendo uso de este mismo programa se desarrolló la matriz de similaridad de Bray-Curtis (cluster) para agrupar las distintas estaciones según las especies de corales e hidrocorales en el Archipiélago de San Bernardo, Corales del Rosario y en todo el PNNCRSB.

Se realizó el análisis inverso de Kandoorp basado en la matriz de similaridad, el cual permite establecer los factores que influyen los agrupamientos presentes entre las estaciones, ya que este análisis permite clasificar las especies coralinas exclusivas (100% presentes en una zona) y características (abundancia relativa mayor al 70%).

Las formulas usadas para obtener los anteriores parámetros de comunidad fueron los siguientes:

Diversidad:

La diversidad esta integrada por dos componentes distintos que son: 1) el número total de especies es decir la riqueza y la equitatividad (se refiere a como los datos de abundancia están distribuidos entre las especies). (Ramírez, 1999). La diversidad se estimo por medio del índice de Shannon-Wiener.

Índice de Shannon y Wiener (H')

Expresa la uniformidad de los valores de importancia a través de todas las especies en la muestra (Stiling, 1999).

$$H' = \sum ((ni/N) \ln (ni/N)).$$

Donde: ni = Número de individuos de la especie i

N = Número total de organismos de todas las especies en la muestra

Riqueza

Índice de Margalef

Transforma el número de especies por muestra a una proporción en la cual las especies se añaden por aumento de la muestra (Ludwig y Reynolds, 1988).

$$d = (S - 1) / \ln N$$

Donde: S = Número de especies

N = Número total de individuos

Equidad

Índice de Pielou

Índice de equitatividad o uniformidad. Trabaja en base al índice de diversidad de Shannon- Wiener, con valores altos cuando todas las especies tienen el mismo número de individuos. Por lo tanto se puede afirmar que cuando todas las especies tienen el mismo número de individuos la uniformidad es perfecta (Ramírez, 1999).

$$J = H' / \log N$$

Donde: H' = índice de Shannon- Wiener

Dominancia

Índice de Simpson

Para estimar la dominancia de las especies dentro de la comunidad de emplea el índice de Simpson. Este índice es conocido como una medida de concentración y se refiere a la probabilidad de extraer dos individuos de una misma especie. Puede ser visto a su vez como una medida de dominancia, ya muestra una marcada dependencia de las especies más abundantes (Ramírez, 1999).

$$\lambda = \sum (ni/N)^2.$$

Donde: ni= Numero de individuos de la especie i

N= Numero total de organismos de todas las especies en la muestra.

Numero de Hill 1 (N1)

Indica el número de especies abundantes (Ludwig y Reynolds, 1988).

$$N1 = e^H$$

Donde: H' = Índice de Shanon-Wiener

Numero de Hill 2 (N2)

Indica el número de especies muy abundantes (Ludwig y Reynolds, 1988).

$$N2 = (1/\lambda)$$

Donde: λ = Índice de dominancia de Simpson.

Análisis multivariados

Los análisis multivariados son un conjunto de métodos estadísticos cuya finalidad es el análisis de datos con más de dos variables. Por lo tanto las herramientas multivariantes son de gran utilidad ante el estudio de comunidades con gran número de especies o con un gran número de variables ambientales medidas (Digby y Kepton, 1994; Gonzáles, 2006). Para observar las variaciones en la comunidad se han utilizando dos métodos: la clasificación y la ordenación, en el caso particular de este estudio se hizo uso de los análisis de clasificación.

Clasificación

Dentro de los análisis de clasificación se encuentran los de similitud que buscan agrupar especies, estaciones, hábitats o lugares de acuerdo a su distribución. Para representar la similitud establecida entre las estaciones de San Bernardo, Corales del Rosario y todo el PNNCRSB se realizó una matriz de similitud usando el programa computacional PRIMER V5 (Robert, 2001). Haciendo uso de dicha matriz se llevó a cabo la representación gráfica de las similitudes entre estaciones mediante el análisis por cluster (AC). El AC es una técnica de clasificación para situar entidades u objetos dentro de los grupos o “clusters”. En este caso la disposición en que se agruparon los diversos grupos fueron representados y jerarquizados mediante una estructura en forma de árbol llamada dendograma (Ludwig y Reynolds, 1988). Esta técnica permite esclarecer la similitud que existe entre las estaciones y observar que agrupaciones se llevan cabo mediante la cobertura de las especies de coral e hidrocorales. Con base en el análisis por cluster se realizó el análisis inverso de Kaandorp (también denominado matriz inversa) para caracterizar las asociaciones a partir de los grupos establecidos. Por lo tanto permite determinar que especies son generalistas, exclusivas y permiten esclarecer las asociaciones observadas en el cluster, así como aquellas especies frecuentes en cada uno de los grupos formados por las similitudes de las estaciones.

RESULTADOS

Estructura y composición de la comunidad asociada *A. palmata* y *A. cervicornis* en el Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo

La composición de la comunidad en el Parque Nacional Natural del Rosario y San Bernardo (PNNCRBS) estuvo distribuida en 7 grupos (6 bióticos y 1 grupo abiótico): esponjas, hidrocorales, corales escleractinios, algas, gorgonáceos y sustrato no vivo (Figura 4a). El sustrato no vivo (31%) y las algas (30%) fueron los componentes de mayor cobertura a lo largo de todas las estaciones del parque; el grupo de los corales escleractinios ocupó el tercer lugar de cobertura con un 27%.

Dentro de la categoría algal, tres grupos fueron reconocidos (algas frondosas, algas incrustantes y algas costrosas), siendo las algas frondosas las de mayor cobertura (64%) en todo el PNNCRBS (Figura 4b, Tabla 1). El rango de cobertura de esta categoría se encontró entre 3.52% y 62.37% a lo largo de todas las estaciones. Las algas incrustantes presentaron un porcentaje de cobertura del 20% y las costrosas del 16%.

El grupo de corales se encontró representado por 10 familias, 18 géneros y 38 especies de corales escleractinios y un grupo de corales escleractinios no identificados. Este grupo ocupó presentó una cobertura total del 27%. La familia con mayor representatividad fue Faviidae (48%), seguido de la familia Agaricidae (25%) y la familia Poritidae con un 18% (Figura 3c, Tabla 1). Las especies que registraron el mayor porcentaje cobertura en todas las estaciones fueron *A. tenuifolia* (20%), *M. annularis* (17%), *P. porites* (17%), *M. faveolata* (12%), *P. astreoides* (10%), *S. siderea* (4%) y *D. labyrinthiformis* (4%) (Figura 5). El grupo de hidrocorales (dos especies) fue el menos abundante y presentó el 1% de cobertura relativa (Figura 4a).

En cuanto al grupo de las esponjas, la forma de crecimiento más común fue el de las esponjas erectas el cual se encontró en las diferentes estaciones con coberturas entre 0.03% y 16.57%. Para el grupo de gorgonáceos, las especies que se agruparon bajo la forma de crecimiento erecto también fueron las más abundantes (Tabla 1).

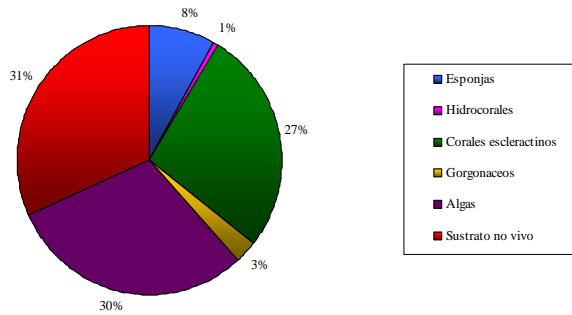


Figura 4a. Porcentaje de cobertura relativa de los principales grupos encontrados en la comunidad asociada a *A. cervicornis* y *A. palmata* del PNNCRSB a) Todos los grupos. b) Algas c) Corales escleractinos.

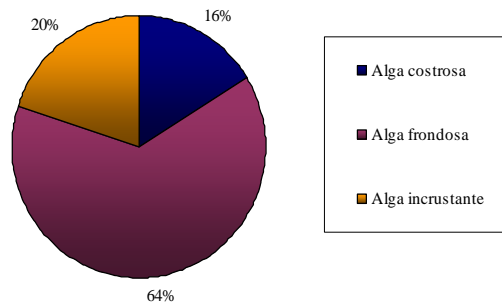


Figura 4b. Porcentaje de cobertura relativa de los grupos de algas en el PNNCRSB

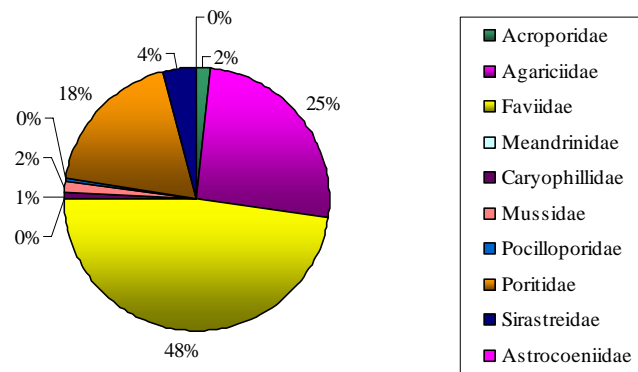


Figura 4c. Porcentaje de cobertura relativa de las principales familias de corales escleractinos en el PNNCRSB.

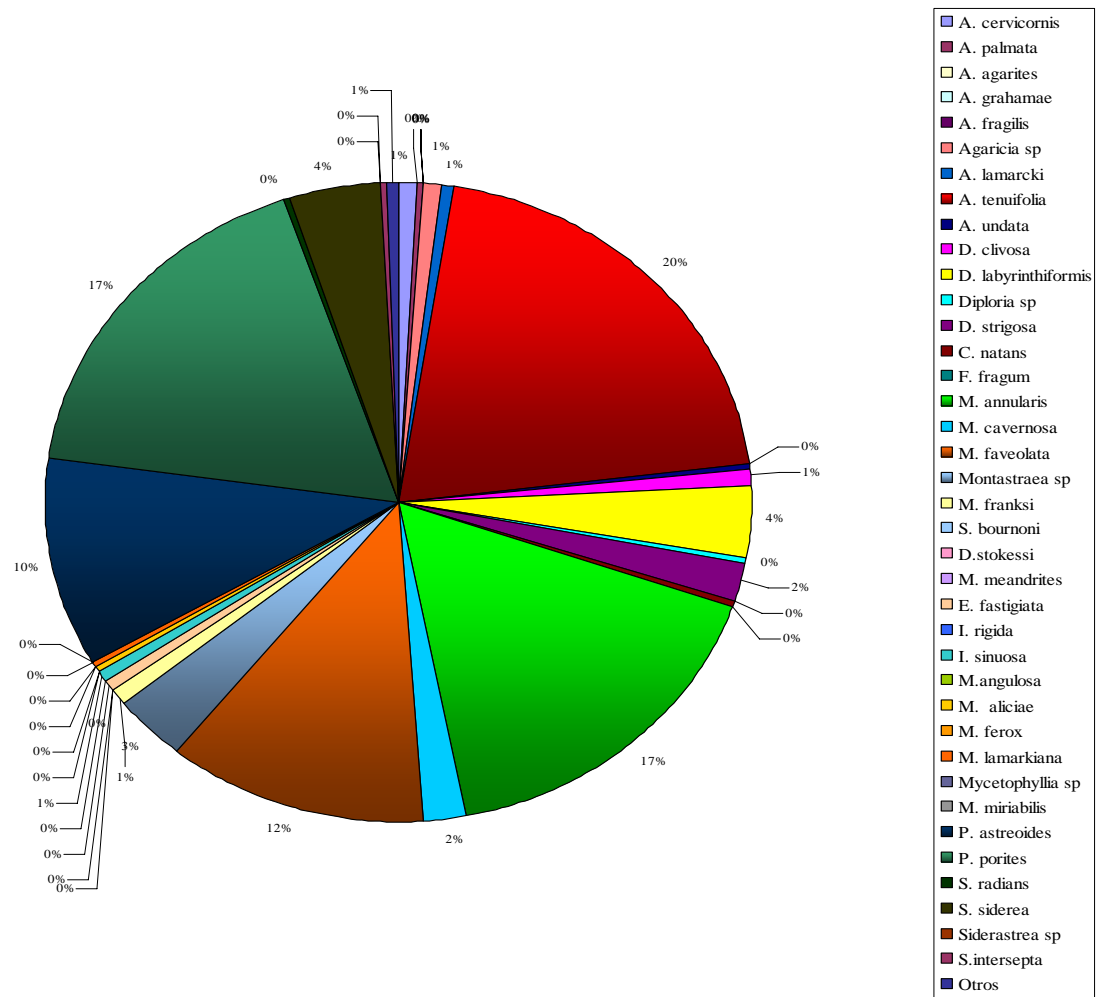


Figura 5. Porcentaje de cobertura de las diferentes especies de corales escleractinios encontradas en el PNNCRBS.

Dentro del factor abiótico (sustrato no vivo) se identificaron 6 tipos de sustrato: cascajo coralino, coral muerto, coral muerto de *A. palmata*, sustrato arenoso esqueleto coralino y esqueleto coralino de *A. cervicornis* (Figura 6). El sustrato de mayor cobertura en todo el parque fue el coral muerto (43%), seguido del esqueleto coralino (31%) y el de menor representatividad fue coral muerto de *A. palmata* (1%). El coral muerto hace referencia a cualquier especie muerta lo que difiere del coral muerto de *A. palmata* donde las especies están muertas pero permanecen en posición de vida. Así mismo sucede con el esqueleto coralino y el esqueleto coralino de *A. cervicornis*.

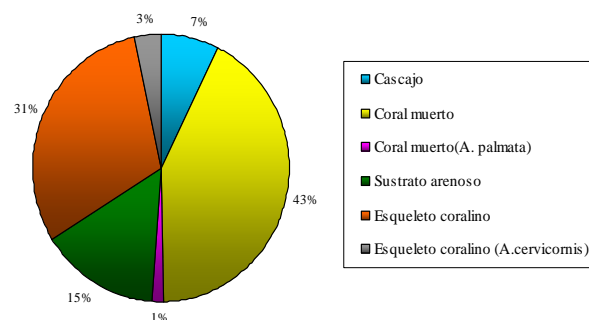


Figura 6. Porcentaje de cobertura relativa de los diferentes tipos de sustrato en el PNNCRSB.

Composición biótica y abiótica de cada una de las estaciones del PNNCRSB

Se observó que la categoría algal fue dominante en 11 de las 28 estaciones del PNNCRSB, seguido por el sustrato no vivo que dominó en las estaciones de BM, PS, TB, Ts, LD, PBa, Pl, Mg, Jd, PN (10 de las 28 estaciones); el grupo de los corales dominó las estaciones de BP, Cb, PB, SMt, LP, An y LB (Figura 7).

Tabla 1. Porcentaje de cobertura relativa de grupos bióticos y abióticos en las estaciones del Parque Natural Nacional Corales del Rosario y San Bernardo, donde ES es esponjas, HD hidrocorales, GG gorgonáceos, AG algas y SNV sustrato no vivo.

Parque Nacional Natural Corales del Rosario San Bernardo																												
Grupos	LS	LP	MA	Ts	Pl	Mg	An	EJ	PN	LB	EM	BC	BP	ES	SM	Bb	PP	PS	Im	TB	TS	Cb	PB	Pj	SMT	Rs	LD	PBa
ES																												
EE	2,52	3,72	4,80	3,02	0,74	1,27	1,34	12,09	5,73	0,99	8,72	0,07	0,03	1,22	3,63	11,44	2,77	0,07	5,30	0,05	7,89	9,19	5,92	4,81	4,46	9,39	16,57	3,69
EI	0,63	8,08	1,20	2,16	3,49	8,41	0,59	2,26	7,87	11,40	2,35	8,08	3,29	0,65	1,97	5,81	5,45	0,78	8,66	0,75		0,23	0,16	5,63	2,04	0,97	1,11	
HD																												
<i>M.com</i>	0,02		0,72	0,26	0,35	4,25	0,37	4,20	1,25	1,47	0,02	1,73	0,17		0,09	0,13	0,35	0,37		2,17	0,02	0,15		0,24	0,23			0,43
<i>S.ros</i>													0,06					0,03	0,03	0,06								
CE																												
<i>Ac.cerv</i>				0,07							0,37		5,71	0,95								0,05						
<i>Ac.pal</i>	0,35																											
<i>Aaga</i>																		0,04										
<i>A.grah</i>																			0,02	0,20								
<i>A.fra</i>																									0,84	0,22		
<i>Ag.sp</i>	2,95	1,07		0,03		0,05				0,31				0,51			0,31	0,09	0,27									
<i>A.lam</i>						0,11					0,10		0,37	0,00		0,46	0,64		0,18		0,09					1,21	1,23	
<i>A.tenu</i>	6,41	1,34	0,03		0,59	2,23	16,51	0,42	1,25		2,25	18,03	22,31	1,62	0,06	2,34	2,53	1,92	2,00	0,62	0,74	13,50	4,80	17,59	20,01	3,91	7,04	3,16
<i>A.und</i>																		0,16							1,30	0,73	0,23	
<i>C.nat</i>						0,74							0,52	0,11										0,13	0,59			
<i>Di.stok</i>												0,01																
<i>D.cliv</i>			0,49	0,07		0,86		0,11			0,28	0,10	0,81	0,71	0,26	1,03			1,01	0,43		0,15	0,17				0,02	
<i>D.labyr</i>							1,61	0,20	2,54		1,42	0,95		0,47		3,29	2,91	2,95	1,87	0,50	1,22	3,29		0,14	2,44	0,59	1,01	0,35
<i>Dip.sp</i>			0,11		0,27	0,05		0,31	0,01		0,00	0,02			0,02	0,08	0,03											
<i>D.stri</i>			0,69	0,70	0,18	1,02		2,46	0,22		0,65	0,88	0,71	0,33	0,19	1,09	1,95	0,38	0,08			0,40	2,77				0,54	
<i>E.fasti</i>							0,05		0,06		0,06				0,21	0,07	0,04		0,66		0,03	0,62			0,08	0,40	1,35	
<i>F.frag</i>											0,02	0,01			0,01		0,01											
<i>I.rigi</i>						0,06		0,02								0,02												
<i>Isinu</i>			0,20			0,04					0,05		0,96	0,18				0,19		0,55		0,06	0,10	0,83	0,53		0,24	
<i>Ma.mir</i>									0,01									0,80										
<i>M.am</i>	4,79	0,36	2,13	3,39	0,43	10,05	7,44	2,79	18,50	3,79	8,73		3,82	0,38				2,34	12,06	0,35		12,00	17,38	10,21		1,70	2,20	0,54
<i>M.cave</i>			0,08			0,69	0,50	0,40			2,11	0,41	0,32	0,03	0,28			0,83		2,03	0,08	2,90	0,40			0,68	0,52	1,17

Tabla 1 (Continuación)

Parque Nacional Natural Corales del Rosario San Bernardo																													
Grupos	LS	LP	MA	Ts	Pl	Mg	An	EJ	PN	LB	BM	BC	BP	BS	SM	Bb	PP	PS	Im	TB	TS	Cb	PB	Pj	SMt	Rs	LD	PBa	
<i>M. fave</i>	0,67	2,10	0,43		3,40	7,48	3,43	1,23	1,22	1,96	3,68		1,22	0,72	0,75	1,28	0,82	4,06	5,07	0,68	5,06	10,75	21,16	2,69	0,33	2,05	8,04		
<i>Mon. sp</i>							1,30				1,00		2,28		0,43	1,53	0,50	0,42	3,23		1,38	0,02			8,64		4,54		
<i>M. frank</i>																			0,49				0,65			3,79	0,12		
<i>Me. mean</i>											0,02							0,03			0,03	0,14							
<i>My. angu</i>												0,15	0,00																
<i>My. ali</i>											0,03		0,10				0,33	0,05	0,94		0,04						0,04		
<i>My. ferox</i>																			0,25										
<i>My. lam</i>			0,01			0,02		0,01	0,08		0,14	0,03	0,40	0,21	0,07	0,10	0,27	0,02	0,25	0,01	0,19	0,03	0,18		0,17	0,08			
<i>My. sp</i>			0,01									0,01					0,00	0,00	0,21										
<i>P.astre</i>	1,68	1,26	6,60	3,51	7,96	7,66	0,87	1,11	2,19	2,32	1,48	5,64	0,35	8,36	0,11	0,51	1,52	3,99	1,50	2,63	2,04	1,86	0,66	8,37	0,87	1,86	0,54	0,70	
<i>P.por</i>	3,27	29,27	0,69	1,99	14,77	0,18	0,52	0,39	1,37	32,66		1,94	1,22	1,23	0,06	0,24	0,15	11,12				0,38	0,83	0,40				27,71	
<i>S.radia</i>					0,07			0,24					0,04		0,09	0,41						0,20	1,22						
<i>S. sider</i>	0,04	0,17	0,14	1,01	1,82	3,77	2,98	1,06	4,28	0,83	0,41	0,02	1,77	0,08	0,75	0,58	0,58	0,18	0,03	0,01	0,56	0,45	5,92	0,03	4,02	0,08	0,12	0,02	
<i>St.d. sp</i>												0,94																	
<i>S. bourn</i>																				0,30									
<i>St. inters</i>															0,06	0,15													
Otros	0,08	0,49				0,05			0,69				0,79	0,15	0,98	1,17	0,66												
GG																													
GE	0,05	1,36				0,18	1,21	0,73	1,97	0,04	15,61			0,12	7,69	7,72			16,73	0,88	21,46								0,21
GI								4,95																				0,21	
AG																													
AgF	49,26	0,36	0,85	0,38	1,59	2,07	0,31	1,12	0,65	2,94	6,37	25,45	1,20	2,82	1,38	8,24	1,24	3,64	14,62	3,12	0,08	0,67	0,77	1,03		1,35	2,75	1,72	
AgC	19,85	4,40	62,37	36,83	18,35	18,43	21,50	10,34	7,01	7,97	8,09	15,26	19,99	43,33	40,31	34,33	29,28	4,93	11,91	23,47	8,22	3,52	8,23	21,41	10,50	26,66	9,89	10,45	
AgI	0,40	1,25	1,84	5,23	0,85	3,19	0,32	0,25	2,98	0,17	9,09	1,16	2,65	3,44	20,17		9,82	3,87	5,93	15,01	0,30	5,67	5,38	19,11	20,65	13,42	5,48	9,35	
SNV																													
Cas		0,33	1,56		1,42	0,14	7,80	1,54	2,67	0,58	0,39				5,72	8,47	2,60		2,95								20,23	7,28	
CM	4,80	16,34	12,62	15,48	22,41	15,68	16,07	10,46	16,41	29,46	1,51	17,72	8,63	14,45	7,21	6,44	5,75	10,89	12,87	45,03	1,11	21,85	26,91	16,12	7,95	7,37	3,16	1,29	
CM(A.pal)		11,63															1,14												
SA	2,24	13,85			8,37	8,83	1,71	27,31	10,06		3,16		2,71		7,49	3,07	0,93	2,64	0,40	0,68	4,34	2,92			6,26	10,38	15,50	0,09	
EC		2,63	2,43	25,88	12,94	1,62	13,57	13,99	11,15	3,12	21,09	1,38	5,09	17,94			7,77	34,47		4,02	28,99	6,07	3,26		6,20	13,06	0,04	33,55	
EC(A.cer)						0,85					0,80		12,48				15,24				1,09								

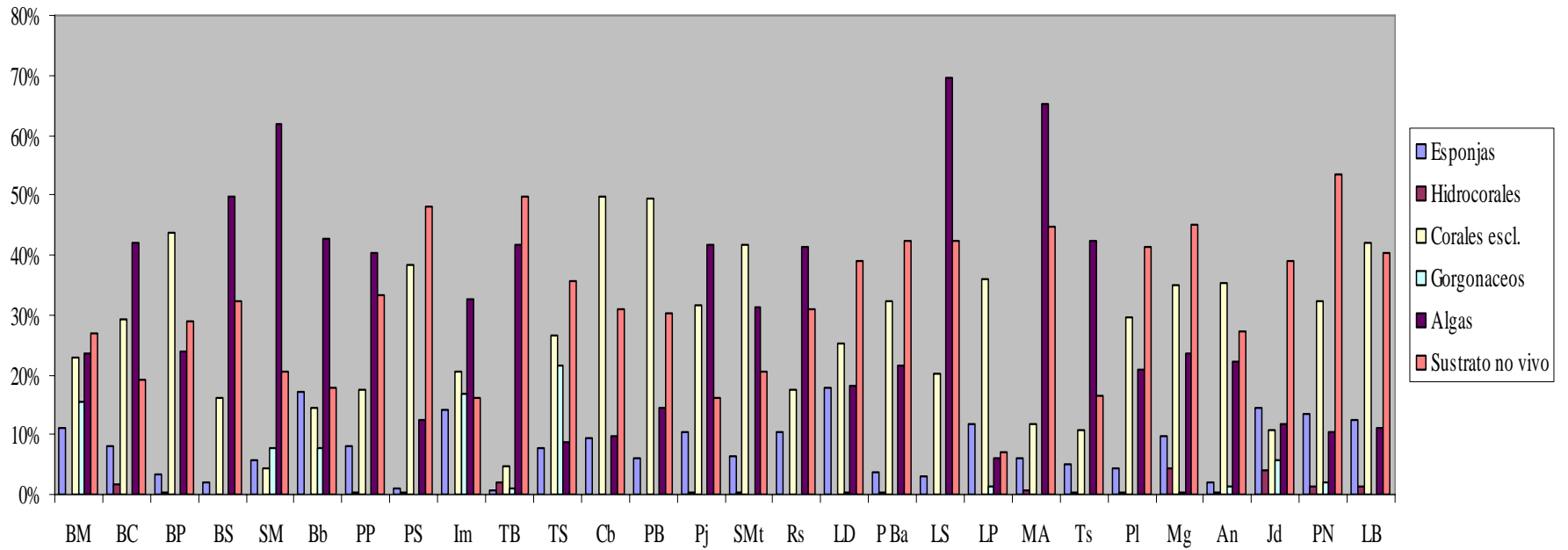


Figura 7. Porcentaje de cobertura de los principales grupos (grupos vivos y sustrato) encontrados en las diferentes estaciones del PNNCRSB.

Al comparar la composición de las 28 estaciones, se encontró que las comunidades se separan en cinco grupos (Bray- Curtis 40% de similitud aproximadamente), (Figura 8); siendo Sal Medina (Rosario) un grupo aparte de las 27 estaciones restantes. Sin embargo al buscar mayores similitudes entre las comunidades de acuerdo la comunidad coralina, se observa que en el grupo B la mayoría de estaciones son pertenecientes a SB y en los grupos D y E la mayoría de estaciones corresponden a CR. (Tabla 2).

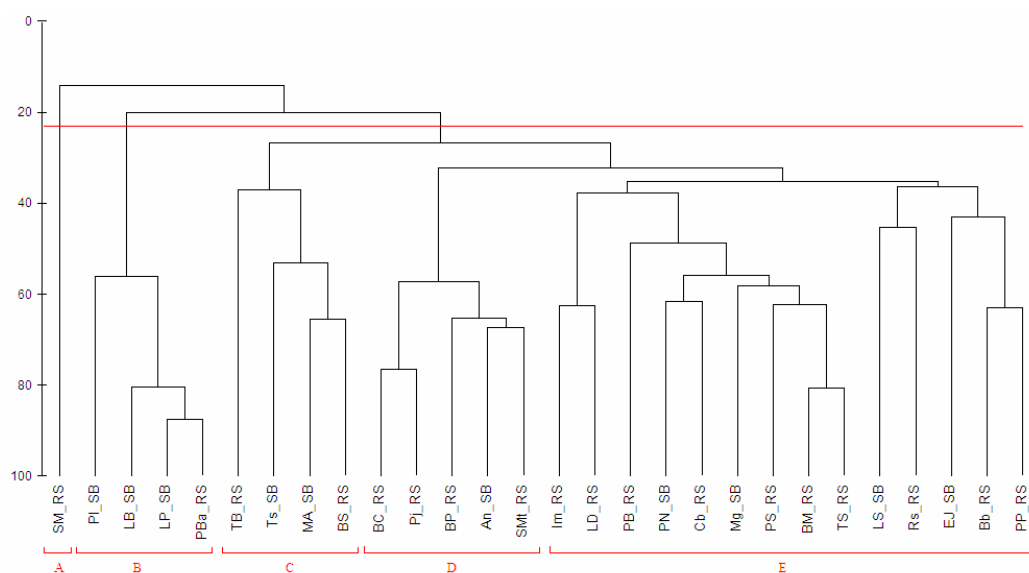


Figura 8. Dendrograma de similaridad para la comunidad coralina a partir del análisis de clasificación de Bray-Curtis para todas las estaciones del PNNCRSB. (Coeficiente cofenético: 0.9959, RS: Rosario, SB: San Bernardo).

En general se encontró que *M. faveolata*, *S. siderea* y *M. complanata* fueron especies que se destacan por ser frecuentes en la mayoría de estaciones, *P. astreoides* reúne la abundancia relativa mayor al 70% en los grupos B, C y D (Tabla 2), *P. porites* se destacó por su abundancia relativa en el grupo B, *D. labyrinthiformis*, *M. annularis* y *M. cavernosa*, permitieron relacionar las estaciones de los grupos D y E, *A. tenuifolia* se destacó en las estaciones del grupo D. *A. cervicornis* se destacó por presentar un valor en su abundancia relativa mayor al 70% en las estaciones pertenecientes al grupo D, *A. palmata* se destacó en LS (estación que conforma el grupo E).

Tabla 2. Análisis inverso de Kaandorp que muestra la agrupación de las estaciones de acuerdo a la composición de las comunidades coralinas (corales e hidrocorales) en el PNNCRSB. Nótese que los rectángulos señalados en negrilla indican las especies características entre estaciones (abundancia del 70%). Las especies en negrilla son las especies frecuentes.

	A	B	C	D	E
<i>Mycetophyllia lamarckiana</i>	19,923	0	17,445	35,092	27,541
<i>Diploria clivosa</i>	24,678	0	30,226	17,371	27,725
<i>Eusmilia fastigiata</i>	35,053	0	0	4,550	60,397
<i>Siderastrea radians</i>	33,329	6,8359553	0	3,339	56,496
<i>Agaricia</i> sp	0	46,378487	18,303914	0,001	35,317
<i>Dichocoenia stokessi</i>	0	66,032309	0	2,164	31,803
<i>Montastrea faveolata</i>	7,784	19,291	4,700	15,853	52,371
<i>Siderastrea siderea</i>	15,601	14,713	6,462	36,514	26,710
<i>Millepora complanata</i>	3,384	20,398	28,510	19,865	27,844
<i>Diploria</i> sp	14,668	43,289	18,242	1,960	21,842
<i>Stephanocoenia intersepta</i>	48,821	42,501	0	0	8,678
<i>Porites astreoides</i>	0,779	22,321	38,486	23,504	14,909
<i>Porites porites</i>	0,212	89,284	3,339	2,785	4,380
<i>Diploria strigosa</i>	10,662	2,507	23,774	17,528	45,529
<i>Solenastrea bournoni</i>	0	0	100	0	0
<i>Agaricia lamarcki</i>	0	0	0	61,213	38,787
<i>Diploria labyrinthiformis</i>	0	0	8,868	37,362	53,770
<i>Isophyllia sinuosa</i>	0	0	18,018	57,110	24,872
<i>Montastraea annularis</i>	0	9,276	11,948	21,021	57,755
<i>Montastraea cavernosa</i>	19,172	0	3,423	25,996	51,409
<i>Montastraea franksi</i>	11,386	0	0	64,744	23,869
<i>Stylastes roseus</i>	0	0	0	57,315	42,685
<i>Agaricia tenuifolia</i>	0,245	5,204	2,314	77,242	14,995
<i>Agaricia undata</i>	0	0	0	93,515	6,485
<i>Colpophyllia natans</i>	0	0	8,540	71,373	20,088
<i>Agaricia fragilis</i>	0	0	0	91,474	8,526
<i>Acropora cervicornis</i>	0	0	17,859	80,028	2,113
<i>Mussa angulosa</i>	0	0	0	100	0
<i>Siderastrea</i> sp	0	0	0	100	0
<i>Mycetophyllia</i> sp	0	0	14,722	13,397	71,882
<i>Mycetophyllia aliciae</i>	0	0	0	16,716	83,284
<i>Favia fragum</i>	22,441	0	0,013	2,086	75,460
<i>Meandrina meandrites</i>	0	0	0	5,856	94,144
<i>Isophyllastrea rigida</i>	0	0	0	0	100
<i>Madriacis mirabilis</i>	0	0	0	0	100
<i>Acropora palmata</i>	0	0	0	0	100
<i>Agaricia agarites</i>	0	0	0	0	100
<i>Agaricia grahamae</i>	0	0	0	0	100
<i>Montastraea</i> sp	0	0	0	0	100
<i>Mycetophyllia ferox</i>	0	0	0	0	100

Riqueza y diversidad (índices ecológicos) en el PNNCRSB

La estación que presentó la mayor riqueza (S= 24) y diversidad ($H'=2,62$) de corales fue PP (Palo Profundo). Hay que destacar que ésta estación exhibe 10 especies muy dominantes (N2 de Hill) tales como: *D. labyrinthiformis* (3.28%), *A. tenuifolia* (2.53%) y *D. strigosa*

(1.94%) entre otras. Estaciones como LP (SB), LB (SB) y PBa (CR) son las estaciones con el mínimo número de especies ($S= 8, 8$ y 6 respectivamente), menor equitatividad ($J= 0.38; 0,45$ y $0,30$) y diversidad ($H'= 0,80; 0,94$ y $0,55$) (Tabla 3).

Tabla 3. Índices ecológicos para la comunidad coralina (corales escleractinios como hidrocorales) del PNNCRSB, en donde S = riqueza, J =equitatividad, H' = diversidad, $N1$ = número 1 de Hill y $N2$ = número 2 de Hill.

Estación	S	J'	H' (loge)	N1	N2
LS	10	0,74	1,71	5,53	4,72
LP	8	0,38	0,80	2,24	1,50
MA	14	0,60	1,59	4,92	3,04
Ts	9	0,72	1,59	4,94	4,14
Pl	10	0,60	1,39	4,04	2,99
Mg	18	0,70	2,02	7,56	6,04
An	11	0,68	1,64	5,18	3,57
EJ	15	0,77	2,10	8,16	6,20
PN	14	0,60	1,60	4,95	2,99
LB	8	0,45	0,94	2,58	1,71
BM	19	0,67	2,00	7,38	4,93
BC	18	0,48	1,40	4,06	2,60
BP	20	0,62	1,86	6,43	3,44
BS	17	0,64	1,81	6,16	3,35
SM	17	0,81	2,31	10,14	7,70
Bb	18	0,82	2,38	10,83	8,39
PP	24	0,82	2,62	13,78	10,66
PS	17	0,64	1,83	6,28	4,75
Im	21	0,79	2,42	11,32	8,11
TB	9	0,71	1,56	4,79	3,83
TS	16	0,61	1,71	5,57	3,76
Cb	18	0,57	1,66	5,30	4,04
PB	12	0,68	1,71	5,53	3,92
Pj	10	0,55	1,28	3,60	2,61
SMt	14	0,64	1,69	5,46	3,49
Rs	14	0,80	2,13	8,45	6,78
LD	13	0,69	1,77	5,90	4,49
PBa	6	0,30	0,55	1,74	1,34

Estructura y composición de la comunidad asociada a *A. palmata* y *A. cervicornis* en el Archipiélago de San Bernardo

La comunidad coralina en SB se caracterizó por presentar mayor cobertura de sustrato no vivo (36.2%) y de algas (27.3%) mientras que la cobertura de coral fue de 23.3% (Figura 9a, Tabla 4). Dentro de la categoría algal, las algas frondosas fueron las más dominantes en las estaciones de San Bernardo; las demás categorías presentaron cobertura baja (costrosas e incrustantes) (Figura 9b). Se identificaron un total de 24 especies de corales escleractinios (más un grupo no identificado) distribuidos en 12 géneros y 6 familias. Las familias de mayor representatividad fueron Poritidae (10.3%) y Favidae (8.8%) (Figura 9c). *P. porites*, *M. annularis* y *P. astreoides* fueron las especies dominantes en todo el Archipiélago de SB (Figura 10). Como se dijo anteriormente sustrato no vivo fue el grupo con mayor cobertura en las estaciones muestreadas (36%). El coral muerto presentó el valor más alto dentro de este grupo (15%), mientras que el coral muerto de *A. palmata* y el esqueleto de *A. cervicornis* fueron los tipos de sustrato que presentaron menor cobertura (Figura 11).

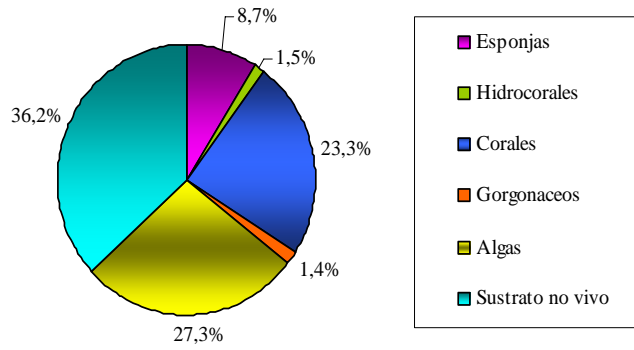


Figura 9a. Porcentaje de cobertura relativa de los principales grupos encontrados en la comunidad asociada a *A. cervicornis* y *A. palmata* en el Archipiélago de San Bernardo. a) Todos los grupos. b) Algas c) Corales escleractinios.

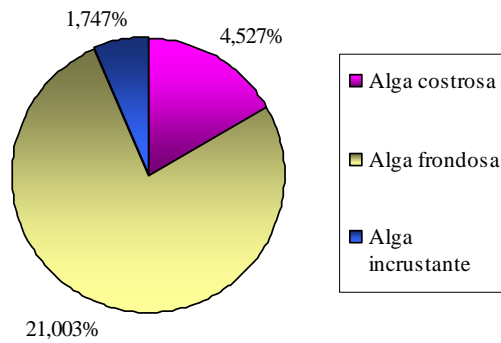


Figura 9b. Porcentaje de cobertura relativa para la categoría algal en el Archipiélago de San Bernardo.

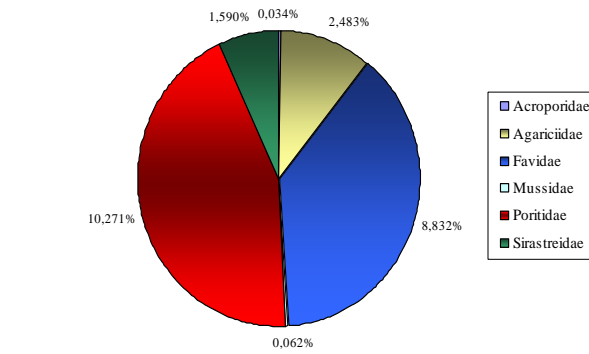


Figura 9c. Porcentaje de cobertura relativa de las principales familias de corales escleractinios para el Archipiélago de San Bernardo.

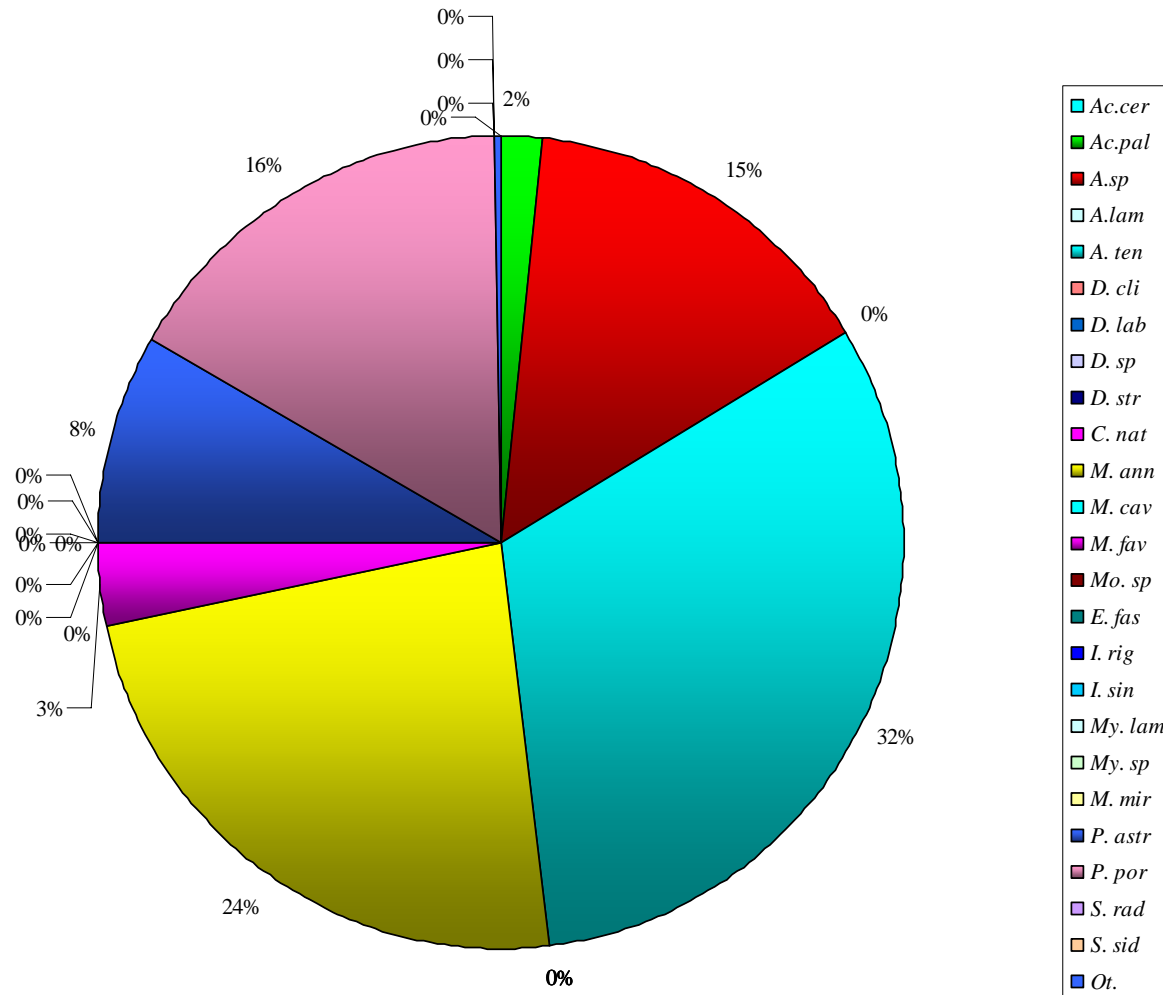


Figura 10. Porcentaje de cobertura de las diferentes especies de corales escleractinios encontradas en el Archipiélago de San Bernardo.

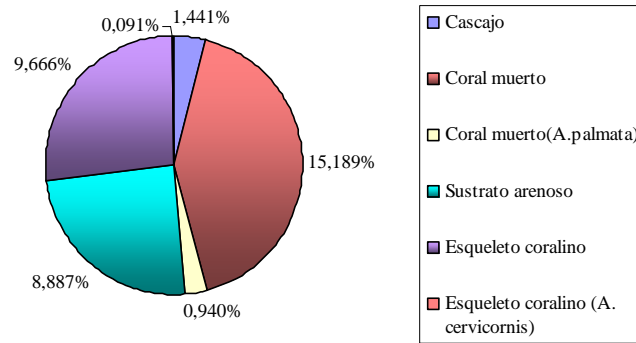


Figura 11. Porcentaje de cobertura relativa para los diferentes tipos de sustrato en el Archipiélago de San Bernardo.

Composición biótica y abiótica de cada una de las estaciones del Archipiélago de San Bernardo

Los valores de cobertura relativa de los grupos bióticos y abióticos permitió segregar las estaciones así: por la dominancia de algas se agruparon LS, MA y Ts. La mayor cobertura de corales se resaltó en Mg y LB, mientras que el sustrato no vivo fue dominante en el resto de las estaciones (LP, Pl, An, EJ y PN) (Tabla 4, Figura 12).

Tabla 4. Porcentaje de cobertura relativa para las estaciones del Archipiélago de San Bernardo donde ES es esponjas, HD hidrocorales, GG gorgonaceos, AG algas y SNV sustrato no vivo.

Grupos	Estacion San Bernardo									
	LS	LP	MA	Ts	PI	Mg	An	EJ	PN	LB
ES										
EE	2,52%	3,72%	4,80%	3,02%	0,74%	1,27%	1,34%	12,09%	5,73%	0,99%
EI	0,63%	8,08%	1,20%	2,16%	3,49%	8,41%	0,59%	2,26%	7,87%	11,40%
HD										
M.com	0,02%		0,72%	0,26%	0,35%	4,25%	0,37%	4,20%	1,25%	1,47%
CE										
A. cv				0,07%						
A. pal	0,35%									
A. sp	2,95%	1,07%		0,03%		0,05%				0,31%
A.lam						0,11%				
A.ten	6,41%	1,34%	0,03%		0,59%	2,23%	16,51%	0,42%	1,25%	
C.nat						0,74%				
D.cli			0,49%	0,07%		0,86%		0,11%		
D.lab							1,61%	0,20%	2,54%	
D.sp			0,11%		0,27%	0,05%		0,31%	0,01%	
D.str			0,69%	0,70%	0,18%	1,02%		2,46%	0,22%	
E.fas							0,05%		0,06%	
I.rig						0,06%		0,02%		
I.sin			0,20%			0,04%				
M.mir									0,01%	
M.ann	4,79%	0,36%	2,13%	3,39%	0,43%	10,05%	7,44%	2,79%	18,50%	3,79%
M.cav			0,08%			0,69%	0,50%	0,40%		
M.fav	0,67%	2,10%	0,43%		3,40%	7,48%	3,43%	1,23%	1,22%	1,96%
M.sp							1,30%			
Otros	0,08%	0,49%				0,05%			0,69%	
M.lam			0,01%			0,02%		0,01%	0,08%	
M.sp			0,01%							
P.ast	1,68%	1,26%	6,60%	3,51%	7,96%	7,66%	0,87%	1,11%	2,19%	2,32%
P.por	3,27%	29,27%	0,69%	1,99%	14,77%	0,18%	0,52%	0,39%	1,37%	32,66%
S.rad					0,07%			0,24%		
S.sid	0,04%	0,17%	0,14%	1,01%	1,82%	3,77%	2,98%	1,06%	4,28%	0,83%
GG										
GE	0,05%	1,36%				0,18%	1,21%	0,73%	1,97%	0,04%
GI								4,95%		
AG										
AgC	49,26%	0,36%	0,85%	0,38%	1,59%	2,07%	0,31%	1,12%	0,65%	2,94%
AgF	19,85%	4,40%	62,37%	36,83%	18,35%	18,43%	21,50%	10,34%	7,01%	7,97%
AgI	0,40%	1,25%	1,84%	5,23%	0,85%	3,19%	0,32%	0,25%	2,80%	0,17%
SL										
Cs		0,33%	1,56%		1,42%	0,14%	7,80%	1,54%	2,67%	0,58%
CM	4,80%	16,34%	12,62%	15,48%	22,41%	15,68%	16,07%	10,46%	16,41%	29,46%
CM(AP)		11,63%								
SA	2,24%	13,85%			8,37%	8,83%	1,71%	27,31%	10,06%	
EC		2,63%	2,43%	25,88%	12,94%	1,62%	13,57%	13,99%	11,15%	3,12%
EC(AC)						0,85%				

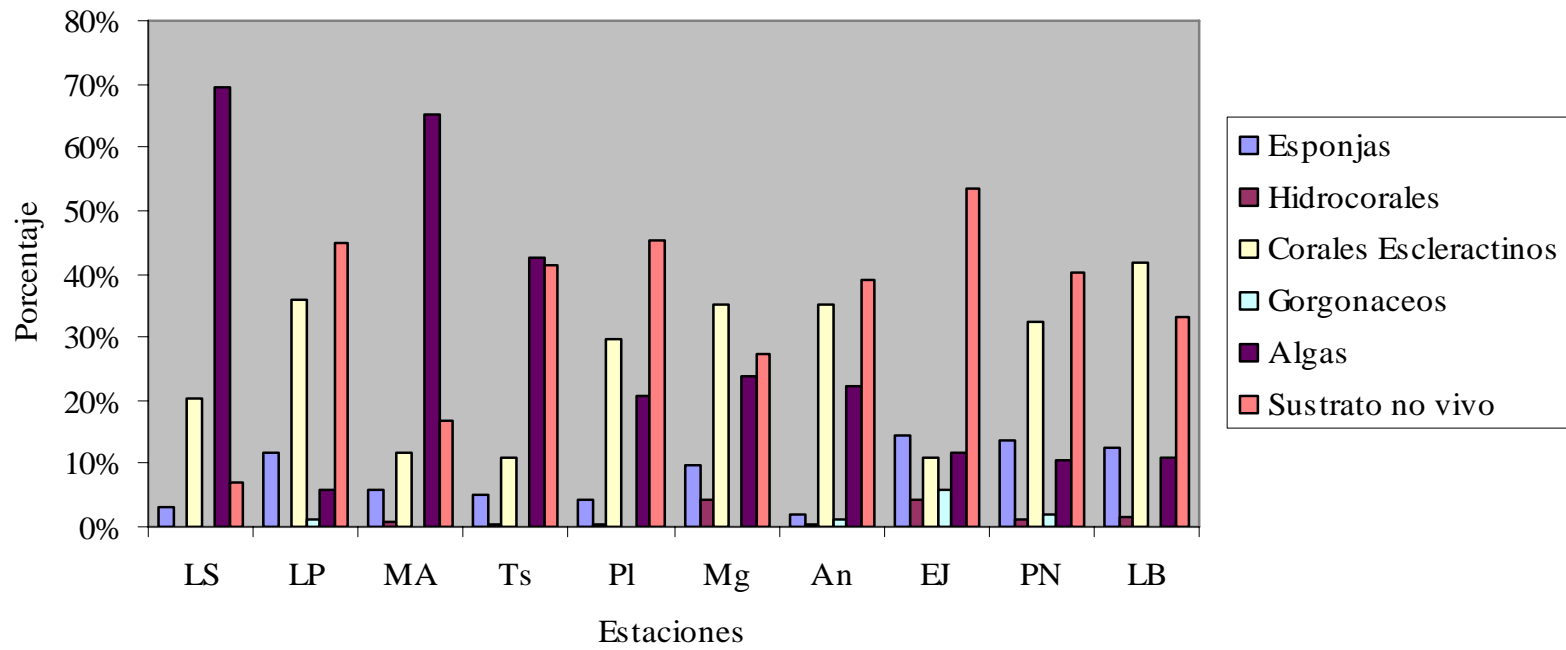


Figura 12. Porcentaje de cobertura de los grandes grupos (bióticos como abióticos) en cada una de las estaciones.

El análisis de clasificación de Bray- Curtis permitió diferenciar claramente tres grupos en el Archipiélago de SB (38% de similitud aproximadamente). El grupo B presentó una estación que reporta *A. cervicornis*, mientras que el grupo C comprendió cuatro estaciones en donde se destaca LS por presentar *A. palmata* viva.

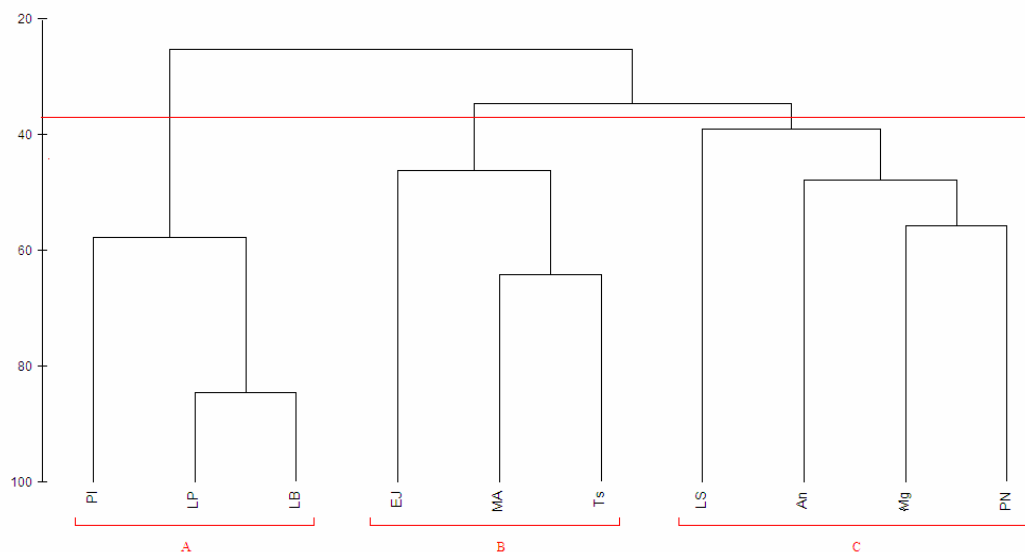


Figura 13. Análisis de clasificación de Bray-Curtis dado por la comunidad coralina (corales e hidrocorales) en las estaciones del Archipiélago de San Bernardo. (Índice cofenético: 0.997).

Al 38% aproximadamente se encontraron tres grupos que, de acuerdo al análisis inverso de Kaandorp describen la comunidad coralina de la siguiente manera: *P. porites* se destacó en el grupo A, *P. astreoides* permitió establecer la relación entre las estaciones que conformaron el grupo B y C. Llantas Somero (LS) se destacó por ser la única estación que presentó *A. palmata*; *A. cervicornis* se encontró únicamente en Tiosolda. (Tabla 5).

Tabla 5. Análisis inverso de Kaandorp que muestra la agrupación de las estaciones de acuerdo a la composición de las comunidades coralinas (corales e hidrocorales) en el PNNCRSB. Nótese que los rectángulos señalados en negrilla indican las especies características entre grupos. Las especies en negrilla indican las de mayor frecuencia.

	A	B	C
<i>S. siderea</i>	21,152568	16,625064	62,222368
<i>M. faveolata</i>	39,883041	8,8214666	51,295492
<i>Agaricia</i> sp	37,651864	0,7744213	61,573715
<i>P. porites</i>	91,55893	3,6624609	4,7786086
<i>Diploria</i> sp	36,585034	57,86874	5,5462255
<i>P. astreoides</i>	35,992043	34,997207	29,010751
<i>M. complanata</i>	15,961475	45,360366	38,678159
<i>D. clivosa</i>	0	50,617522	49,382478
<i>M. cavernosa</i>	0	35,298269	64,701731
<i>S. radiadians</i>	22,929916	77,070084	0
<i>I. sinuosa</i>	0	85,843956	14,156044
<i>D. strigosa</i>	3,6627872	77,645114	18,692099
<i>Mycetophyllia</i> sp	0	100	0
<i>A. cervicornis</i>	0	100	0
<i>M. annularis</i>	10,527627	19,105747	70,366626
<i>I. rigida</i>	0	28,530473	71,469527
<i>M. lamarckiana</i>	0	25,534703	74,465297
<i>A. tenuifolia</i>	8,701818	2,0357587	89,262423
<i>D. labyrinthiformis</i>	0	6,0495487	93,950451
<i>A. palmata</i>	0	0	100
<i>A. lamarcki</i>	0	0	100
<i>C. natans</i>	0	0	100
<i>Montastraea</i> sp	0	0	100
<i>E. fastigiata</i>	0	0	100
<i>M. mirabilis</i>	0	0	100

Riqueza y diversidad (índices ecológicos) en el Archipiélago de San Bernardo

Mangle presentó la mayor riqueza y diversidad de especies (Figura 14). En cuanto al índice de equitabilidad (J') las estaciones no presentaron grandes fluctuaciones, los valores se encontraron entre 0.581 y 0.842. Mediante los índices de dominancia ($N1$ y $N2$) se estableció que *A. tenuifolia*, *P. porites*, *P. astreoides* y *M. faveolata* fueron las especies dominantes en la mayoría de estaciones (Tabla 5). *M. annularis*, *P. porites*, *P. astreoides* y *S. siderea* estuvieron presentes en todas las estaciones del Archipiélago de SB (Tabla 5).

Tabla 6. Índices ecológicos para la comunidad coralina (corales escleractinios como hidrocorales) para el Archipiélago de SB. S es riqueza, J equitatividad, H' diversidad, N1 número 1 de Hill y N2 número 2 de Hill.

	S	J'	H'	N1	N2
LS	9	0,84	1,85	6,36	5,61
LP	7	0,56	1,10	3,01	2,21
MA	14	0,63	1,67	5,32	3,84
Ts	9	0,71	1,57	4,84	4,18
Pl	10	0,63	1,46	4,34	3,33
Mn	17	0,70	1,99	7,36	6,08
An	11	0,67	1,61	5,02	3,41
EJ	15	0,61	1,67	5,31	3,31
PN	13	0,59	1,52	4,58	3,28
LB	8	0,58	1,20	3,34	2,41

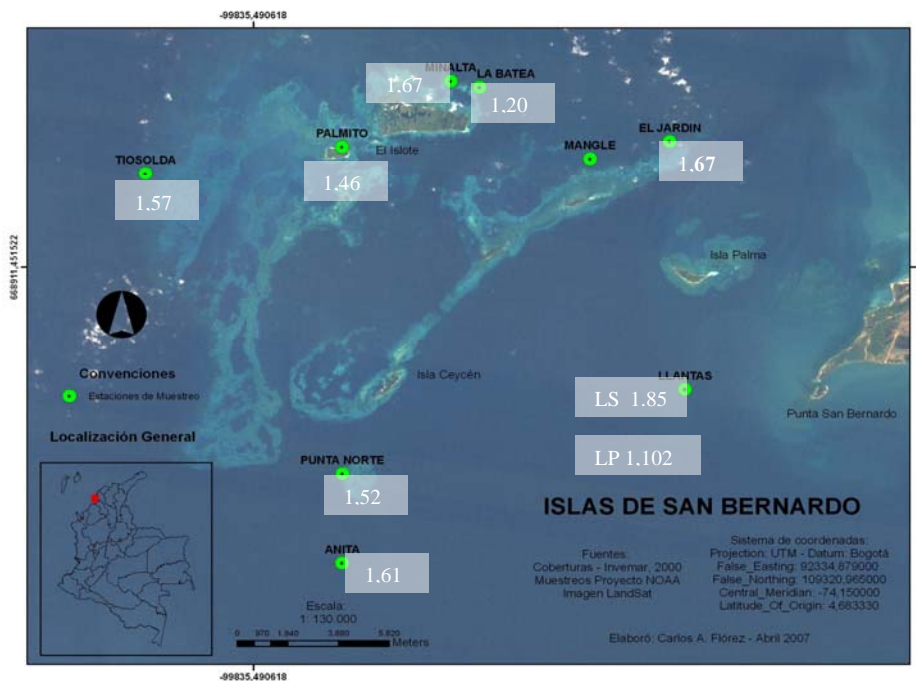


Figura 14. Valores de diversidad de Shannon (H') para cada una de las estaciones del Archipiélago de San Bernardo, Caribe colombiano (INVEMAR-UAESPNN-CARDIQUE-EPA CARTAGENA, 2003).

Estructura y composición de la comunidad asociada a *A. palmata* y *A. cervicornis* en Corales del Rosario

La composición de la comunidad en Corales del Rosario estuvo determinada por una cobertura total de más del 60% representada por algas y sustrato no vivo (Figura 15a). Dentro del grupo de las algas, las frondosas presentaron el porcentaje más alto de cobertura relativa (Figura 15b, Tabla 8.) Para el grupo de los corales se encontró un total de 37 especies (más el grupo de otros no identificados), distribuidos en 10 familias, siendo la familia Favidae la de mayor porcentaje de cobertura (12.30%), seguida de la familia Poritidae (4.69%) (Figura 15c). Las especies dominantes fueron *A. tenuifolia* (28%), *M. annularis* (13%), *M. faveolata* (13%), *P. astreoides* (10%), *P. porites* (9%), *M. cavernosa* (3%) y *S. siderea* (3%) (Figura 16). Dentro del tipo de sustrato no vivo la mayor cobertura estuvo representada por coral muerto (Figura 17).

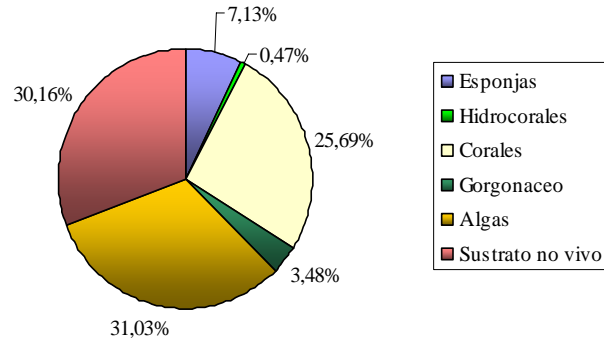


Figura 15a. Porcentaje de cobertura relativa de los principales grupos encontrados en la comunidad asociada a *A. cervicornis* y *A. palmata* en Corales del Rosario a) Todos los grupos. b) Algas c) Corales escleractinios.

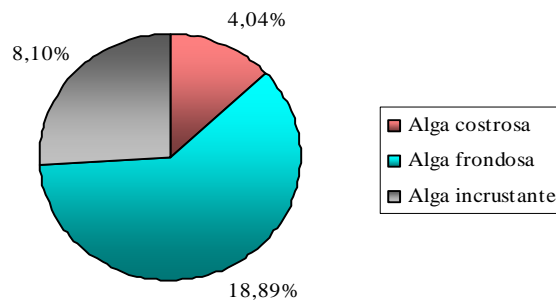


Figura 15b. Porcentaje de cobertura relativa para la categoría algal en Corales del Rosario.

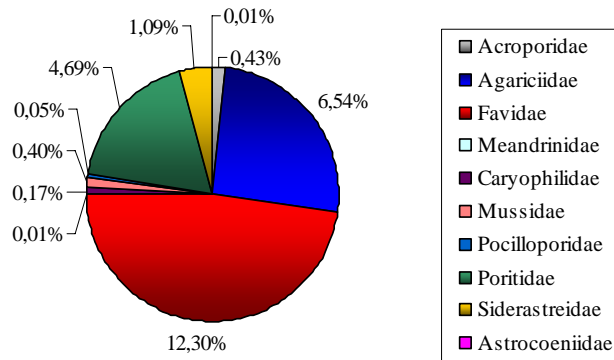


Figura 15c. Porcentaje de cobertura relativa de las principales familias de corales escleractinios en Corales del Rosario.

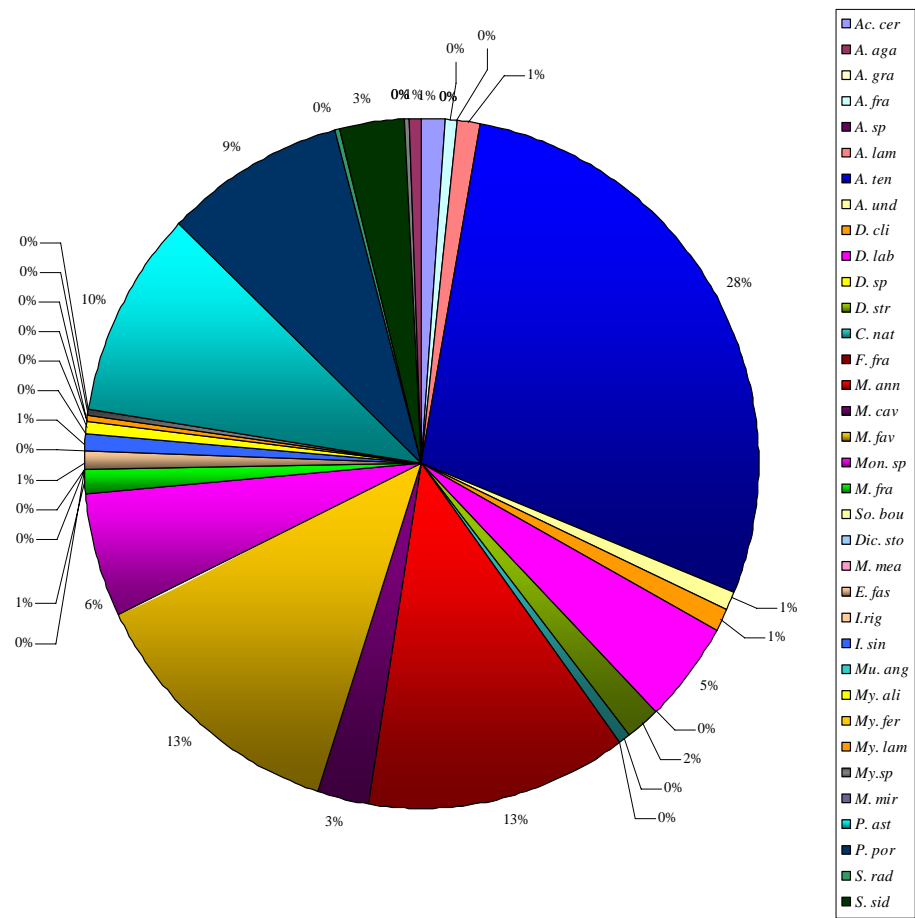


Figura 16. Porcentaje de cobertura de las diferentes especies de corales escleractínios encontradas en Corales del Rosario.

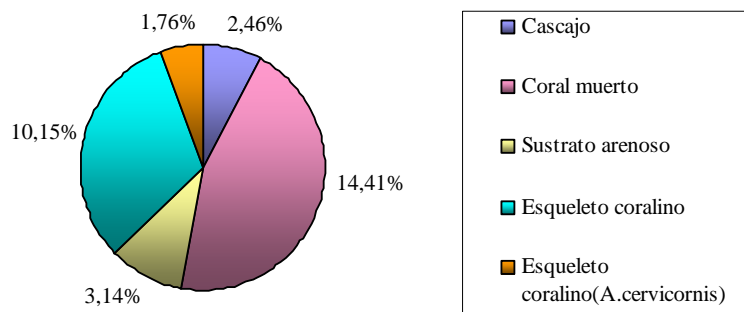


Figura 17. Porcentaje de cobertura relativa para los diferentes tipos de sustrato en Corales del Rosario.

Composición de la comunidad biotita y abiótica en las estaciones de Corales del Rosario

La cobertura de sustrato no vivo, de algas y de corales caracterizó las estaciones de CR. Por ejemplo BM y TS y TB presentaron mayor cobertura de sustrato no vivo, mientras que BS y Rs se caracterizó por la dominancia de algas. La mayor cobertura de corales se presentó en estaciones como Punta Brava y San Martín (Figura 18).

Mediante el análisis de clasificación de Bray -Curtis se encontraron 5 grupos (Figura 19), SM y PBa se constituyeron estaciones independientes de las demás, en el caso particular de PBa esta estación fue una de las que presento menor riqueza y diversidad de individuos (Tabla 9), el grupo E reunió 10 de las 18 estaciones muestreadas en Corales del Rosario.

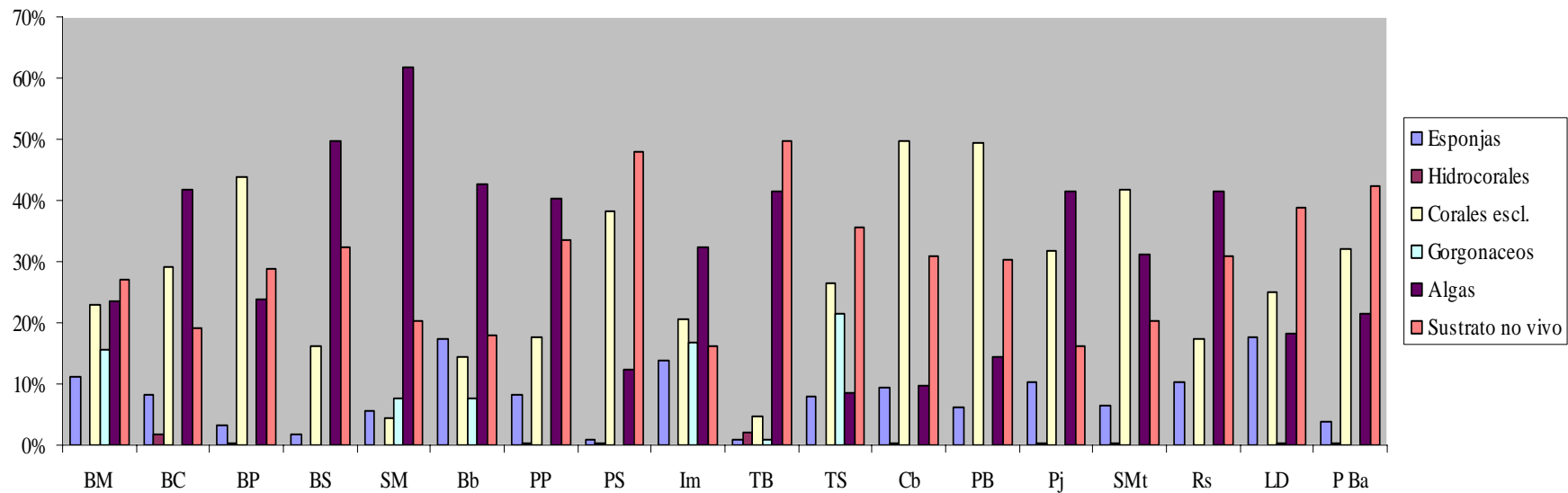


Figura 18. Porcentaje de cobertura relativa por estación en el Parque Corales del Rosario

Tabla 7. Porcentaje de cobertura relativa para las estaciones de Corales del Rosario. ES esponjas, HD hidrocorales, GG gorgonaceos, AG algas y SNV sustrato no vivo.

ES																			
EE	8,72%	0,07%	0,03%	1,22%	3,63%	11,44%	2,77%	0,07%	5,30%	0,05%	7,89%	9,19%	5,92%	4,81%	4,46%	9,39%	16,57%	3,69%	
EI	2,35%	8,08%	3,29%	0,65%	1,97%	5,81%	5,45%	0,78%	8,66%	0,75%		0,23%	0,16%	5,63%	2,04%	0,97%	1,11%		
HD																			
M. com	0,02%	1,73%	0,17%		0,09%	0,13%	0,35%	0,37%		2,17%	0,02%	0,15%		0,24%	0,23%				0,43%
St. ros			0,06%				0,03%	0,03%	0,06%										
CE																			
Ac.cer	0,37%		5,71%	0,95%								0,05%							
A. aga							0,04%												
A. gra								0,02%	0,20%										
A. fra															0,84%	0,22%			
A. sp				0,51%			0,31%	0,09%	0,27%										
A. lam	0,10%		0,37%			0,46%	0,64%		0,18%		0,09%				1,21%	1,23%			
A. ten	2,25%	18,03%	22,31%	1,62%	0,06%	2,34%	2,53%	1,92%	2,00%	0,62%	0,74%	13,50%	4,80%	17,59%	20,01%	3,91%	7,04%	3,16%	
A. und							0,16%							1,30%	0,73%	0,23%			
C. nat			0,52%	0,11%									0,13%	0,59%					
Dic. sto		0,01%															0,59%		0,35%
D. cli	0,28%	0,10%	0,81%	0,71%	0,26%	1,03%		1,01%	0,43%		0,15%	0,17%						0,02%	
D. lab	1,42%	0,95%		0,47%		3,29%	2,91%	2,95%	1,87%	0,50%	1,22%	3,29%		0,14%	2,44%			1,01%	
D. sp		0,02%			0,02%	0,08%	0,03%												
D. str	0,65%	0,88%	0,71%	0,33%	0,19%	1,09%	1,95%	0,38%	0,08%			0,40%	2,77%					0,54%	
E. fas	0,06%				0,21%	0,07%	0,04%		0,66%		0,03%	0,62%			0,08%	2,20%	1,35%		
F. fra	0,02%	0,01%			0,01%		0,01%										0,52%		
I.rig						0,02%											2,05%		
I. sin	0,05%		0,96%	0,18%			0,19%		0,55%		0,06%	0,10%	0,83%	0,53%					
M. mir							0,80%										3,79%		
M. mea	0,02%							0,03%			0,03%	0,14%							

Tabla 7 (continuación)

Grupos	Estacion Rosario																	
	BM	BC	BP	BS	SM	Bb	PP	PS	Im	TB	TS	Cb	PB	Pj	SMt	Rs	LD	P Ba
M. ann	8,73%		3,82%	0,38%			2,34%	12,06%	0,35%		12,00%	17,38%	10,21%		1,70%		0,54%	
M. cav	2,11%	0,41%	0,32%	0,03%	0,28%		0,83%		2,03%	0,08%	2,90%	0,40%			0,68%		1,17%	
M. fav	3,68%		1,22%	0,72%	0,75%	1,28%	0,82%	4,06%	5,07%	0,68%	5,06%	10,75%	21,16%	2,69%	0,33%	0,40%	8,04%	
M. fra									0,49%				0,65%			0,24%	0,12%	
Mon. sp	1,00%		2,28%		0,43%	1,53%	0,50%	0,42%	3,23%		1,38%	0,02%			8,64%		4,54%	
Mu. ang		0,15%																
My. ali	0,03%		0,10%				0,33%	0,05%	0,94%		0,04%						0,04%	
My. fer									0,25%							0,08%		
My. lam	0,14%	0,03%	0,40%	0,21%	0,07%	0,10%	0,27%	0,02%	0,25%	0,01%	0,19%	0,03%	0,18%		0,17%			
My.sp		0,01%							0,21%									
P. ast	1,48%	5,64%	0,35%	8,36%	0,11%	0,51%	1,52%	3,99%	1,50%	2,63%	2,04%	1,86%	0,66%	8,37%	0,87%	1,86%	0,54%	0,70%
P. por		1,94%	1,22%	1,23%	0,06%	0,24%	0,15%	11,12%				0,38%	0,83%	0,40%				27,71%
P. rad			0,04%		0,09%	0,41%						0,20%	1,22%					
S. sid	0,41%	0,02%	1,77%	0,08%	0,75%	0,58%	0,58%	0,18%	0,03%	0,01%	0,56%	0,45%	5,92%	0,03%	4,02%	0,08%	0,12%	0,02%
Si. sp		0,94%																
So. bou										0,30%								
St. int					0,06%	0,15%												0,21%
Ot.			0,79%	0,15%	0,98%	1,17%	0,66%											
GG																		
GE	15,61%			0,12%	7,69%	7,72%			16,73%	0,88%	21,46%							
GI																	0,21%	
AG																		
AgC	6,37%	25,45%	1,20%	2,82%	1,38%	8,24%	1,24%	3,64%	14,62%	3,12%	0,08%	0,67%	0,77%	1,03%		1,35%	2,75%	1,72%
AgF	8,09%	15,26%	19,99%	43,33%	40,31%	34,33%	29,28%	4,93%	11,91%	23,47%	8,22%	3,52%	8,23%	21,41%	10,50%	26,66%	9,89%	10,45%
AgI	9,09%	1,16%	2,65%	3,44%	20,17%		9,82%	3,87%	5,93%	15,01%	0,30%	5,67%	5,38%	19,11%	20,65%	13,42%	5,48%	9,35%
SL																		
Cs	0,39%				5,72%	8,47%	2,60%		2,95%								20,23%	7,28%
CM	1,51%	17,72%	8,63%	14,45%	7,21%	6,44%	5,75%	10,89%	12,87%	45,03%	1,11%	21,85%	26,91%	16,12%	7,95%	7,37%	3,16%	1,29%
CM(Ac.pal)							1,14%											
SA	3,16%		2,71%		7,49%	3,07%	0,93%	2,64%	0,40%	0,68%	4,34%	2,92%		6,26%	10,38%	15,50%	0,09%	
EC	21,09%	1,38%	5,09%	17,94%			7,77%	34,47%		4,02%	28,99%	6,07%	3,26%		6,20%	13,06%	0,04%	33,55%
EC(Ac.cer)	0,80%		12,48%				15,24%				1,09%							

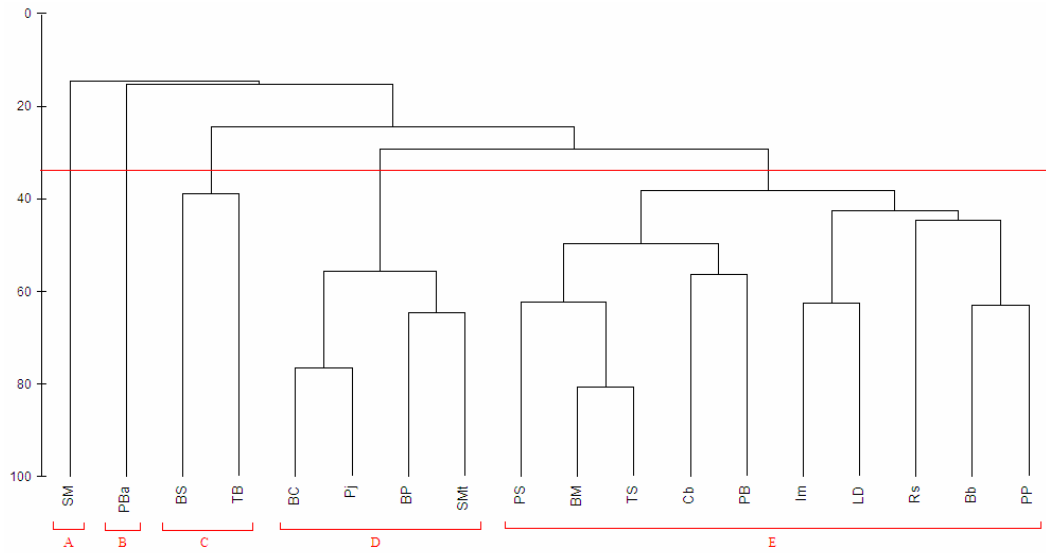


Figura 19. Análisis de clasificación de Bray-Curtis dado por la comunidad coralina (corales e hidrocorales) para las estaciones del Parque Corales del Rosario. (Índice cofenético: 0.9982, R: Rosario).

Mediante la similitud encontrada (28%) en la comunidad coralina y de hidrocorales *F. fragum* y *S. intersepta* destacaron el grupo A, *P. porites* destacó por su abundancia relativa al grupo B, *M. complanata*, *A. cervicornis* y *P. astreoides* fueron las especies que enfatizan la asociación entre las estaciones que conforman el grupo C y D. *A. cervicornis* solo se encontró en 4 estaciones de Corales del Rosario. *A. tenuifolia* se destacó en los grupos D y E, así mismo esta especie fue frecuente en las estaciones que conforman este grupo. *M. faveolata* y *M. annularis* se destacaron en la estación E, así mismo fueron muy frecuentes por su abundancia relativa en las estaciones de este grupo.

Tabla 8. Análisis de Kaandorp que muestra la agrupación de las estaciones de acuerdo a la composición de las comunidades coralinas (corales e hidrocorales) en Corales del Rosario. Los rectángulos en negrilla indican las especies características entre estaciones. Las especies resaltadas en negrilla indican las especies de mayor frecuencia.

	A	B	C	D	E
<i>Diploria sp</i>	60,85			10,17	28,98
<i>E.fastigiata</i>	38,00			3,80	58,20
<i>S.radians</i>	31,03			3,89	65,08
<i>D. clivosa</i>	22,44		30,94	19,75	26,87
<i>F. fragum</i>	75,68			8,80	15,52
<i>S. intersepta</i>	80,07				19,93
<i>P.porites</i>	0,20	90,72	2,01	2,91	4,16
<i>M. complanata</i>	4,05	18,65	47,01	25,77	4,52
<i>A.cervicornis</i>			24,37	73,45	2,17
<i>P.astreoides</i>	0,91	5,98	46,92	32,54	13,64
<i>Agaricia sp</i>			79,42		20,58
<i>S. bournoni</i>			100		
<i>S. roseus</i>				54,52	45,48
<i>A. lamarcki</i>				59,49	40,51
<i>A. tenuifolia</i>	0,21	11,32	4,00	69,77	14,69
<i>M.cavernosa</i>	16,64		3,46	20,81	59,09
<i>Montastraea sp</i>	9,72			61,75	28,53
<i>I.sinuosa</i>			13,24	56,34	30,43
<i>M. lamarckiana</i>	14,82		24,46	32,63	28,09
<i>S. siderea</i>	23,77	0,63	1,43	46,05	28,11
<i>D. labyrinthiformis</i>		9,78	13,64	24,69	51,88
<i>D. strigosa</i>	12,54		10,74	25,76	50,96
<i>C. natans</i>			15,44	80,65	3,91
<i>A. fragilis</i>				90,55	9,45
<i>A. undata</i>				92,79	7,21
<i>D.stokesy</i>				100	
<i>M. angulosa</i>				100	
<i>Siderastrea sp</i>				100	
<i>M. faveolata</i>	8,65		8,00	12,18	71,17
<i>M. annularis</i>			2,35	16,93	80,72
<i>My. aliciae</i>				15,20	84,80
<i>Mycetophyllia sp</i>				14,27	85,73
<i>A. grahame</i>					100
<i>M. franksi</i>					100
<i>M. Meandrites</i>					100
<i>I. rigida</i>					100
<i>M. ferox</i>					100
<i>M. mirabilis</i>					100

Riqueza y diversidad (índices ecológicos) en el Archipiélago Corales del Rosario

La estación más diversa ($H' = 2,62$) y de mayor riqueza de especies ($S = 24$) fue Palo Profundo. Punta Barú es la estación que presentó el valor más bajo de diversidad ($H' = 0,58$) (Figura 20) y equitatividad ($J' = 0,30$), así mismo los valores de dominancia en esta estación son relativamente bajos presentando solo una especie muy dominante (número dos de Hill) (Tabla 10). *A. tenuifolia*, el género *Montastraea*, *P. porites* y *P. astreoides* fueron dominantes la mayoría de las estaciones de CR (Tabla 9).

Tabla 9. Índices ecológicos para la comunidad coralina (corales escleractinios como hidrocorales) de Corales del Rosario.

Estación	S	J'	H'	N1	N2
BM	19	0,67	2,01	7,38	4,93
BC	18	0,48	1,40	4,06	2,60
BP	20	0,62	1,86	6,43	3,44
BS	17	0,64	1,81	6,16	3,35
SM	17	0,81	2,31	10,14	7,70
Bb	18	0,82	2,38	10,83	8,39
PP	24	0,82	2,62	13,78	10,66
PS	17	0,64	1,83	6,28	4,75
Im	21	0,79	2,42	11,32	8,11
TB	9	0,71	1,56	4,79	3,83
TS	16	0,61	1,71	5,57	3,76
Cb	18	0,57	1,66	5,30	4,04
PB	12	0,68	1,71	5,538	3,92
Pj	10	0,55	1,28	3,60	2,61
SMt	14	0,64	1,69	5,46	3,49
Rs	14	0,80	2,13	8,45	6,78
LD	13	0,69	1,77	5,90	4,49
PBa	7	0,30	0,58	1,80	1,36

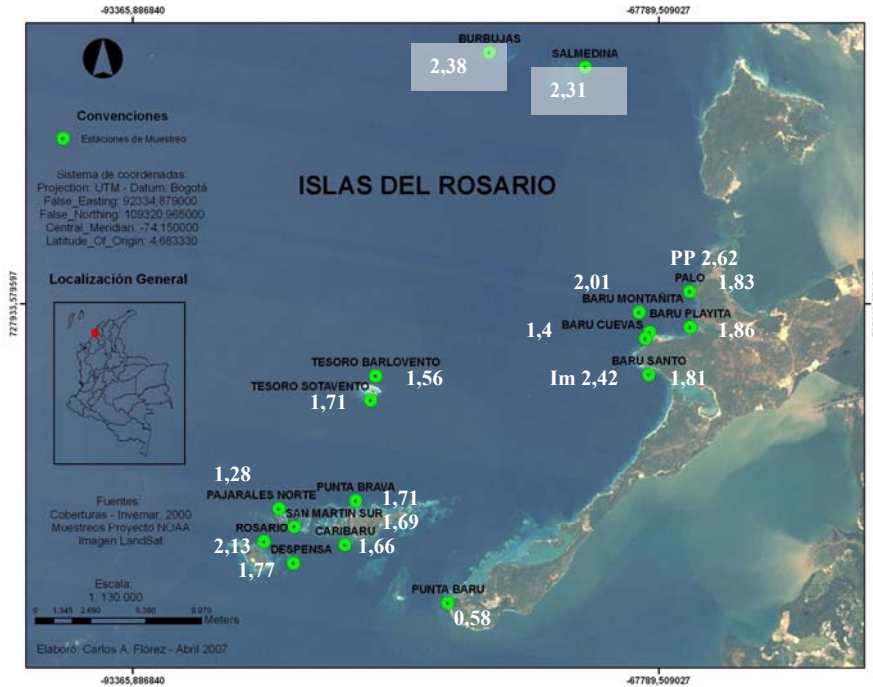


Figura 20. Valores de diversidad de Shannon (H') para cada una de las estaciones del Archipiélago Corales del Rosario, Caribe Colombiano (INVEMAR-UAESPNN-CARDIQUE-EPA CARTAGENA, 2003).

DISCUSION

Los resultados de este estudio muestran que la comunidad asociada a *A. palmata* y *A. cervicornis* en el PNNCRSB estuvo dominada por coral muerto con un 31%, seguido de la categoría algal (30%). La cobertura coralina presentó el 27%; dentro de este grupo se destacaron por su cobertura las especies *A. tenuifolia*, *P. porites*, *P. astreoides*, *M. annularis*, *M. faveolata*, *S. siderea* y *D. labyrinthiformis*. *A. palmata* y *A. cervicornis* vivo solo se encontró en seis de las 28 estaciones muestreadas. Por lo tanto, parece ser que en la unidad donde existía *A. palmata* y *A. cervicornis* hoy se día se constituye una comunidad típica de sucesión secundaria.

Hacia finales de la década de los setentas los arrecifes coralinos del Caribe eran andamiajes con una buena representación de corales vivos como *A. palmata* y *A. cervicornis*, que debido a sus formas ramificadas, altas tasas de crecimiento, de acreción, fijación de carbono y de regeneración, les permitió ser elementos fundamentales en la cimentación y expansión del andamiaje arrecifal (Rezak, 1985 En: Schönwald, 1998; Lirman, 2000). *A. palmata* dominaba la cresta y las áreas someras adyacentes, mientras que *A. cervicornis* lo hacía en zonas de profundidades intermedias, mostrando por lo tanto un patrón de zonación característico (Huston, 1984; Miller *et al.*, 2002; Garzón- Ferreira *et al.*, 2004). Sin embargo ante la ausencia de este género, la construcción actual del arrecife es reducida pues es aquí donde se centra su distribución (Rutzler y Macintyre, 1982 En: Aronson *et al.*, 2002). Por este motivo, desde la pérdida de la población de *Acropora* spp., la situación es crítica si se considera que la mayor parte de las especies vivas que se encuentran dominando la cobertura de coral en la zona de estudio se han considerado propias de estadios secundarios de sucesión biológica, que utilizan el sustrato del coral muerto como base para asentarse (Becerra *et al.*, 1998). En razón a que la sucesión secundaria se entiende como el cambio de la comunidad en un hábitat específico luego de un disturbio y teniendo en cuenta que se presenta como consecuencia el dominio y asentamiento de nuevas especies, que dependiendo de sus estrategias de vida y capacidades colonizadoras tienen habilidades benéficas para dispersión y rápido

crecimiento (Ricklefs, 1998), se cree que especies oportunistas como algas y especies coralinas (incubadoras) como *Agaricia* sp y *Porites* sp que se encontraron dominando en este estudio, continuarán dominando esta unidad a menos que *Acropora* recubra nuevamente éstos espacios, tal como se encontró en los estudios de Miller *et al.*, (2002) y Aronson y Percht (2001) en Florida y Belize respectivamente.

El dominio de coral muerto ha sido registrado en otras partes del mundo y se ha atribuido a sucesos de origen biótico como blanqueamiento, enfermedades coralinas, sobrecrecimiento algal. Igualmente se ha demostrado que el coral muerto también tiene origen abiótico por causas como huracanes, sedimentación; así como origen de tipo antrópico como eutrofización, sobrepesca y turismo (Hughes, 1989; Becerra *et al.*, 1998; Wilkinson, 1999; Reaser *et al.*, 2000; Barber *et al.*, 2001; McCook *et al.*, 2001; Richard *et al.*, 2001; Andrefouet *et al.*, 2002; Moreno- Bonilla, 2002; Pandolfi *et al.*, 2003). Todos estos factores (bióticos, abióticos y antrópicos) han generado mortandad coralina y una consecuente liberación de espacio (sustrato) (McCook *et al.*, 2001). Para el área de estudio, desde 1989, se demostró que el porcentaje de coral muerto, representaba más de la mitad de la cobertura total y solo una cuarta parte (22.05%) era coral vivo, cifras que por si solas resumen el alto grado de deterioro del ecosistema arrecifal en esta zona (Alvarado *et al.*, 1989). La dominancia del coral muerto encontrado en la unidad ecológica muestreada en este estudio (31%) puede estar relacionada con dos agentes bióticos de alta distribución que afectan a muchas especies de coral pero en forma particular a *A. palmata* y *A. cervicornis*: eventos de blanqueamiento y enfermedades patógenas como la banda blanca (Garzón- Ferreira y Kielman, 1993). La mortandad presentada en las poblaciones de *Acropora* spp. durante los años 80s se atribuye especialmente a enfermedades (las cuales alteran potencialmente la estructura de las comunidades arrecifales) siendo la enfermedad de la banda blanca la principal promotora del declive en este género. Se presume que ésta enfermedad se debe a una infección bacteriana o patógeno que ataca específicamente la población de *Acropora* spp (Edmund, 2000; Aronson y Precht, 2001; Porter *et al.*, 2001; Garzón Ferreira *et al.*, 2001). Dicha enfermedad llevo al género *Acropora* a su casi desaparición en todo el

Caribe y como parte de este estudio a las poblaciones presentes en Islas del Rosario (Solano *et al.*, 1993). Así mismo, el blanqueamiento ha sido otro de los causantes de la mortalidad en *Acropora* sp (Lesser *et al.*, 1990; Dahlgren, 1992; Solano *et al.*, 1993; Becerra, 1998; Edwards *et al.*, 2001; Santavy *et al.*, 2005). El blanqueamiento coralino se ha ligado a la elevada temperatura del agua, principalmente observado durante eventos como el ENSO (fenómeno del Niño) ya que al incrementar la temperatura del agua los corales tienden a perder las zooxantelas quedando expuestos a una alta radiación UV e infecciones microbianas (Brown, 1997, Aronson *et al.*, 2000; Goreau *et al.*, 2000; Rosas *et al.*, 2005; Sheppard y Nieto-Rioja, 2005). Cuando esta tensión térmica es prolongada e intensa, las comunidades coralinas tienden a morir (Goreau *et al.*, 2000). La decadencia y escasa recuperación de *Acropora* señalan que el estrés ambiental continúa (Werding y Sanchez, 1979 En: Cendales, 1999). Adicionalmente a los efectos ambientales (alta temperatura del agua y eventos de disturbio) y enfermedades (enfermedad de la banda blanca), la poca recuperación de los acropóridos se ha relacionado con su estrategia reproductiva ya que el reclutamiento sexual por parte de estas especies es bajo (Bak y Engel, 1979 En: Vidal *et al.*, 2005; Hughes, 1985 En: Hughes, 1989 & Hughes y Tanner, 2000) y la reproducción asexual (fragmentación) ya no parece ser tan ventajosa ante nuevos eventos de disturbio (Lirman, 2000). Esto se basa en que la baja variabilidad genética resultante de la reproducción asexual pueda haber incrementado la susceptibilidad de las poblaciones de *Acropora* spp ante la enfermedad de la banda blanca (Bak, 1983). Por este motivo la mortalidad sufrida en este género explica en gran parte la dramática pérdida de cobertura coralina y el gran porcentaje de coral muerto en el Caribe (Aronson y Precht, 2000), en particular en la zona de estudio escogida.

El alto porcentaje de cobertura algal encontrada en éste estudio (30%) refleja el deterioro coralino, ya que la alta proliferación de algas se relaciona con fenómenos como la falta de reclutamiento y asentamiento por parte de los corales (McCook *et al.*, 2001). Este fenómeno de dominancia por ocupación de espacio por parte de algas se ha determinado como el mayor impedimento para el mantenimiento,

renovación y estructura de las comunidades coralinas (Bak y Engel, 1979 En: Vidal *et al.*, 2005). Se sabe que en estudios realizados en diferentes arrecifes del mundo, la gran cobertura algal se ha atribuido a que estos organismos son buenos colonizadores, en espacios disponibles originados por mortalidad coralina siendo por este motivo fuertes competidoras de los corales (McCook *et al.*, 2001; Birrel *et al.*, 2005; Márquez & Díaz, 2005; Rodríguez- Ramírez *et al.*, 2005 En: Vega- Sequeda, 2006; Aronson y Precht, 2006), impidiendo el crecimiento de corales adultos y el asentamiento de nuevos reclutas (De la Guardia, *et al.*, 2005; Roger y Miller *et al.*, 2006) En este estudio debido a la resolución de los fotocuadrantes no fue posible llegar hasta el nivel taxonómico de especie, por lo tanto no se puede analizar concretamente el papel específico de cada una de las especies que conforman la categoría algal, ya que los diversos tipos de algas pueden ser indicadoras de múltiples fenómenos (indicadoras de contaminación, de eutroficación, falta de oxígeno, entre otros). Las algas, especialmente de tipo filamentoso, crecen en aguas superficiales actuando como tapón sobre el sustrato, reduciendo el reclutamiento coralino (Birkeland *et al.*, 1981, Pizarro *et al.*, 2007). Además de esto, el sobrecrecimiento algal se ha estimulado por la falta de herbívoros (Smith *et al.*, 2001) como por ejemplo el erizo *Diadema antillarum*, cuya escasez podría explicar en gran medida la abundancia algal. Varios autores afirman que la mortalidad masiva de este erizo permitió un incremento en el cubrimiento de algas y una reducción en la implantación de las larvas de coral (Lessios, 1988; Hughes, 1989; Zea *et al.*, 1998; Alcolado *et al.*, 2001; Macintyre *et al.*, 2005). Otro factor que permite la proliferación algal es la eutroficación del agua. Aunque en este estudio no se tomaron datos de nutrientes, algunas investigaciones han demostrado que la eutroficación es un factor que induce el crecimiento algal (Alcolado *et al.*, 2001; Smith *et al.*, 2001) y como se verá más adelante, es probable que la cercanía a desembocaduras de fuentes de agua continental puedan explicar en parte la cobertura de algas encontrada.

En cuanto al grupo de los corales, cuya cobertura relativa fue del 27% del total, las especies que registraron el mayor porcentaje de cobertura en las estaciones del

PNNCRSB fueron *A. tenuifolia* (20%), *M. annularis* (17%), *P. porites* (17%), *M. faveolata* (12%), *P. astreoides* (10%), *S. siderea* (4%) y *D. labyrinthiformis* (4%). Estos datos de cobertura concuerdan con estudios realizados por Sullivan, *et al.*, (1994) en Caicos Bank y Vidal *et al.*, (2005) en San Andrés y Providencia para Caicos Bank corales adultos y juveniles respectivamente, en los cuales *A. tenuifolia*, *P. astreoides*, *M. annularis*, *P. porites* y *S. siderea* fueron las especies dominantes. Es probable que las estrategias de historia de vida de especies con crecimiento rápido, como *A. tenuifolia* y *Porites* sp faciliten la colonización del espacio vacío luego de un disturbio (Tomascik & Sander, 1987; Smith, 1992; Cendales *et al.*, 2002). El tipo de reproducción y dispersión larval podría tener un efecto notorio en la dominancia de estas especies, ya que la fertilización interna (especies incubadoras de gametos) permite que la larva plánula al momento de ser liberada esté casi desarrollada y su dispersión sea más corta que aquellas especies que liberan gametos al medio, siendo una característica ventajosa para *A. tenuifolia* y *Porites* sp, al facilitar el reclutamiento local de nuevos individuos (Smith, 1992; Aronson *et al.*, 2002). Por otra parte, *A. tenuifolia* posee características en su historia de vida, que favorecen su colonización en la superficie de arrecifes perturbados ya que esta especie es capaz de adaptarse a un amplio rango de condiciones ambientales (luz y marea) en términos de preferencia de hábitat (Wilson y Harrison, 1997; Aronson *et al.*, 1998; Loch *et al.*, 2002). Coincidentalmente desde finales de los 80s se ha evidenciado que *A. tenuifolia* presenta rápido crecimiento poblacional ya que ocupa y crece sobre los escombros de *A. cervicornis*. Por lo tanto, hoy en día se afirma que la cobertura de esta especie incrementa dramáticamente llegando a ser una especie dominante y oportunista en los arrecifes lagunares del Caribe (Sammarco, 1996; Aronson *et al.*, 1998; Loch *et al.*, 2002). En el caso de *Porites* sp, los parches de *Porites* sp que se encuentran hoy en día poseen una distribución cosmopolita siendo abundantes y primordiales en la construcción de los arrecifes en el Caribe y en el área de estudio (Veron, 2000 En: García y Bonilla, 2006). *P. porites* ha sido registrado como una de las especies más tolerantes ante la sedimentación (Brown, 1997 En: Barrios, 2000). Vidal *et al.*, (2005) reportaron a *P. astreoides* como dominante en el área de San Andrés y Providencia, reemplazando a especies dominantes del pasado

(*Acropora* sp). Estos autores argumentan que esta especie se adapta rápidamente a ambientes perturbados, por ejemplo expuestos a huracanes, alta sedimentación y temperatura, e influencia hoy humana (Peters, 1984 En: Barrios, 2000), creciendo en ambientes someros donde en día se encuentran restos de antiguas terrazas de *A. palmata* y *A. cervicornis* (Díaz *et al.*, 1995; Schönwald, 1998, Cendales, 1999; Barrios, 2000; López- Victoria & Díaz, 2000). Lo anterior podría explicar porque *Porites* spp. puede ser dominante en el área de estudio.

Por otra parte especies masivas, de vida larga, con bajas tasa de reclutamiento larval, altas tasas de mortalidad parcial, de crecimiento lento que liberan millones de gametos masivamente, con amplio rango de dispersión y de mayores tasas de fecundidad como *M. annularis*, *S. siderea* y *D. labyrinthiformis* podrían estar mostrando su resistencia a contaminación, sedimentación y abrasión en el Caribe y en el área de estudio (Chia, 1976, En: Shlesinger *et al.*, 1998; Tomascik, 1990; Szmant, 1991; Sánchez *et al.*, 1995; Alvarado *et al.*, 2004). El género *Diploria* es abundante en el Caribe ya que puede crecer en forma de costras para resistir las fuerzas hidrodinámicas y la baja energía lumínica; además posee destrezas rápidas y eficaces para remover partículas de sedimento grueso (Alvarado *et al.*, 1986; Díaz *et al.*, 1996; Pinzón *et al.*, 1998 En: Vega, 2006). De igual forma, el genero *Siderastrea* sp, se considera muy resistente frente a la contaminación, sedimentación y abrasión (Sullivan y Chiappone, 1994; De la Guardia *et al.*, 2001), siendo un género dominante en el Caribe (De la Guardia *et al.*, 2001). Si bien *M. annularis* es frecuente en casi todos los ambientes del arrecife, ha sido la especie dominante en los últimos años, especialmente al aparecer de forma más conspicua ante la ausencia de los acropóridos (Barrios, 2000; Hughes y Tanner, 2000; Rutzler y Macintyre, 1982 En: Cendales *et al.*, 2002). Dado que su éxito se relaciona con una gran capacidad de recuperación y longevidad dadas por su habilidad de autolimpieza, supervivencia en aguas calientes, turbias y eutróficas y de resistir a las fracturas causadas por movimientos relativamente fuertes del agua, es probable que su presencia en la zona se deba a tales características (Dustan, 1975). Historias de vida y morfología mencionadas anteriormente han permitido que *M. annularis*, *S. siderea* y *D.*

labyrinthiformis sean especies dominantes y que se encuentren reemplazando a *A. cervicornis* y *A. palmata* dentro de un hábitat crítico tal como se encontró en este estudio.

Por lo tanto el alto porcentaje de coral muerto, así como la dominancia por parte de algas principalmente de tipo frondoso y la gran cobertura por parte de especies coralinas como *A. tenuifolia*, *Porites* spp. y *Montastraea* spp., no es solamente un fenómeno observado en el área de estudio (PNNNCRSB) si no que se ha evidenciado como un patrón característico en diversos estudios realizados a nivel regional (Gran Caribe), nacional y local (Caribe Colombiano) (Alvarado *et al.*, 1989; Aronson *et al.*, 1998; Aronson y Precht, 2001; Barber *et al.*, 2001; Díaz, 2000; Díaz- Pulido, 2004; Birrel *et al.*, 2005; Vidal *et al.*, 2005; Vega-Sequeda, 2006).

La presencia de las especies vivas de *Acropora* sp fue poco representativa en este estudio, encontrándose en seis de las 28 estaciones muestreadas y en un porcentaje de cobertura que no sobrepasó del 20% de total. *A. palmata* solamente se encontró en la estación de Llantas Somero (San Bernardo) mientras que *A. cervicornis* en una estación de San Bernardo (Tiosolda) y en cuatro estaciones de Corales del Rosario (Barú Montañita, Barú Playita, Barú Santo y Caribarú). A la luz de estos resultados *A. palmata* está mucho más reducida en el Parque que *A. cervicornis*, lo cual no concuerda con el estado de conservación en los que han sido clasificados estas dos especies (riesgo y riesgo crítico respectivamente) (Ardila *et al.*, 2002). Sin embargo este resultado puede deberse al área en la que se muestreó, ya que en un trabajo conexo a este, Giraldo (en preparación) reporta un mayor número de individuos de *A. palmata* que de *A. cervicornis* cuando se tuvo en cuenta no solo los transeptos de banda sino un área de 20 metros de radio alrededor del transepto. Lo que si muestra el porcentaje de cobertura de estas dos especies es una alta dominancia de escombros conformados principalmente por esqueletos de *A. palmata*, *A. cervicornis*, *P. porites*, y *Agaricia tenuifolia*, los cuales se encuentran cubiertos por una gran variedad de algas. Este mismo patrón fue encontrado por Díaz *et al.*, (2000) en algunos arrecifes del Caribe colombiano. Las colonias de *A. cervicornis* (muertas en

posición de vida) que fueron devastadas por la enfermedad de la banda blanca generalmente colapsan debido al debilitamiento de los esqueletos, dejando como resultado grandes campos de escombros de *A. cervicornis* (Aronson y Precht, 1998). *A. palmata* es más robusta, y las partes muertas que permanecen en posición de vida perduran en ésta posición por largos periodos de tiempo (Bothwell, 1981; Hubbard *et al.*, 1991 En: Aronson y Precht, 1998) por este motivo se esperaría encontrar más colonias muertas en posición de vida de *A. palmata* que de *A. cervicornis* lo que no concuerda con los resultados de este estudio. Es importante notar que los esqueletos muertos en posición de vida de estas dos especies sólo se encontraron en siete estaciones y en cuatro de esas mismas estaciones se encontraron colonias vivas de *A. palmata* y *A. cervicornis*. Esto puede explicarse debido a que las especies del género *Acropora* sp pueden crecer sobre sus propios escombros. Jordan (1992 En: García *et al.*, 1995) registró que las colonias de *A. palmata* colonizan esqueletos de la misma especie, siendo predominantemente formas de láminas vivas que crecen como respuesta morfológica a un sustrato altamente favorable.

Llantas Somero (SB) y Palo Profundo presentaron *A. palmata* muerto en posición de vida. Mangle, Barú Montañita, Barú Playita, Palo Profundo y Tiosolda presentaron esqueleto coralino de *A. cervicornis*. La estación de Llantas Somero presentó tanto colonias vivas como esqueleto de *A. palmata*, así mismo Barú Montañita, Barú Playita y Tiosolda presentaron especies vivas como colonias muertas de *A. cervicornis*. Este resultado es bien importante a la hora de tomar decisiones de manejo, ya que de considerarse la protección de especies focales amenazadas, estas zonas con especies muertas en posición de vida con colonias vivas deberían ser tomadas en cuenta.

En general la unidad y la comunidad son homogéneas en toda la extensión estudiada, en cuanto a la cobertura de los dos grupos dominantes (sustrato no vivo y algas) en San Bernardo y Corales del Rosario. Es importante señalar que en San Bernardo existen algunos tensores que están influenciando la degradación coralina, como son la pesca con dinamita (tanto por pescadores del Archipiélago como por pobladores de

provincias cercanas), el incremento de la presión turística (Florez y Etter, 2003) y las descargas de aguas continentales principalmente por la influencia del Río Sinú, lo cual indica que la comunidad del Archipiélago se encuentra en un proceso de reemplazamiento o de sucesión: algas por corales (Díaz *et al.*, 2000; Berrugas y Rincón En: Gonzáles & Ortega, 1995). Corales del Rosario, a su vez, es considerado un sistema natural intervenido y degradado en términos de sostenibilidad por lo tanto ha sido considerado área crítica (Becerra *et al.*, 1998). Los principales factores que sufren las comunidades arrecifales en esta región también son la sobrepesca, contaminación y sedimentación, propiciada en gran parte por vertimientos del Canal del Dique generando mortandades masivas del coral (Alvarado *et al.*, 1986; Díaz *et al.*, 2000). Otra de las razones que explica la poca diferencia en la composición de las comunidades bénticas entre las dos zonas del Parque puede deberse a que el área en donde se realizó el muestreo es la unidad ecológica Alga sobre escombros, constituyéndose un ambiente homogéneo, siendo las algas el componente principal de estas unidades. Probablemente si la zona de muestreo hubiese sido realizada en ambientes más heterogéneos es decir en otra(s) unidad(es) ecológica(s) como corales mixtos y (Díaz *et al.*, 2000) podría haberse observado una mayor diferenciación entre zonas y tal vez otro patrón de estructura y composición en las comunidades bénticas si se observan otras unidades ecológicas.

Por último, la diversidad presentada el grupo de los corales reveló que la estación que presentó la mayor diversidad y riqueza de individuos fue PP (24 especies), la cual también se caracterizó por ser la única estación que presentó tanto esqueleto de *A. cervicornis* como coral muerto de *A. palmata*. PP se encuentra ubicado muy cerca de las Islas de Barú (Figura 2). Así mismo *A. cervicornis* viva se encontró en tres estaciones ubicadas en esta misma región (BM, BP y BS). Esto puede estar relacionado con el menor impacto de eutroficación y sedimentación generado en la zona de Barú (eutroficación y sedimentación generada por aguas turbias provenientes del Canal del Dique) (Barrios, 2000), ya que su localización privilegiada con respecto al régimen de vientos y corrientes, i.e. la corriente generada por los vientos Alisios, ni la contracorriente de Panamá generada por el debilitamiento de los Alisios llegan a

esta zona, (Alvarado *et al.*, 1989; Díaz *et al.*, 2000) haciendo que algunos impactos de tipo antrópico sean menores, por lo que podría pensarse que las especies que allí existen logren un mejor desarrollo. Llantas Somero fue una de las estaciones más diversas de San Bernardo ($H' = 1,85$) y a su vez fue la única zona del Parque donde se reportó *A. palmata*, por lo que podría pensarse que en San Bernardo el impacto de fuentes terrestres es más bajo, indicando un menor impacto por sedimentación, siendo propicio para especies ramificadas tales como *A. palmata* (Barrios, 2000).

Con los resultados de este estudio no se puede afirmar que la estructura y composición de la comunidad que se ha venido desarrollando en la unidad algas sobre escombros pueda ser utilizada como indicador de hábitat crítico ya que no existen referentes o investigaciones de años anteriores en las estaciones muestreadas. Sin embargo lo que aquí se está presentado puede ser una base para mirar si con un adecuado manejo, como con el cierre de estaciones específicas, se pudiera mantener el hábitat en aquellos sitios donde aún existe *A. palmata* y *A. cervicornis*.

Dado que las poblaciones de *Acropora* se encuentran en peligro de extinción (Ardila *et al.*, 2002), es importante que las estaciones (LS, Ts, BM, BP, BS, Cb) sean incluidas en programas de monitoreo. Así mismo es importante realizar control y programas de protección en PP al ser la estación más diversa del área de estudio y ser a su vez la única estación en donde existen colonias tanto de *A. palmata* como de *A. cervicornis* muertas en posición de vida.

CONCLUSIONES

- Las mortandad presentada en las población de *A. palmata* y *A. cervicornis* ha modificado la comunidad asociada a estas especies, mostrándo por lo tanto un patrón característico de sucesión secundaria en dicha comunidad. Debido a la decadencia de los acropóridos, así como a condiciones ambientales perturbadoras en la unidad de estudio, el mayor porcentaje de cobertura estuvo dado por coral muerto (31%) seguido del componente algal, por lo tanto se considera esta zona como hábitat crítico.
- El grupo algal ha venido siendo el grupo dominante y oportunista en todas las estaciones del PNNCRSB, debido a múltiples factores como mortandad coralina, eutrofización, perdida de herbívoros, entre otros, lo que coincide con la situación actual de los arrecifes en el Caribe.
- La comunidad coralina asociada parece ser generada por sucesión secundaria ya que especies con ventajas morfológicas y de su historia de vida como *A. tenuifolia*, *P. porites*, *P. astreoides*, *M. annularis*, *M. faveolata*, *S. siderea* y *D. labyrinthiformis* crecen sobre escombros de *A. palmata* y *A. cervicornis*.
- Se identificaron seis estaciones que conservan poblaciones de *Acropora*, siendo *A. palmata* encontrada únicamente en Llantas Somero. *A. cervicornis* se localizó en cinco estaciones (Tiosolda, Barú Montañita, Barú Playita, Barú Santo y Caribarú), lo que puede deberse a la localización de estas estaciones ya que el complejo de Barú presenta un régimen privilegiado frente a vientos y corrientes. LS se ubica en San Bernardo en donde el impacto generado por sedimentación puede ser menor, debido a que en el Archipiélago de SB las fuentes terrestres están más alejadas de la porción marítima.
- Las estaciones del Archipiélago de San Bernardo y de Corales del Rosario no presentaron grandes diferencias en la composición y estructura de la

comunidad, hecho que puede relacionarse con la zona de muestreo, unidad ecológica algas sobre escombros, constituyéndose en un ambiente homogéneo, en donde el componente principal de ésta unidad son las algas y escombros de *A. palmata* y *A. cervicornis*.

- La composición y estructura de las comunidades asociadas a las poblaciones donde existe o existió *A. palmata* y *A. cervicornis* no puede ser tomada como indicador de hábitat ya que no se tienen estudios anteriores sobre el estado de dicha comunidad en las mismas estaciones muestreadas; por lo tanto es necesario hacer un seguimiento y realizar futuras investigaciones sobre la misma unidad ecológica y áreas de muestreo. Pero la comunidad que se esta generando por sucesión secundaria si podría ser indicador de hábitat critico en un futuro.
- El complejo de Barú presentó la zona más diversa (PP) así como una de las zonas donde se encontró *A. cervicornis*; probablemente su ubicación geográfica ha favorecido el desarrollo de las áreas coralinas, en la que el impacto como el canal del Dique y contaminación no ha sido tan relevante en estas zonas.
- Las especies *A. palmata* y *A. cervicornis* no dependen de acciones de manejo, sin embargo estas acciones de manejo pueden evitar estrés adicional favoreciendo a estas especies y su comunidad asociada.

RECOMENDACIONES

- Realizar estudios futuros en áreas heterogéneas (diversas unidades ecológicas) para conocer si realmente existen diferencias entre el Archipiélago de San Bernardo y Corales del Rosario.
- Preservar e implementar programas de conservación en las áreas donde se encontraron poblaciones de *Acropora* spp. así como en las estaciones que presentaron alta diversidad de especies coralinas.
- Ya que en muchas investigaciones la estructura y composición de la comunidad es tomada como indicadora del estado en que se encuentra en un hábitat, es indispensable desarrollar monitoreos en el área de estudio y observar los cambios que va presentando dicha comunidad en el tiempo.
- Para identificar las razones que han llevado al deterioro coralino sería necesario establecer concretamente los factores antrópicos o ambientales que afectan las comunidades en el PNNCRSB, para así tomar acciones de manejo que permitan mitigar el impacto de los factores que puedan ser tratados como pesca con dinamita, nutrificación, turismo, etc.

BIBLIOGRAFIA

- Alcolado, P.; Claro-Madruga, R.; Martínez-Danaras, B.; Parrado-García P; Cantelar, K.; Hernández, M.; Del Valle, R. 2001. Evaluación ecológica de los arrecifes coralinos del Oeste de Cayo Largo del Sur, Cuba: 1998-1999. Bol. Inv. Mar. Cost. 30: 109-132p.
- Alvarado, E.; Duque, F.; Flores, L y Ramírez, R. 1986. Evaluación cualitativa de los arrecifes coralinos. Boletín Ecotrópica: Ecosistemas tropicales. 15: 1-30p.
- Alvarado, E; Pinilla, G y León, T. 1989. Plan de Manejo. Parque Nacional natural Corales del Rosario. 1: 215p.
- Alvarado, E.; García, R. y Acosta, A. 2004. Sexual reproduction of the reef-building coral *Diploria labyrinthiformis* (Scleractinia: Faviidae), in the Colombian Caribbean Rev. Biol. Trop. 52 (4): 859-868p.
- Andrade, C.A. 1993. Análisis de la velocidad del viento en el Mar Caribe. Bol. Cient. CIOH. 13:33-43p.
- Andrefouet, S. Mumby, P.; McField, M. Muller-Karger, F. 2002. Revisiting coral reef connectivity. Coral Reefs. 21: 43–48p.
- Ardila, N.; Navas, G. R. y Reyes, J. 2002. Libro rojo de invertebrados marinos de Colombia. Bogotá, Colombia: INVEMAR y Ministerio del Medio Ambiente. La serie de Libros Rojos de Especies Amenazadas de Colombia. 180p.

- Aronson, R.; Precht, W. y Macintyre, L. 1998. Extrinsic control of species replacement on a Holocene reef in Belize: the role of coral disease. *Coral Reef*. 17:223-230p.
- Aronson, R.; Precht, W.; Macintyre, I. y Toscano, M. 2000. Coral bleach out in Belize. *Nature*. 405: 36p.
- Aronson, R.; Precht, W.; Toscano, M. y Koltjes, K. 2002. The 1998 bleaching event and its aftermath on a coral reef in Belize. *Marine Biology* 141: 435-447p.
- Aronson, R. y Precht. W. 2001. White-band disease and the changing face on Caribbean coral reef. *Hidrobiologia*. 460: 25-38p.
- Aronson, R. y Precht. W. 2006. Conservation, precaution, and Caribbean reefs. *Coral reefs*. DOI 10.1007/s00338-006-0122-9.
- Bak, R.P. 1983. Neoplasia, regeneration and growth in the reef-building coral *Acropora palmata*. *Marine Biology*. 77: 221-227p.
- Barber, T.; Hilting, A. y Hayes, M. 2001. The Changing Health of Coral Reefs. *Human and Ecological Risk Assessment*: 7 (5): 1255-1270p.
- Barrios, L.M. 2000. Evaluación de las principales condiciones de deterioro de los corales pétreos en el Caribe Colombiano. Universidad Nacional de Colombia. Facultad de Ciencias. Postgrado en Biología. 149p.
- Becerra, J.; Garay, J.; Mendoza, A.; Pedraza, R y Vélez, M. 1998. Propuesta metodológica para el diagnóstico ambiental de Áreas Insulares como base para su ordenamiento territorial, estudio de caso: Archipiélago Islas del Rosario. Pontificia Universidad Javeriana. Tesis de Maestría.

- Begon, M.; Harper J. y Townsend C. 1995. *Ecología: individuos, poblaciones y comunidades*. Ediciones Omega. 886p.
- Berteness, D.M y Leonard H.G. 1997. The role of positive interactions in communities: lessons from intertidal habitats. *Ecology*. 78(7) 1976-1989 p.
- Birkeland, C.; Rowley, D y Randall, R. 1981. Facilitation of coral recruitment patterns at Guam. *Proceeding of the 4th International Coral Reef Symposium, Manila*. 2: 339-344p.
- Birrell, C.; McCook, L. y Willis, B. 2005. Effects of algal turfs and sediment on coral settlement. *Marine Pollution Bulletin* 51: 408- 414p.
- Bothwell, A. 1981. Fragmentation, a means of a sexual reproduction and dispersal in the coral genus *Acropora* (Scleractinia: Astrocoeniida: Acroporidae). A preliminary report. *Proceedings of the Fourth International Coral Reef Symposium*.
- Brown, B. 1997. Coral bleaching: Causes and consequences. *Coral Reef*. Vol. 16: 129- 138p.
- Carvajal, D.A.; Bustamante, G. y Tutusaus K. 2005. Modelo de planificación para un sistema representativo de Áreas Marinas Protegidas para el Caribe continental colombiano. Universidad de las Palmas de la Gran Canaria. Apartes del Capítulo 4 y 5 de la tesis de MSc. 42-139 p.
- Castaño, E. 2002. Evaluación histórica de algunas condiciones ecológicas influyentes en la estructura actual de las principales formaciones coralinas presentes en el Área de Santa Marta y Parque Nacional Natural Tayrona,

Caribe Colombiano. Anteproyecto de trabajo de Grado, Universidad Jorge Tadeo Lozano. 37p.

- Cendales, M.H. 1999. Cartografía, composición y estado actual de los biotopos marinos arrecifales de Isla Rosario, Isla Barú y de los bajos intermedios del Archipiélago del Rosario. Trabajo de grado. Facultad de Ciencias. Universidad Nacional. 118p.
- Cendales, M.H.; Zea, S. y Diaz J.M. 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): 497-510p.
- Connell, J. 1978. Diversity in tropical rain forest and coral reef. *Science.* 199: 1302-1310p.
- Connell J. 1980. Diversity and coevolution of competitors or the ghost of competition past. *OIKOS.* 35: 131-138p.
- Connell J.; Hughes, P. y Wallace, C. 1997. A 30 year study on coral abundance, recruitment, and disturbance at several scales in space and time. *Ecological Monographs.* 67(4): 461- 488p.
- Connell H.V. y Karlson R. H. 2000. Coral species richness: ecological versus biogeographical influences. *Coral reefs* 19: 37-49p.
- Dahlgren, E. 1992. Recolonization patterns of *Acropora palmata* in a marginal environment. *Bulletin of Marine Science.* 51(11): 104-117p.
- De la Guardia, E.; Gonzáles, P. y Trelles J. 2001. Macrobentos del arrecife coralino adyacente al Río Almendares, Habana, Cuba *Rev. Invest. Mar.* 22(3): 167-178p.

- DeVanter, L.M; De'ath, G.; Turak, E. Done. T.J. y Fabricus, K.E. 2006. Species richness and community structure of reef-building corals on the nearshore Great Barrier Reef. *Coral Reef*. 25:329-340 p.
- Díaz, J. M.; Garzón-Ferreira, J y Zea S. 1995. Los arrecifes coralinos de la isla de San Andrés, Colombia: Estado actual y perspectivas para su conservacion. Academia de Ciencias exactas, físicas y naturales. Ed. Guadalupe limitada. 149p.
- Díaz, J. M.; Díaz G.; Garzón-Ferreira, J.; Geister, J.; Sánchez, J. y Zea, S. 1996. Atlas de los Arrecifes coralinos del Caribe colombiano. Complejos arrecifales. Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras" José Benito Vives de Andrés" INVEMAR. Santa Marta. 83p.
- Díaz, J. M.; Barrios, L. M.; Cendales, M. H.; Garzón, J.; Geister, J.; López, M.; Ospina, G. H.; Parra, F.; Pinzón, J.; Vargas, B.; Zapata, F. A. y Zea, S. 2000. Áreas coralinas de Colombia. Santa Marta, Colombia. INVEMAR. Serie de Publicaciones Especiales No. 5. 176 p.
- Díaz-Pulido, G.; Sánchez J.A.; Zea, S.; Díaz, J.M. y Garzón J. 2004. Esquemas de distribución espacial en la comunidad bentónica de arrecifes coralinos continentales y oceánicos del Caribe colombiano. *Rev. Acad. Colomb. Cienc.* 28(108): 337-347p.
- Digby, P.G.N. y Kepton, R.A. 1994. Multivariate analysis of ecological communities. Ed. Chapman & Hall 206p.
- Dustan, P. 1975. Growth and form in the reef- building coral *Montastrea annularis*. *Marine Biology*. 33: 101-107p.

- Edmunds, P. 2000. Recruitment of scleractinians onto the skeletons of coral killed by black band disease. *Coral Reef*. 19: 69-74p.
- Edwards, J.; Clark, S.; Zahir, J.; Rajasuriya, A.; Naseer, A.; y Rubens, J. 2001. Coral Bleaching and Mortality on Artificial and Natural Reefs in Maldives in 1998, Sea Surface Temperature Anomalies and Initial Recovery *Marine Pollution Bulletin*. 42(1): 7- 15p.
- Florez, C y Etter, A. 2003. Caracterización ecológica de las Islas Mucura y Tintinan, Archipiélago de San Bernardo. *Rev. Acad. Coloma. Cienc.* 27(104): 343-356p.
- Fonseca, A. 1999. A rapid assesment at Cahuita National Park, Costa Rica, 1999 (Part 1: Stony corals and algae). 249- 257p.
- García, R, Alvarado, E y Acosta, A. 1995. Regeneración de colonias y trasplante de fragmentos de *Acropora palmata* (Cnidaria: Scleractinia) en el Parque Nacional Natural Corales del Rosario, Caribe Colombiano. *An. Inst. Invest. Mar. Punta Betín*. 24: 5-21p.
- García, D y Bonilla, H. 2006. Variaciones temporales en la regeneración de lesiones de dos morfotipos de *Porites panamensi*. *Ciencias Marinas*. 32: 187-194p.
- Garzón-Ferreira, J.; Gil-Agudelo, D.; Barrios, L. y Zea, S. 2001. Stony corals disease observed in southestern Caribbean reefs. *Hidrobiología*. 460: 65-69p.
- Garzón-Ferreira, J.; Moreno-Bonilla, M. y Valderrama-Velásquez J. M. 2004. Condición Actual de las Formaciones Coralinas de *Acropora palmata* y *A. cervicornis* en el Parque Nacional Natural Tayrona (Colombia). *Bol. Invest. Mar.Cost.* No 33: 117-136 p.

- Garzón- Ferreira, J y Kielman, M. 1993. Extensive mortality of corals in the Colombian Caribbean during the last two decades. Instituto de Investigaciones Marinas de Punta Betín. Santa Marta. Colombia. 15 -22p.
- Giller, P. S. 1984. Community structure and the niche. Ed. Chapman y Hall. 176p.
- Giraldo, A.M. 2007. Abundancia, estructura de tallas y mortalidad de las poblaciones locales de *Acropora cervicornis* (Lamarck, 1986), *Acropora palmata* (Lamarck, 1816) y *Diploria labyrinthiformis* (Linneaus, 1758) en la unidad ecologica algas-escombros del Parque Nacional Natural los Corales del Rosario y San Bernardo (PNNCRSB) Área Marina Protegida de Colombia. Trabajo de Grado. Biología Marina. Universidad Jorge Tadeo Lozano. 130p.
- Goreau,T.; McClanahan, T.; Hayes, R. y Strong, A. 2000. Conservation of coral reef after the 1998 global bleaching. Conservation biology. 14(1): 5-15p.
- Gonzáles, A y Ortega, J. 1995. Estructura y composición de la comunidad macroalgal en el sistema arrecifal coralino del Archipiélago de San Bernardo. Caribe Colombiano. Trabajo de grado. Facultad de Biología Marina. Universidad Jorge Tadeo Lozano. 68p.
- Gonzáles, C. 2006. Tratamiento de datos. Universidad de Vigo. 356p.
- Guzmán, H.M y Cortes, J. 1989. Coral reef community structure at Caño Island, Pacific Coast of Costa Rica. Mar. Ecol. 10: 23-41p.
- Hacker D. S. y Gaines D. S. Some implications of direct positive interactions for community species diversity. Ecology 78(7): 1990-2003 p.

- Hobbs, R. y Huenneke L. 1992 Disturbance, diversity, and Invasion: implications for conservation. *Conservation biology*. 6: 324- 337p.
- Hughes, T. 1989. Community structure and diversity of coral reef. *Ecology*. 70: 275-279p.
- Hughes T. y Tanner, J. 2000. Recruitment failure, life histories, and long term decline of Caribbean corals.
- Huston, M. Variation in coral growth rates with depth at discovery bay, Jamaica. *Coral Reef*. 19: 19-23p.
- Hutchinsons, G.E. 1978. An introduction to population biology. Yale University Press, New Haven and London.
- Idjadi, J.; Lee, S.; Bruno, J.; Precht, W.; Allen-Requa, A. y Edmundo, P. 2006. Rapid phase-shift reversal on a Jamaican coral reef. *Coral Reef*. DOI 10.1007/s00338-006-0088-7.
- INVEMAR-UAESPNN-CARDIQUE-EPA CARTAGENA, 2003. "Modelo de desarrollo sostenible para los Archipiélagos del Rosario y San Bernardo". Resolución 456-03. Cartografía e Informe Técnico. 256p + anexos. Santa Marta (Colombia).
- Jackson, J. C. 1991. Adaptation and diversity of reef corals. *BioScience*. 41: 475-482p.

- Kerfoot WC, Sih A. 1987. Predation: Direct and Indirect Impacts on Aquatic Communities. University Press of New England, Hanover, NH, USA. 224p.
- Krebs, J.C. 1985. Ecología. Estudio de la distribución y abundancia. Industria Editorial Mexicana 1985. 683 p.
- Krebs, C. 1999. Ecological methodology. Ed. Addison-Welsey Educational Publishers, Inc. 2nd.ed. 581p.
- Laboy- Nieves, E.; Klein, E.; Conde, J.; Losada, F.; Cruz, J y Bone, D. 2001. Mass mortality of tropical marine communities in Morrocoy, Venezuela. Bulletin of Marine Science. 68(2):163-179 p.
- Lasker, H. y Coffroth, M. Response of clonal reef taxa to environmental change. Amer. Zool. 39: 92- 103p.
- Lesser, M.; Stochaj, W.; Tapely, D y Shick, J. 1990. Bleaching in coral reef anthozoans: effects of irradiance, ultraviolet radiation, and temperature on the activities of prooxidative enzymes against active oxygen. Coral Reef. 8(4): 225- 232p.
- Lessios, H. 1988. Mass mortality of *Diadema antillarum* in the Caribbean: What Have We Learned? Annual review of ecology and systematics. 19: 371-393p.
- Lewis, J. Settlement and growth factors influencing the contagious distribution of some Atlantic reef corals. Proceeding of the Second International Coral reef Symposium. Great barrier Reef Committee, Brisbane. 2: 201- 206p.

- Lirman, D. 2000. Fragmentation in the branching coral *Acropora palmata* (Lamarck): growth, survivorship, and reproduction of colonies and fragments. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 251: 41–57p.
- Loch, K.; Loch, W.; Schuhmacher, H. y See, W. 2002. Coral recruitment and regeneration on a Maldivian Reef 21 months after the coral bleaching event of 1998. *Marine Ecology*. 23 (3): 219-236p.
- López-Victoria, M. y Díaz, J. M. 2000. Morfología y estructura de las formaciones coralinas del Archipiélago de San Bernardo, Caribe colombiano. *Rev. Acad. Colomb. Cienc.* 24(91): 219-230 p.
- Ludwig, A. J. y Reynolds, F.J. 1988. *Statistical Ecology: a primer on methods and computing*. A Wiley- Interscience Publication. 337p.
- Macintyre, L.; Glynn, P. y Hinds, F. 2005. Evidence of the role of *Diadema antillarum* in the promotion of coral settlement and survivorship. *Coral reef*. 24: 273p.
- Marcos, P. 2005. Conservando nuestros paraísos marinos. Propuesta de Red Representativa de Áreas Marinas Protegidas en España. 1-27p.
- McCook, L.; Jompa, J y Díaz- Pulido, G. 2001. Competition between corals and algae on coral reefs: a review of evidence and mechanism. *Coral Reef*. 19: 400-417p.
- Magurran, A.E. 1987. *Ecological diversity and its measurement*. Princeton, Nueva Jersey.
- Margalef, R. 1969. Diversity and stability: A practical proposal and model of interdependence. *Brookhaven Symposia in Biology*. 22: 25-37 p.

- Martínez, S. y Acosta, A. 2005. Cambio temporal en la estructura de la comunidad coralina del área de Santa Marta- Parque Nacional Natural Tayrona (Caribe colombiano). Bol. Invest. Mar. Cost. 34: 161- 191p.
- Márquez, J. y Díaz, J. 2005. Interacciones entre corales y microalgas: dependencia de las especies involucradas. Bol. Invest. Mar. Cost. 34: 227-242p.
- Magurran, E. A. 1983. Ecological diversity and its measurement. Ed. Chapman and Hall. 179 p.
- Miller, M; Weil, E. y Swmant, A. 2006. Coral recruitment and juvenile mortality as structuring factors for reef benthic communities in Biscayne Natural Park, USA. Coral Reef. 19: 115-123p.
- Miller, M.; Bourquer, A. y Bohnsack, J. 2002. An analysis of the loss of acroporid corals at Looe Key, Florida, USA: 1983–2000. Coral reef. 21:179-182p.
- Ministerio del Medio Ambiente (MMA). 1996. Resolución No.1425. “Por la cual se realindera el Parque Nacional Natural Los Corales del Rosario y se modifica su denominación”.
- Moreno- Bonilla, M. y Valderrama J. M. 2002. Estado actual y crecimiento de las especies coralinas *Acropora palmata* (Lamarck) Veron, 200 y *Acropora cervicornis* (Lamarck) Veron, 2000 en el parque Nacional Natural Tayrona, Caribe Colombiano. Trabajo de Grado. Facultad de Biología Marina. Universidad Jorge Tadeo Lozano. 110p.

- Myers, A.A. y Giller, P.S. 1988. Analytical Biogeography: an integrated approach to the study of animal and plant distribution. Ed. Chapman y Hall. 578p.
- Odum, E. 1972. Ecología. Ed. Interamericana. Tercera edición. 639p.
- Ordóñez, M.S. 2004. Variación en la estructura de la comunidad de corales hermatípicos juveniles entre arrecifes continentales (Isla grande e Isla fuerte) y oceánicos (San Andrés y Providencia), Caribe colombiano. Trabajo de grado. Departamento de Biología, Universidad Javeriana 136p.
- Osman, R.W. 1977. The establishment and development of a marine epifaunal community. *Ecological Monographs*. 47: 37-63p.
- Paine, R. 1966. Food webs complexity species diversity. *The American Naturalist*. 100: 851-886p.
- Pandolfi, J.; Bradbury, R.; Sala, E.; Hughes, T.; Bjorndal, K.; Cooke, R.; McArdle, D.; McClenachan, L.; Newman, J.; Paredes, G.; Warner, R y Jackson, J. 2003. Global trajectories of the long-term decline of coral reef ecosystems. *Science*. 301: 955-958p.
- Phongsuwan, N. y Chansang, H. 1992. Assessment of coral communities in the Andaman Sea (Thailand). *Proceeding of the Seventh International Coral Reef Symposium, Guam*. 1: 114- 121p.
- Pizarro, V.; Polania, J. y Thomason, J. 2007. Recruitment and juvenile survivorship of brain corals at San Andres Island, Western Caribbean Sea. *Cah. Biol. Mar.* 48:113-199p.

- Pomeroy, R.S.; Parks, J.E. y Watson, L. M. 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.
- Porter, J.W. 1974. Community structure of coral reef on opposite sides of the Isthmus of Panama. *Science*. 186: 543-545p.
- Porter, J.; Dustan P.; Jaap, W.; Patterson, K.; Kosmynin, V.; Meier, O.; Patterson, E. y Parsons, M. 2001. Patterns of spread of coral disease in the Florida Keys. *Hydrobiologia*. 460:1-24p.
- Pujos, M. J.; Pagliardini, L.; Steer, R.; Vernet, G. y Weber, O. 1986. Influencia de la contracorriente norte colombiana para la circulación de las aguas en la plataforma continental: Su acción sobre la dispersión de los efluentes en suspensión del Río Magdalena. *Boletín Cient. CIOH*. 6:3-15p.
- Ramírez, A. 1999. *Ecología aplicada: Diseño y análisis estadístico*. Fundación Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano. Colección Ecología. 325p.
- Reaser, J.; Pomeroy, R. y Thomas, P. 2000. Coral bleaching and global climate change: scientific findings and policy recommendations. *Conservation biology*. 14(5): 1500- 1511p.
- Richard, T.; Hilting, A. y Hayes, M. 2001. The Changing Health of Coral Reefs. *Human and Ecological Risk Assessment*: 7 (5):1255-1270p.
- Ricklefs, R.E. 1998. *Invitación a la ecología*. Cuarta edición. Ed. Panamericana. 692p.

- Robert, C. 2001. Primer v5 (plymouth routines in multivariate ecological research): user manual/tutorial. Ed. Plymouth. 91p.
- Rogers, C y Miller, J. 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: 103-114p.
- Rosas, P.; Carriquiry, J. y Magana, A. 2005. Reclutamiento de *Porites* (Scleractina) sobre sustrato artificial en arrecifes afectados por el Niño 1997-1998 en Bahía de banderas, pacifico mexicano. *Ciencias Marinas.* 31: 103-109p.
- Roughgarden, J.; May, R.M. y Lenn, S.A. 1989. Perspectives in ecological theory. Ed. Princeton University Press. 203- 225p.
- Sánchez, J.A. 1995. Benthic communities and geomorphology of the Tesoro Island coral reef, Colombian Caribbean. *An. Inst. Invest. Mar. Punta Betin* No. 24: 55-77p.
- Sammarco, P. 1996. Comments on coral reef regeneration, bioerosion, biogeography, and chemical ecology: future directions. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology.* 200: 135-168p.
- Santavy, D.; Summers J. Engle, V. y Harwell, L. 2005. The condition of coral reefs in the South Florida (2000) using coral disease and bleaching as indicators *Environmental Monitoring and Assessment.* 100: 129–152p.
- Schonwald, N. 1998. Distribución y composición de los hábitats marinos asociados a las estructuras arrecifales del Área de isla Grande, Archipiélago del Rosario, Caribe Colombiano. Trabajo de grado. Universidad de los Andes. Departamento de Biología. Bogota. 87p.

- Sebens, K. 1994. Biodiversity of coral reef.: What are the losing and why? Amer. Zool. 34: 115-133p.
- Sheppard, C y Rioja-Nieto, R. 2005. Sea surface temperature 1871–2099 in 38 cells in the Caribbean region. Marine Environmental Research. 60: 389-396p.
- Shlesinger, Y.; Goulet, T y Loya, Y. 1998. Reproductive patterns of scleractinian corals in the northern Red Sea. Marine Biology. 132: 691- 701p.
- Smith, J. E.; Smith, C.M y Hunter, C.L. 2001. An experimental analysis of the effects of herbivory and nutrient enrichment on benthic community dynamics on a Hawaiian reef. Coral Reef. 19: 332-324p.
- Solano, D.; Navas, G. y Moreno, S. 1993. Blanqueamiento Coralino de 1990 en el Parque Nacional Natural Corales del Rosario. An. Inst. Invest. Mar. Punta Betín No. 22: 97-111 p.
- Soto, C.E. y Buitrago, V.T. 2006. Estructura de la comunidad de macroinvertebrados bioerosionadores y fauna asociada a esqueletos de corales masivos *Diploria strigosa* (Dana, 1984), *Montastrea cavernosa* (Linnaeus) y el complejo *M. annularis -favolata-franksi* (Ellis y Solanger, 1786; Gregory, 1985) en la Bahía de Gaira. Caribe Colombiano. Tesis de Grado. Facultad de Ciencias Naturales. Universidad Jorge Tadeo Lozano. 74p.
- Stiling, P. 1999. Ecology: Theories and applications. 3rd. Ed. Prentice-Hall. 615p.
- Strong, D.; Simberloff, D.; Abele, L. y Thistle, A. 1994. Communities: conceptual issues and evidence. Ed. Princenton University Press.

- Sullivan, K.; Chiappone, M. y Lott, C. 1994. Abundance patterns of stony corals on the platform margin reefs of the Caicos Bank. 1(3): 2-11p.
- Syms, C. y Jones G. 2000. Disturbance habitat structure and the dynamics of a coral-reef fish community. Ecology 81(10):2714-2729 p.
- Szmant, A. 1991. Sexual reproduction by the Caribbean reef corals *Montastraea annularis* and *M. cavernosa*. Mar. Ecol. Progr. Ser. 74: 13-25p.
- Tilman, D.; Wedin, D. y Knops, J. 1996. Productivity and sustainability influenced by biodiversity in grassland ecosystem. Nature (London) 379: 718-720 p.
- Tomascik, T. 1990. Growth rates of two morphotypes of *Montastrea annularis* along an eutrophication gradient, Barbados, WI. Marine Pollution Bulletin. 21(8): 376-381p.
- Tomascik, T. y Sander, F. 1987. Effects of eutrophication on reef-building corals. III. Reproduction of the reef-building coral *Porites porites*. Marine Biology. 94: 77-94p.
- Underwood, A. J. y Denley, E.J. 2006. Paradigms, explanations and generalizations in models for the structure of intertidal communities on rocky shores. Department of zoology, School of biological science. The University of Sydney, New South Wales. Australia. 11: 152-197p.
- Vega- Sequeda, J. 2006. Formaciones coralinas del área de Santa Marta: estado y patrones de distribución espacial de la comunidad bentónica. Trabajo de grado. Facultad de Ciencias. Universidad Jorge Tadeo Lozano. 89p.

- Vermeji, M.J. Early life- history dynamics of Caribbean coral species on artificial substratum: the importance of competition, growth and variation in life- history strategy. *Coral Reef*. 25: 59-71p.
- Vidal, A.; Villamil, C. y Acosta, A. 2005. Composición y densidad de corales juveniles en dos arrecifes profundos de San Andrés Isla, Caribe Colombiano. *Bol. Invest. Mar. Cost.* 34: 211-225p.
- Wilkinson, C. 1999. Global and local threats to coral reef functioning and existence: review and predictions. *Mar. Freshwater Res.* 50: 867-878p.
- Wilson, D. S. 1997. Biological communities as functional organized units. *Ecology*. 78(7): 2018-2024 p.
- Wilson, J y Harrison, P. 1997. Sexual reproduction in high latitude coral community at the solitary island, eastern Australia. *Proc 8th Int. Coral Reef Sym.* 1: 533-538p.
- Zacharias, M. y Roff, J. 2001. Use of focal species in marine conservation and management: a review and critique. *Aquatic Conserv: Mar. Freshw Ecosyst.* 11: 59-76 p.
- Zea, S.; Geister, J. y Díaz, J. 1998. Biotic changes in the reef complex of San Andres Island (Southeastern Caribbean Sea, Columbia) occurring over nearly three decades. *Atoll Research Bulletin*. 456: 1-27p.
- Zea, S. 2001. Patterns of sponge (Porifera, Desmospongiae) distribution in remote, oceanic reef complexes of the southwestern Caribbean. *Rev. Acad. Colomb. Cienc.* 25(97): 579-592p.