

ABUNDANCIA, DISTRIBUCIÓN Y COMPOSICIÓN TAXONÓMICA DE CORALES
ESCLERACTINIOS JUVENILES EN FORMACIONES CORALINAS DEL
ARCHIPIÉLAGO DE LAS ISLAS DEL ROSARIO, CARIBE COLOMBIANO

TOMÁS LÓPEZ LONDOÑO

UNIVERSIDAD JORGE TADEO LOZANO
PROGRAMA DE BIOLOGÍA MARINA
FACULTAD DE CIENCIAS NATURALES
SANTA MARTA

2007

ABUNDANCIA, DISTRIBUCIÓN Y COMPOSICIÓN TAXONÓMICA DE CORALES
ESCLERACTINIOS JUVENILES EN FORMACIONES CORALINAS DEL
ARCHIPIÉLAGO DE LAS ISLAS DEL ROSARIO, CARIBE COLOMBIANO

TOMÁS LÓPEZ LONDOÑO

Trabajo de grado para optar al título de Biólogo Marino

Director

DIEGO LUÍS GIL AGUDELO

Biólogo Marino. Ph.D.

Coordinador Biología y Estrategias de Conservación –INVEMAR–

Asesores

RAÚL NAVAS CAMACHO

Biólogo

Investigador Asistente INVEMAR

ADOLFO SANJUAN MUÑOZ

Biólogo Marino M.Sc.

Docente Universidad Jorge Tadeo Lozano

UNIVERSIDAD JORGE TADEO LOZANO

PROGRAMA DE BIOLOGÍA MARINA

FACULTAD DE CIENCIAS NATURALES

SANTA MARTA

2007

AGRADECIMIENTOS

Son numerosas las personas y entidades que han intervenido en el recorrido del ciclo que culmina con la entrega de este documento; han brindado recursos económicos, logísticos y humanos imprescindibles, sin los cuales hubiera sido imposible adquirir la formación académica y personal que conlleva a ser Biólogo Marino.

Quiero agradecer a la Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano, sede Bogotá y Santa Marta, por ser mi centro de educación; porque a través de ella conocí, entendí y relacioné muchos de los componentes físicos y biológicos del majestuoso mundo marino. Igualmente, y más aún, a todos los docentes y personal vinculado, quienes con su conocimiento, orientación y ejemplo fueron pieza clave en este proceso.

Agradezco especialmente a mi director de tesis Diego L. Gil-Agudelo, quién fue gestor de este proyecto y me brindó la oportunidad de participar activamente en su realización; por su apoyo constante, correcciones y reflexiones durante todas las fases de su desarrollo. También a mis asesores de tesis Raúl Navas-Camacho, por los aportes que me hizo como asesor y persona, pero además, por su invaluable ayuda en las extensas, pero muy agradables, jornadas de trabajo en campo; y Adolfo Sanjuán Muñoz, por su indispensable orientación, sugerencias y correcciones, tanto en la fase de formulación del proyecto, como del manejo estadístico de datos y de análisis de la información.

Agradezco al Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras-INVEMAR y su director Capitán de Navío Francisco Arias Isaza, por brindar ese importante espacio tan esencial para el estudio y conocimiento de los recursos naturales y el ambiente marino-costero de Colombia. Igualmente, a todo el personal que labora en esta institución por su calidez y buen ánimo para contribuir en el desarrollo de proyectos. Agradezco especialmente a Edgar Barrios, y en general al personal del SIG, por las imágenes suministradas y la asistencia en la modelación de los resultados obtenidos

en este proyecto. A Javier Reyes y Nadia Santodomingo por su colaboración y sugerencias en la ubicación taxonómica de corales juveniles recolectados; así mismo, por la acertada orientación en los temas estudiados durante mi vinculación al Instituto.

A las entidades incluidas en el Convenio de Colaboración Interinstitucional DRI-090 (ECOPETROL, Unidad Administrativa Especial de Parques Nacionales Naturales Territorial Caribe, CARDIQUE, INVEMAR), porque gracias a sus aportes y diligencias se formuló y cumplió con la realización de este proyecto.

A los funcionarios y voluntarios del Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo que nos acompañaron y asistieron en las salidas de campo; por su gran colaboración, orientación (sobre todo en la elección y localización de los sitios de muestreo) y compañía durante estas jornadas.

A Rafael Vieira, al Centro para la Educación, Investigación y Recreación (Oceanario-CEINER) y a todos sus empleados, por su hospitalidad y por facilitar las instalaciones como base de trabajo durante buena parte de las salidas de campo.

A Valeria Pizarro, Andrés M. Vidal, Alberto Acosta, Elvira Alvarado y Emmanuel Irizarry por sus sugerencias, notas y referencias bibliográficas, útiles en la elaboración metodológica y conceptual del presente proyecto.

También deseo agradecer muy especialmente a aquellas personas que aunque no fueron parte integral de mi proceso de formación académica, si lo han sido en mi vida. A Adriana Blanco por las lecciones aprendidas y por su ejemplo para Daniella. A Paula Andrea Quiceno por su incondicional apoyo y su ejemplo como profesional y persona. A mi hermano Pablo, por su colaboración y compañía en muchas situaciones. Pero sobre todo, a mis padres Hugo y Ángela, por su permanente apoyo y su paciencia, sin ellos no hubiera sido posible recorrer este camino.

TABLA DE CONTENIDO

	pág.
<u>1. INTRODUCCIÓN JUSTIFICADA</u>	13
<u>2. MARCO TEÓRICO Y ESTADO DEL ARTE</u>	16
<u>2.1. LOS ARRECIFES DE CORAL</u>	16
<u>2.2. REPRODUCCIÓN EN CORALES</u>	17
<u>2.3. RECLUTAMIENTO Y FORMACIÓN DE COLONIAS JUVENILES</u>	21
<u>2.4. EL ESTUDIO DE CORALES JUVENILES</u>	25
<u>3. PROBLEMA DE INVESTIGACIÓN</u>	29
<u>4. OBJETIVOS ESPECÍFICOS</u>	30
<u>5. HIPÓTESIS</u>	31
<u>6. METODOLOGÍA</u>	32
<u>6.1. ÁREA DE ESTUDIO</u>	32
<u>6.1.1. Ubicación</u>	32
<u>6.1.2. Geomorfología y Estructura</u>	32
<u>6.1.3. Clima</u>	34
<u>6.1.4. Oceanografía</u>	36
<u>6.2. DISEÑO MUESTREAL</u>	36
<u>6.2.1. Riqueza, Abundancia y Distribución de Colonias</u>	39
<u>6.2.2. Seguimiento de Corales Juveniles en Transectos Permanentes</u>	40
<u>6.3. ANÁLISIS DE LA INFORMACIÓN</u>	42
<u>6.3.1. Riqueza, Abundancia y Distribución de Corales</u>	42
<u>6.3.1.1. Variación de la Estructura Comunitaria de Corales Juveniles</u>	
<u>con la Localidad y el Nivel de Profundidad</u>	43
<u>6.3.1.2. Relación de la Estructura Comunitaria de Corales Juveniles</u>	
<u>con las Estrategias Reproductivas</u>	44
<u>6.3.1.3. Relación de Corales Juveniles y No-juveniles</u>	45
<u>6.3.2. Seguimiento de Juveniles en Transectos Permanentes</u>	46
<u>7. RESULTADOS</u>	47

<u>7.1. CARACTERÍSTICAS ESTRUCTURALES DE LAS LOCALIDADES</u>	47
<u>7.2. RIQUEZA, ABUNDANCIA Y DISTRIBUCIÓN DE CORALES</u>	48
<u>7.2.1. Variación de la Estructura Comunitaria de Corales Juveniles con la</u> <u> Localidad y el Nivel de Profundidad</u>	53
<u>7.2.1.1. Efecto de los Factores sobre la Densidad de Corales Juveniles</u>	53
<u>7.2.1.2. Similaridad entre Localidades Muestreadas</u>	54
<u>7.2.2. Relación de la Estructura Comunitaria de Corales Juveniles con las</u> <u> Estrategias Reproductivas</u>	56
<u>7.2.3. Relación de Corales Juveniles y No-juveniles</u>	59
<u>7.3. SEGUIMIENTO DE JUVENILES EN TRANSECTOS PERMANENTES</u>	67
<u>8. DISCUSIÓN DE RESULTADOS</u>	71
<u>8.1. RIQUEZA, ABUNDANCIA Y DISTRIBUCIÓN DE CORALES</u>	71
<u>8.1.1. Variación de la Estructura Comunitaria de Corales Juveniles</u> <u>con la Localidad y el Nivel de Profundidad</u>	72
<u>8.1.2. Relación de la Estructura Comunitaria de Corales Juveniles con las</u> <u> Estrategias Reproductivas</u>	76
<u>8.1.3. Relación de Corales Juveniles y No-juveniles</u>	81
<u>8.2. SEGUIMIENTO DE JUVENILES EN TRANSECTOS PERMANENTES</u>	83
<u>9. CONCLUSIONES</u>	87
<u>10. RECOMENDACIONES</u>	89
<u>11. BIBLIOGRAFÍA</u>	90

LISTA DE TABLAS

[Tabla 1.](#) Localidades en el Archipiélago de las Islas del Rosario donde fueron realizadas las evaluaciones de abundancia y composición de corales escleractinios juveniles y no-juveniles
37

[Tabla 2.](#) Abundancia total y relativa de cada taxón registrado en las dos profundidades, en estado juvenil y no-juvenil, y de corales incubadores y liberadores
49

[Tabla 3.](#) Cantidad de transectos en los que aparece cada taxón de corales juveniles por profundidad y localidad. Porcentaje de frecuencia de aparición de cada taxón y riqueza de taxa por nivel y localidad
52

[Tabla 4.](#) Cantidad de colonias juveniles de cada taxón y según la estrategia reproductiva, marcadas al comienzo del seguimiento en los transectos permanentes de Isla Tesoro, y estado en el que se encontraron luego de seis meses
68

LISTA DE FIGURAS

[Figura 1.](#) Ubicación del Archipiélago de las Islas del Rosario en el Caribe colombiano y de las localidades muestreadas 33

[Figura 2.](#) Fotografía satelital del Archipiélago de las Islas del Rosario y zonas aledañas donde se indican las fuentes de descarga de aguas dulces con elevadas cargas de sedimentos provenientes del Canal del Dique 35

[Figura 3.](#) Fotografías de colonias de *Siderastrea siderea* y *Montastraea cavernosa* con escaso tamaño resultantes de la fragmentación y muerte de colonias de mayor diámetro, que pueden ser confundidos con reclutas 38

[Figura 4.](#) Representación de la metodología seguida en el seguimiento de juveniles en transectos permanentes del SIMAC 41

[Figura 5.](#) Fotografía mostrando la búsqueda detallada de juveniles en el área demarcada por el cuadrante y los subcuadrantes, empleados para ubicar y referenciar los juveniles 41

[Figura 6.](#) Fotografías de algunos de los taxa de corales escleractinios juveniles registrados durante los muestreos en el Archipiélago de las Islas del Rosario 50

[Figura 7.](#) Abundancia relativa de los taxa registrados en estados juvenil y no- juvenil 51

[Figura 8.](#) Densidad media de colonias juveniles en el nivel somero y medio de profundidad para cada localidad muestreada 54

[Figura 9](#): Diagramas de clasificación y ordenación basados en la densidad de géneros de corales juveniles en las localidades y niveles de profundidad muestreados, evidenciando la formación de dos grupos de muestras **55**

[Figura 10](#). Imagen que evidencia la zonación de comunidades de corales juveniles en el Archipiélago a partir de las localidades y profundidades muestreadas **56**

[Figura 11](#). Densidad de corales juveniles incubadores de plánulas y liberadores de gametos en el nivel somero y medio de profundidad para cada localidad muestreada **58**

[Figura 12](#). Densidad media de colonias juveniles y no-juveniles en el nivel somero y medio de profundidad para cada localidad muestreada **60**

[Figura 13](#). Densidad media de corales escleractínios juveniles y no-juveniles incubadores de plánulas en el nivel somero y medio para cada localidad muestreada **62**

[Figura 14](#). Densidad media de corales escleractínios juveniles y no-juveniles liberadores de gametos en el nivel somero y medio para cada localidad muestreada **63**

[Figura 15](#). Las figuras muestran la relación entre la densidad de corales escleractinios juveniles y no-juveniles incubadores de plánulas en los transectos del nivel somero y medio de profundidad **65**

[Figura 16](#). Las figuras muestran la relación entre la densidad de corales escleractinios juveniles y no-juveniles liberadores de gametos en los transectos del nivel somero y medio de profundidad **66**

[Figura 17](#). Fotografías de algunas colonias inicialmente marcadas y estado de salud al ser encontradas al final del seguimiento **69**

LISTA DE ANEXOS

[ANEXO A.](#) Abundancia de corales escleractínios juveniles registrados en cada taxón en transectos del nivel somero de profundidad para cada localidad muestreada

[ANEXO B.](#) Abundancia de corales escleractínios juveniles registrados en cada taxón en transectos del nivel medio de profundidad para cada localidad muestreada

[ANEXO C.](#) Especies y abundancia de colonias registradas como no-juveniles en total y por nivel de profundidad, con los respectivos taxa en que se agruparon los estados juveniles

[ANEXO D.](#) Abundancia de corales escleractínios no-juveniles registrados en cada taxón en transectos del nivel somero de profundidad para cada localidad muestreada

[ANEXO E.](#) Abundancia de corales escleractínios no-juveniles registrados en cada taxón en transectos del nivel medio de profundidad para cada localidad muestreada

[ANEXO F.](#) Corales juveniles de cada taxón marcados al comienzo del seguimiento por medio del sistema cuadrante-subcuadrantes, en los transectos del nivel somero y medio de Isla Tesoro, y estado en el que se encontraron al final del seguimiento.

RESUMEN

En un arrecife coralino, el reclutamiento de corales producto de la reproducción sexual determina que los corales muertos sean continuamente reemplazados, siendo un componente fundamental en el mantenimiento, renovación y estructuración de dichas comunidades. En el presente estudio se examinó la abundancia y distribución de corales juveniles en formaciones coralinas del Archipiélago de las Islas del Rosario, una de las áreas coralinas más diversas y desarrolladas del Caribe colombiano, pero que en la actualidad evidencia graves signos de deterioro. Esta evaluación sirve como herramienta para identificar el reclutamiento y sobrevivencia temprana de nuevos corales en formaciones coralinas del área. Se tuvo en cuenta la profundidad, la estrategia reproductiva de los juveniles, la estructura de la comunidad no-juvenil y la mortalidad de colonias juveniles, analizando la relación de estos factores con la estructura comunitaria de juveniles encontrada. Se realizaron censos de abundancia e identificación taxonómica de corales juveniles (colonias con diámetro inferior a 20 o 40 mm) en ocho localidades con andamiajes coralinos en el Archipiélago. Fueron evaluadas dos profundidades (somera: 2-5 m, y media: 9-12 m) a partir de bandas de muestreo de 30 m

. Se registró un total de 2.622 corales juveniles² agrupados en 18 taxa, de los cuales , siendo incubadores de plánulas, presentaron las mayores proporciones (51,0% y 17,5% respectivamente) y frecuencias de aparición en los transectos (97,9%). Los taxa que comprendían especies masivas, liberadoras de gametos generalmente, presentaron proporciones notablemente bajas (entre 0,2% y 4,3%), siendo escasos en estado juvenil. Tanto la riqueza de taxa, como la densidad de corales juveniles (1,82 juv / m

), se encontraron inferiores a otras reportadas en el Caribe. La profundidad no influyó significativamente sobre la densidad de juveniles, mas si lo hizo sobre la estructura comunitaria, encontrando zonación de comunidades muestreadas de acuerdo con este factor. Además de la profundidad, los fenómenos esporádicos de blanqueamiento y las aguas continentales del Canal del Dique, podrían estar interviniendo en los patrones de zonación, así como en las bajas densidades y riqueza

de juveniles. En general, se encontró correlación positiva entre las densidades de juveniles y no-juveniles, según la profundidad y la estrategia reproductiva. La estructura de juveniles encontrada podría indicar una fase de cambio en las comunidades coralinas del Archipiélago, donde especies más afectadas con bajas densidades de juveniles serán eventualmente reemplazadas por otras dominantes en estado juvenil. Adicionalmente, se realizó un seguimiento de seis meses (abril-octubre) a colonias juveniles para evidenciar el efecto de la profundidad y la estrategia reproductiva en la mortalidad. Se emplearon transectos permanentes de 10 m

en Isla Tesoro para este propósito, evaluando igualmente dos profundidades. Fueron marcadas y monitoreadas 47 colonias juveniles (11 en somero y 36 en medio; 35 incubadores, 10 liberadores y 2 con estrategia indefinida). La tasa de mortalidad en el nivel medio (0,13) fue mayor que en el somero (0,00), mientras en incubadores y liberadores fueron equivalentes (0,10). Por esto, se infiere que factores previos al reclutamiento determinan en mayor medida la estructura de la comunidad juvenil.

Palabras Clave: Corales Juveniles, Estrategias Reproductivas, Estructura Comunitaria, Islas del Rosario, Caribe Colombiano

ABSTRACT

In coral reefs, recruitment of newly formed corals by sexual reproduction determines that dead corals will be continuously replaced, being a fundamental process in the maintenance, replenish and structure of coral communities. This study aimed to evaluate the abundance and distribution of juvenile corals in coral frameworks of the Islas del Rosario Archipelago, one of the most diverse and developed coralline areas in Colombian Caribbean, but at present time it is seriously damaged. This evaluation helps to identify the occurrence of recruitment and early survivorship of newly formed corals in the area. Depth, juvenile coral reproductive strategies, mortality rates of juvenile corals and non-juvenile coral community structure were factors included in this study, analyzing the relationship of them with the juvenile coral community structure found. Census of abundance and taxonomical identification of juvenile corals (colonies less than 20 or 40 mm in diameter) were carried out

in eight zones with coral frameworks inside the area of the Archipelago. Two depths (2-5m and 9-12m) were evaluated using sampling bands of 30m

. A total of 2622 young corals were recorded, belonging to 18 taxa, of which

Porites astreoides

Agaricia spp. and

, being brooders or planulators, were the most abundant (51,0% and 17,5% of the total, respectively) and frequently found (97,9% of the sampling bands). Those taxa including massive species, generally spawners, showed low proportions (between 0,2% and 4,3%), being rare at juvenile stage. Taxa richness and density of juvenile corals (1,82 juv/m

) were lower than others reported in the Caribbean. Depth didn't affect significantly the juvenile coral densities; even though, it did influence the community structure since patterns of zonation of the communities sampled, in accordance with this factor, were found. In addition to depth, the sporadic bleaching events and continental waters from the Canal del Dique (an arm from the Magdalena River) could be factors affecting the zonation patterns and the lower densities and taxa richness of juvenile corals. Mostly, positive correlation between juvenile and non-juvenile densities was found according to depth and reproductive strategy. Coral juvenile structure could be indicating a phase shift in coral communities within the

Archipelago, in which most affected species with lower juvenile densities, will be eventually replaced by other dominants in juvenile stages. Additionally, a repeated survey over juvenile corals was carried out during six months (April to October) to determine the effect of depth and reproductive strategy on mortality. Permanent transects of 10m

were used in Tesoro Island for this purpose, in the same two depths. 47 juvenile colonies (11 in shallower level and 36 in deeper level; 35 brooders, 10 spawners and 2 with undetermined strategy) were marked and surveyed. Mortality rate in deepest level (0,13) was higher than in shallower level (0,00), while in brooders and spawners it was equal (0,10). Because of this, it is deduced that previous events to recruitment determine in a broader way the coral community structure.

Key Words: Juvenile Corals, Reproductive Strategies, Community Structure, Islas del Rosario, Colombian Caribbean.

1 INTRODUCCIÓN JUSTIFICADA

Los arrecifes coralinos son estructuras rígidas, de origen biológico, que se forman y crecen mediante a la acumulación de carbonato de calcio en el esqueleto de los organismos constructores (Achituv y Dubinsky, 1990). La estructura física de estas bioformaciones da lugar a una serie de biótopos y hábitats asociados a manera de mosaico que albergan enorme variedad de especies (Schuhmacher, 1978). Son considerados ecosistemas estratégicos por su gran productividad y riqueza biológica (a pesar de su desarrollo en aguas oligotróficas), su papel en la regulación de impactos meteorológicos y geológicos, y su valor económico representado en la extracción de recursos biológicos y sustento de actividades turísticas (Craik *et al.*, 1990; Birkeland, 1997; Díaz *et al.*, 2000).

Los arrecifes coralinos son por naturaleza sistemas dinámicos en constante transformación (Schuhmacher, 1978), para los cuales la estructura y forma es el resultado de la interacción continua entre el crecimiento y la degradación (Hutchings, 1986). Mientras la degradación puede presentarse por efecto de agentes físicos, químicos o biológicos, es debido a los procesos de reproducción y reclutamiento de los corales escleractinios que los arrecifes crecen y se mantienen. Estos procesos son determinantes en el mantenimiento, renovación y estructuración de la comunidad coralina arrecifal (Harrison y Wallace, 1990; Richmond y Hunter, 1990; Richmond, 1997).

Colombia cuenta con 21 áreas coralinas conocidas comprendidas en los dos océanos sobre los cuales tiene jurisdicción (Díaz *et al.*, 2000). Tres de estas áreas se encuentran en la costa Pacífica, siendo de poca extensión, baja diversidad y desarrollo reducido. En contraste, las 18 que se encuentran en el Mar Caribe son de mayor complejidad estructural y más diversas. En la zona central de la costa continental del Caribe colombiano se encuentra el Archipiélago de las Islas del Rosario (AIR), una

zona con condiciones privilegiadas que han favorecido el desarrollo de profusas formaciones coralinas, siendo actualmente considerada como una de las áreas coralinas continentales con mayor desarrollo geomorfológico y estructural en Colombia (Díaz *et al.*, 2000; Garzón-Ferreira *et al.*, 2002).

El AIR está cobijado legalmente para su protección como parte del Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo (PNNCRSB) (Pineda *et al.*, 2006). Sin embargo, y a pesar de su estado como área marina protegida, en la actualidad muchas de las formaciones han desaparecido o se encuentran en avanzado estado de deterioro, condición que es compartida con muchos de los ecosistemas marinos del Caribe tropical, y que ha sido atribuida a diversas tensiones de origen natural y antrópico sobre el ecosistema coralino. El mal manejo de recursos (Werding y Sánchez, 1979; Alvarado *et al.*, 1986; Pineda *et al.*, 2006), los eventos masivos de blanqueamiento y mortalidad coralina (Solano *et al.*, 1993; Gil-Agudelo *et al.*, 2006), la sobrepesca y sedimentación (Díaz *et al.* 2000) y el efecto de las descargas del Río Magdalena a través del Canal del Dique (Alvarado *et al.*, 1986; Alvarado y Corchuelo, 1992; Marín *et al.*, 2006; Pineda *et al.*, 2006) han sido factores determinantes del estado de salud de las comunidades coralinas. A pesar de la condición de deterioro observada en las formaciones coralinas en el AIR, hasta el presente no se conoce el estado de renovación y mantenimiento de dichas formaciones, involucrando el estudio del reclutamiento y la sobrevivencia temprana de nuevos corales que eventualmente reemplazarán aquellas colonias que mueren.

El reclutamiento coralino es el proceso mediante el cual los nuevos individuos provenientes de la reproducción sexual, dejan la fase larval para hacer parte de la comunidad arrecifal (Richmond, 1997). Ambos procesos son variables tanto a escala espacial como temporal, pudiendo ser afectados por condiciones intrínsecas de los corales (como las estrategias reproductivas) y su entorno (nivel de profundidad, patrones de movimiento de aguas, sedimentación, etc.) (Birkeland *et al.*, 1981; Rogers *et al.*, 1984; Harrison y Wallace, 1990; Richmond, 1997; Miller *et al.*, 2000). Así, el estudio del reclutamiento puede ser una herramienta útil para comprender la

dinámica poblacional local (Caley *et al.*, 1996), siendo además una evidencia indirecta del éxito en el proceso reproductivo de colonias parentales.

Con el presente estudio se procuró conocer la riqueza, abundancia y distribución de corales escleractínios juveniles en diferentes formaciones coralinas del AIR, evidenciando la ocurrencia del reclutamiento de nuevos corales a dichas formaciones. Se tuvieron en cuenta el tipo de estrategia reproductiva de las especies coralinas (fecundación interna con incubación de plánulas – fecundación externa con liberación simultánea de gametos), la variación de la profundidad, la estructura de la comunidad no-juvenil y la sobrevivencia de corales juveniles por un período de seis meses, para relacionar la estructura de juveniles encontrada con las condiciones ecológicas locales y con el funcionamiento y renovación de las formaciones coralinas.

2 MARCO TEÓRICO Y ESTADO DEL ARTE

2.1 LOS ARRECIFES DE CORAL

Los arrecifes coralinos son estructuras biogénicas rígidas, compuestas por esqueletos de carbonato de calcio de los organismos *hermatípicos* o constructores de arrecife (Achituv y Dubinsky, 1990). Su consistencia es lo bastante sólida como para resistir la energía del oleaje y mantenerse firme en el tiempo, influyendo considerablemente en las características físicas y ecológicas del ambiente circundante (Schuhmacher, 1978; Birkeland, 1997). Estas bioformaciones han tenido éxito tanto a escala espacial como temporal, permitiendo la evolución de interacciones complejas entre especies y el desarrollo de una gran diversidad, siendo actualmente considerados como uno de los ecosistemas más productivos, ecológicamente maduros, diversos y complejos en la naturaleza (Odum, 1971; Achituv y Duvinsky, 1990; Hallock, 1997). Su desarrollo ocurre generalmente en aguas tropicales claras, cálidas y someras, con bajos niveles de nutrientes y limitadas tasas de sedimentación (Achituv y Dubinsky, 1990; Hubbard, 1997)

Los organismos constructores de arrecife son conocidos como organismos hermatípicos, entre los que se encuentran algas rojas calcáreas, moluscos, briozoos, esponjas, poliquetos, foraminíferos, y posiblemente los más importantes, los corales escleractinios (Achituv y Duvinsky, 1990; Hallock, 1997). Los escleractinios son conocidos como corales duros, caracterizados por presentar un exoesqueleto de carbonato de calcio que puede alcanzar grandes dimensiones. Son animales bentónicos de vida sésil (en la mayor parte de su ciclo de vida, a excepción de la fase larval) compuestos generalmente por colonias de pólipos. Pertenecen al *Phylum* Cnidaria, Clase Anthozoa y Orden Scleractinia (Yonge, 1973; Schuhmacher, 1978).

Los arrecifes coralinos son descritos como ecosistemas muy frágiles en delicado balance con la naturaleza, que debido a su evolución en ambientes tropicales relativamente estables son altamente susceptibles a disturbios generados por eventos naturales y antrópicos, tanto a nivel local como regional y global (Grigg y Dollar, 1990; Birkeland, 1997; Hallock, 1997). Estos ecosistemas son además sistemas dinámicos en constante transformación, donde la estructura y forma es resultado de la interacción entre su continuo crecimiento y degradación. Los agentes de degradación arrecifal pueden ser de tipo físico, químico y biológico (Hutchings, 1986), mientras el crecimiento se da principalmente debido a los procesos de reproducción y reclutamiento de los corales escleractinios (Richmond, 1997).

Desde las últimas décadas, se ha observado un deterioro paulatino y generalizado de los ecosistemas coralinos en el Caribe, intensificándose cada vez más los estudios orientados a establecer las causas, gravedad y evolución de la situación. Se ha descubierto que cambios en el ambiente causados por actividad humana, como la alta sedimentación y eutroficación de aguas costeras (Bruno *et al.*, 2003), la sobreexplotación de recursos y la contaminación (Birkeland, 1997; Díaz *et al.*, 2000; Alvarado *et al.*, 1986), son algunos de los factores determinantes en el estado de salud actual de la comunidad coralina. Sin embargo, el conocimiento que se tiene sobre las características ecológicas asociadas a los modos reproductivos y sobre el proceso de reclutamiento de los corales en el Caribe, como procesos críticos en el mantenimiento y renovación de los ecosistemas coralinos, es aún bastante limitado y no se conoce bien su papel en la evolución de estos ecosistemas. A continuación se describen las principales características de los procesos de reproducción y reclutamiento coralinos, con los respectivos estudios relacionados.

2.2 REPRODUCCIÓN EN CORALES

La reproducción coralina puede darse de forma sexual o asexual. La de tipo asexual generalmente da lugar al crecimiento de la colonia por división de los pólipos,

mientras que la reproducción sexual requiere de la fusión de dos gametos para la formación de larvas (plánulas), siendo el principal mecanismo de dispersión y colonización de nuevos ambientes para organismos invertebrados sésiles, como los corales (Hickman

et al., 2001). Esta última también promueve el intercambio genético entre organismos, aumentando la diversidad genética de la comunidad y la capacidad de sobrevivencia a condiciones adversas (Richmond, 1997; Hickman et al., 2001; Porter y Tougas, 2001).

A partir de diversos procesos de reproducción asexual también pueden formarse nuevas colonias o corales solitarios, siendo estos mecanismos importantes en la abundancia local, dispersión y distribución de algunos corales. En ellos, la descendencia formada resulta ser genéticamente idéntica a los parentales (Richmond, 1997). Entre estos procesos se encuentran: la fragmentación de colonias establecidas, que puede ser la vía reproductiva dominante de corales ramificados en zonas de alta energía (e.g. el coral Cuerno de Alce *Acropora palmata*), desarrollo de nuevos coralitos “*budding*” y fusión transversal o longitudinal (e.g. el coral solitario *Scolymia cubensis*), desprendimiento de pólipos “*polyp bail-out*” o grupos de pólipos “*polyp balls*” de colonias adultas, y la producción asexual de plánulas (e.g. *Pocillopora* spp.) (Highsmith, 1982; Stoddart, 1983; Heyward y Collins, 1985; Logan, 1988; Harrison y Wallace, 1990; Richmond, 1997).

Por su parte, en la reproducción sexual existen dos formas en la que los gametos entran en contacto para llevar a cabo la fertilización. En algunas especies los gametos masculinos y femeninos se liberan al medio marino en donde ocurre el proceso de fertilización y desarrollo larval (broadcast-spawners o liberadoras); en otras, la fertilización de los gametos femeninos es en el interior del pólipo, incubando el embrión hasta el desarrollo de una plánula (brooders o incubadoras) (Fadlallah, 1983; Harrison y Wallace, 1990; Richmond y Hunter, 1990; Richmond, 1997). La liberación sincrónica de gametos es la estrategia reproductiva predominante en los corales escleractínios (Harrison y Wallace, 1990; Veron, 2000); sin embargo, para las

especies presentes en el Caribe parece ser que la incubación de plánulas es la principal vía reproductiva (Richmond y Hunter, 1990).

Muchas de las especies masivas que alcanzan grandes tamaños y que presentan tiempos de vida largos en el Caribe (registradas en el presente estudio), como *Diploria strigosa*, *Colpophyllia natans*, *Siderastrea siderea* y *Montastraea* spp, son típicamente liberadoras y se reproducen una o dos veces en el año en eventos sincrónicos de liberación de gametos (Endean y Cameron, 1990; Harrison y Wallace, 1990; Richmond y Hunter, 1990; Soong, 1991; Gittings *et al.*, 1992; Richmond, 1997; Vize *et al.*, 2005). En estos eventos, los gametos masculinos y femeninos son liberados al medio marino donde ocurren los procesos de fertilización y desarrollo larval, período en el que transcurren desde 3 hasta 20 días antes del reclutamiento (Babcock, 1985; Richmond, 1988). En la zona de estudio, se ha observado que los eventos de liberación de gametos son realizados entre agosto y noviembre (Sánchez *et al.*, 1999).

La fertilización de gametos en especies liberadoras ocurre generalmente en la superficie del agua, lo que ocasiona que durante el proceso reproductivo estas especies puedan ser especialmente afectadas por aceites o hidrocarburos, y otros contaminantes presentes en la superficie del agua (Szmant, 1991; Richmond, 1997). En algunas especies, los gametos no flotan necesariamente a la superficie y pueden permanecer suspendidos en la columna de agua, o incluso hundirse y permanecer cerca de la colonia parental (Richmond, 1997). Los corales masivos liberadores de gametos generalmente tienen la característica de ser longevos y persistentes en el tiempo, siendo especialmente resistentes a disturbios físicos y biológicos luego de ser reclutados exitosamente (Harrison y Wallace, 1990; Endean y Cameron, 1990; Richmond, 1997).

En especies incubadoras solo se libera al medio marino el esperma y la fertilización de los huevos se lleva a cabo en el interior de las colonias, liberando luego de un período de incubación larvas-plánulas bien desarrolladas. Este proceso ocurre

generalmente varias veces al año a intervalos de ciclos lunares, lo que les permite producir gran cantidad de reclutas y colonizar rápidamente los sustratos disponibles (Soong, 1991; Richmond, 1997; Knowlton, 2001), siendo esta una de las principales características de organismos oportunistas (Endean y Cameron, 1990). Las larvas de especies incubadoras son liberadas al medio marino en avanzado estado de desarrollo con un complemento energético y de zooxantelas heredadas de la colonia parental (Harrison y Wallace, 1990; Richmond, 1997; Tioho

et al., 2001). Esta condición les permite asentarse inmediatamente y realizar la metamorfosis luego de ser liberadas al medio (debido al avanzado estado de desarrollo) (Harrison y Wallace, 1990; Richmond, 1997), o igualmente, debido al complemento energético heredado, permanecer en estado planctónico por períodos de tiempo prolongados (hasta más de 100 días) (Richmond, 1987, 1988). Sin embargo, y a pesar de su capacidad de recorrer grandes distancias, las larvas suelen reclutarse cerca de las colonias parentales (Fadlallah, 1983; Harrison y Wallace, 1990; Richmond, 1997; Veron, 2000; Tioho

et al., 2001; Carlon, 2002).

En comparación con las especies liberadoras, los corales incubadores alcanzan normalmente tallas reducidas, presentan ciclos de vida más cortos y pueden ser más susceptibles a disturbios locales presentando generalmente mayor mortalidad (Hughes, 1985; Harrison y Wallace, 1990; Richmond, 1997; Smith, 1997). Algunas especies incubadoras registradas en el Caribe e incluidas en el presente estudio son *Porites astreoides*, *P. porites*, *Favia fragum*, *Meandrina meandrites*, *Manicina areolata* y *Madracis* spp. (Fadlallah, 1983; Richmond y Hunter, 1990; Vermeij et al., 2004). En cuanto a *Agaricia* spp., aunque no se ha determinado el tipo de reproducción para todas las especies del género registradas en el Caribe, existe tendencia a la incubación de plánulas (van Moorsel, 1981; Fadlallah, 1983; Richmond y Hunter, 1990), por lo que en el presente estudio se asumió esta estrategia para los corales agrupados en este nivel taxonómico.

Tanto en especies liberadoras como en incubadoras, la baja producción de gametos debido a bajas densidades poblacionales, pueden conducir a una disminución del

éxito reproductivo debido al limitado encuentro y fertilización de los gametos (Knowlton, 2001; Carlon, 2002). Otras condiciones que pueden afectar el éxito reproductivo de los corales, son la baja salinidad (Harrison y Wallace, 1990; Richmond, 1997), la densidad, talla y edad de las colonias y pólipos reproductores (Babcock, 1988; Harrison y Wallace, 1990; Szmant, 1991; Soong, 1992; Hall y Hughes, 1996; Carlon, 2002), la liberación asincrónica de gametos (Harrison y Wallace, 1990), la contaminación del agua marina (que además de afectar directamente los gametos también interfiere con las señales químicas que desencadenan los desoves sincrónicos) (Harrison y Wallace, 1990; Richmond, 1997), elevadas cargas de sedimento (Gilmour, 1999) y altos niveles de nutrientes o eutroficación (Harrison y Wallace, 1990; Richmond, 1997)

Es así como las características asociadas a las estrategias reproductivas en interacción con las condiciones ambientales locales, influyen muchos aspectos de la ecología de los corales, incluyendo la producción de larvas, los patrones de distribución espacial y temporal de las larvas, las tasas de reclutamiento y la estructura y zonación de la comunidad arrecifal (van Moorsel, 1981; Fadlallah, 1983; Richmond, 1987, 1988, 1997; Willis y Oliver, 1988; Harrison y Wallace, 1990; Richmond y Hunter, 1990; Tioho *et al.*, 2001; Carlon, 2002).

Hasta el presente no se conoce con detalle las características reproductivas de gran parte de corales escleractínios en el Caribe; más aún, en algunos estudios los modos de reproducción descritos para especies en cierta región geográfica son incongruentes con los registrados en otras regiones (ver: Fadlallah, 1983; Harrison y Wallace, 1990; Richmond y Hunter, 1990; Richmond, 1997; Alvarado

., 2004). Según Richmond y Hunter (1990), la diferencia ~~en~~ las estrategias de reproducción descritas es explicada por problemas taxonómicos, condiciones anormales, errores de interpretación o por la variación del modo reproductivo de una misma especie en diferentes localidades (plasticidad). Para Veron (2000), el modo reproductivo de las especies puede ser variable a escalas biogeográficas debido a la presión del ambiente

en los patrones de composición genética, ocasionando que una misma especie puede tener diferentes modos reproductivos en diferentes regiones geográficas.

2.3 RECLUTAMIENTO Y FORMACIÓN DE COLONIAS JUVENILES

El reclutamiento larval ocurre cuando la larva desarrollada y capacitada para el asentamiento (etapa de competencia) encuentra un sustrato apropiado para adherirse, cambiando de estilo de vida planctónico a bentónico. Tan pronto la larva se adhiere al suelo, comienza el proceso de metamorfosis y se convierte en “pólipo primario”, que por reproducción asexual da lugar al crecimiento de una colonia coralina juvenil (Schuhmacher, 1978). Es en este proceso que los individuos en etapa larval pasan a ser parte de la comunidad arrecifal, determinando que los corales muertos sean continuamente reemplazados (Richmond, 1997).

En los corales, como organismos con fase planctónica, el efecto del viento y las corrientes al momento de la reproducción son determinantes en la dispersión en estado larval y en efecto de las tasas de reclutamiento a nivel local (Margalef, 1991; Caley *et al.*, 1996; Barid y Hughes, 1997; Veron, 2000). Se ha observado que dependiendo del efecto de los patrones de corrientes en la dispersión de las larvas, el reclutamiento puede presentarse en el mismo arrecife, condición conocida como “*self-seeding*” (Richmond, 1988; Harriott y Fisk, 1988; Willis y Olliver, 1988; Strathmann *et al.*, 2002), o que las larvas recorran largas distancias para reclutarse y abastecer de nuevos individuos a otros arrecifes (Richmond, 1987, 1988).

Además de las corrientes, el reclutamiento y la sobrevivencia de corales recién reclutados pueden ser afectados por diversos factores, algunos bióticos como la presencia de cubiertas bioquímicas específicas (Webster
, 2004), biomasa algal (Birkeland
et al.

1981), competencia y abundancia de corales adultos (Chiappone y Sullivan, 1996; Carlon, 2002), competencia y predación (Fitzhardinge, 1988; Harriott y Fisk, 1988; Richmond, 1997); y otros abióticos como la textura, orientación y disponibilidad de sustrato (Birkeland

et al., 1981; Wallace y Bull, 1981; Harriott y

Fisk, 1988; Babcock y Mundy, 1996), intensidad lumínica (Babcock y Mundy, 1996; Richmond, 1997), temperatura del agua (Edmunds, 2004), profundidad (Birkeland et al

., 1981; Rogers y Lide, 1997; Baird y Hughes, 1997), tasas de sedimentación (Harriott y Fisk, 1988; Wittemberg y Hunte, 1991) y presencia de contaminantes en el agua (Richmond, 1997).

La profundidad y la intensidad lumínica, estando comúnmente relacionadas, suelen influir de forma significativa en los patrones de reclutamiento espacial y la sobrevivencia temprana de corales. La intensidad lumínica, siendo mayor en niveles superiores o en superficies expuestas, favorece la biomasa algal y al mismo tiempo la competencia por espacio entre algas y reclutas de corales, en donde generalmente las algas son mejores competidores con condiciones de luz óptimas debido a sus mayores tasas de crecimiento (Birkeland *et al.*, 1981; Rogers *et al.*, 1984). Por esta razón, es común encontrar cierto patrón en la orientación del reclutamiento en el sustrato de acuerdo a la profundidad y la intensidad lumínica, desde superficies verticales o inferiores en sitios someros bien iluminados, hasta superficies expuestas en aguas más profundas, en ambos casos donde la biomasa algal suele ser relativamente baja (Birkeland *et al.*, 1981; Wallace y Bull, 1981; Rogers *et al.*, 1984; Wallace, 1985; Babcock y Mundy, 1996; Pizarro, 2002). Debido a la dependencia fotosintética de los corales (zooxantelados), el incremento en la profundidad podría afectar de forma desfavorable la sobrevivencia de los reclutas, encontrando bajos niveles de riqueza y abundancia en aguas profundas (Birkeland *et al.*, 1981; Wallace y Bull, 1981; Rogers *et al.*, 1984; Harriott, 1985; Carlon, 2002). No obstante, también se ha observado que la abundancia de reclutas puede aumentar con el incremento en la profundidad, principalmente en corales liberadores de gametos (Chiappone y Sullivan, 1996; Pizarro, 2002).

La sedimentación y la eutroficación, como condiciones persistentes o periódicas que afectan actualmente muchos de los ecosistemas marinos de zonas costeras e islas cercanas al continente, son importantes factores que influyen en los patrones de reclutamiento a nivel espacial y temporal y en la sobrevivencia de corales recién

reclutados. Las elevadas tasas de sedimentación causan la muerte por ahogamiento de los reclutas coralinos, además de actuar como barrera en la detección química de señales que inducen el asentamiento (Wittemberg y Hunte, 1991; Richmond, 1997; Gilmour, 1999). En aguas someras el efecto adverso de sedimentos y partículas sobre los corales suele ser mayor debido a la alta energía del oleaje que propicia la resuspensión de sedimentos, los cuales al decantarse son retenidos por algas filamentosas que actúan como “trampa” de sedimentos (Birkeland

., 1981). La eutroficación por su parte, le brinda a organismos de rápido crecimiento como algas y esponjas, ventaja competitiva sobre los corales que presentan menores tasas de crecimiento, disminuyendo así el espacio disponible para el reclutamiento y crecimiento de corales (Richmond, 1997).

Bajo la interacción de estos factores (biomasa algal, tasas de sedimentación, intensidad lumínica y profundidad), se ha observado que la mayor riqueza y densidad de reclutas suelen ser encontradas en sitios someros (pero sobre superficies verticales o inferiores donde la competencia algal es menor) o en profundidades intermedias (Birkeland *et al.*, 1981; Wallace y Bull, 1981; Rogers *et al.*, 1984; Wallace, 1985; Smith, 1997; Avery y Liddell, 1997; Irizarry y Weil, 2005).

Las estrategias reproductivas de los corales son condiciones que influyen en las tasas de reclutamiento y sobrevivencia. Es común encontrar en especies incubadoras altas tasas de reclutamiento y densidades de corales jóvenes (Rogers *et al.*, 1984; Chiappone y Sullivan, 1996; Edmunds, 2000), pero generalmente afectados por una mayor mortalidad (Harrison y Wallace 1990; Richmond, 1997); en contraste con lo visto en especies liberadoras, donde la densidad de reclutas y corales juveniles es generalmente menor y poseen mayores tasas de sobrevivencia (Hughes, 1985; Harrison y Wallace 1990; Richmond, 1997).

Posterior al reclutamiento, comienza el crecimiento de los corales juveniles y la eventual formación de colonias maduras. La tasa de crecimiento puede ser un factor determinante en la mortalidad de corales (entre otros organismos), encontrando que

las tasas de mortalidad decrecen con el incremento de talla (Roff, 1992). Ya que los corales más pequeños presentan mayor mortalidad (probablemente debido a mayor susceptibilidad a daños causados por peces pastoreadores o coralívoros), aquellas especies cuyos juveniles presentan rápido crecimiento presentan mayores tasas de sobrevivencia que los juveniles de especies con crecimiento más lento (Babcock, 1985, 1988; Fitzhardinge, 1988). La temperatura, la luz y el efecto de la fotosíntesis de las zooxantelas, son algunas condiciones que determinan las tasas de formación del esqueleto de carbonato de calcio (Shinn, 1966; Schuhmacher, 1978; Muller-Parker y D'Elia, 1997).

La velocidad de crecimiento y talla promedio colonial son características que suelen estar relacionadas con la condición reproductiva y las estrategias de vida (historias de vida) de las especies. En especies con tamaño de colonias normalmente reducidas, generalmente incubadoras de plánulas, se han observado mayores tasas de crecimiento y menos tiempo de desarrollo para alcanzar la madurez sexual de la colonia. Las tasas de crecimiento en especies masivas son menores y la colonia requiere mayor tiempo y área para llegar a ser fecundas (Fitzhardinge, 1988; Harrison y Wallace, 1990; Soong, 1992; Richmond, 1997); generalmente coinciden con presentar como estrategia reproductiva la liberación masiva de gametos.

2.4 EL ESTUDIO DE CORALES JUVENILES

En estudios sobre la estructura de la comunidad coralina y/o de dinámica poblacional, que involucran corales en diferentes estados de desarrollo, suelen diferenciarse los corales reclutados poco tiempo atrás, de escaso tamaño y no maduros sexualmente, de aquellos corales con mayor antigüedad en el arrecife, más desarrollados y viablemente reproductivos. En general se emplea el término “juvenil” o “recluta (*spat*)” para referirse a los primeros y “no-juvenil” o “adulto” para referirse a los segundos (Wallace y Bull, 1981; Chiappone y Sullivan, 1996; Miller *et al.*, 2000).

Aunque existe variación en la talla que diferencia una colonia juvenil del resto (50 y 20 mm: Miller *et al.*, 2000; 40 mm: Rogers *et al.*, 1984 y Edmunds, 2000; 20 mm: Smith, 1997 y Ruiz-Zárate y Arias-González, 2004; 40 y 20 mm: Chiappone y Sullivan, 1996; Vidal *et al.*, 2005 y Acosta *et al.*, 2006b), podría considerarse que las colonias de especies masivas (*e.g.* *Montastraea* spp., *Diploria* spp., *S. siderea* y *C. natans*) con medida de diámetro colonial menor a 40 mm pueden ser empleadas como una estimación de la abundancia de corales juveniles reclutados poco tiempo atrás; mientras que en especies que normalmente alcanzan tallas reducidas (*e.g.* *F. fragum*, *Dichocoenia stokesi*, *Porites* spp. y *Agaricia* spp.), la abundancia de juveniles puede ser estimada a partir de las colonias con diámetro menor a 20 mm. Las colonias cuya medida de diámetro sea mayor a las tallas nombradas suelen ser consideradas como “no-juveniles” o “adultos”. Algunas especies masivas alcanzan su madurez sexual con una talla avanzada, como es el caso de ²*M. annularis* y *M. cavernosa*, las cuales son viablemente reproductivas cerca de 100 cm (Szmant, 1991), por lo que un término más apropiado para referirse a las colonias masivas cuya talla supera la de los juveniles es “no-juvenil” en vez de “adulto”, refiriéndose a ellas con este término más por el tiempo de vida en el arrecife que por la condición reproductiva, razón por la cual utilizamos éste término en la presente investigación.

Se ha observado que para algunos taxa, los juveniles son de difícil ubicación, incluso cuando su hábitat es cuidadosa y efectivamente inspeccionado (Endean y Cameron, 1990); adicionalmente, para muchos corales escleractinios, el reclutamiento no es muy fácil de percibir en campo ya que los nuevos corales son muy pequeños o crípticos (Fitzhardinge, 1988). Debido al escaso tamaño y la difícil ubicación en el sustrato de algunos corales recién reclutados, la estimación de abundancia de corales juveniles (que involucra los reclutados poco tiempo atrás) puede tener menor precisión para unas especies que para otras.

A nivel mundial son numerosos los estudios orientados a determinar los patrones de reclutamiento, crecimiento y/o sobrevivencia temprana de corales, relacionando estos factores con parámetros biológicos y ecológicos de cada región. Muchos de los

estudios emplean sustratos o medios artificiales que permiten analizar de forma experimental las características del reclutamiento y/o sobrevivencia temprana de los corales (Birkeland et al., 1985, 1988; Harriott y Fisk, 1988; Fisk y Harriott, 1992; Babcock y Mundy, 1996; Baird y Hughes, 1997; Harriott y Simpson, 1997; Tioho et al., 2004), mientras otros solo basados en observaciones en el medio natural (Chiappone y Sullivan, 1996; Edmunds, 2000; Miller et al., 2000; Ruiz-Zárate y Arias-González, 2004; Dueñas y Acosta, 2005; Irizarry y Weil, 2005; Vidal et al., 2006a,b). Igualmente, en algunos casos se combinan, es decir, se emplea tanto sustrato artificial como análisis en el medio natural (Rogers et al., 1984; Smith, 1997; Pizarro, 2002).

En el Caribe colombiano, son escasos los estudios y publicaciones orientados a explicar la estructura de la comunidad coralina involucrando corales con diferentes estados de desarrollo y las condiciones en que se presentan.

Sólo Pizarro (2002), estudiando la dinámica poblacional de los corales cerebro *Diploria labyrinthiformis*, *D. strigosa* y *C. natans* en la Isla de San Andrés, involucra la abundancia de corales juveniles (reclutas) en campo y las tasas de reclutamiento sobre sustrato artificial. Encontró la mayor parte de reclutas en las caras no expuestas del sustrato artificial y que la abundancia de juveniles aumentaba con el incremento de la profundidad. A partir de los resultados, Pizarro sugiere que los reclutas son aportados por las poblaciones locales y que si el deterioro de las comunidades arrecifales continúa, es posible que las poblaciones de especies liberadoras, como las estudiadas, desaparezcan.

Dueñas y Acosta (2005), estudiaron la estructura y distribución de corales juveniles y adultos en la Bahía de Chengue, entre los 4 y 20 m de profundidad. Encontraron que aunque la riqueza y densidad de juveniles y adultos no cambiaron con la profundidad, la composición si lo hizo. En su estudio, las especies dominantes como juveniles

fueron incubadoras, mientras que como adultos fueron liberadoras. Sugieren que las especies dominantes en la comunidad coralina actual, podrían ser reemplazadas por especies de estrategia reproductiva

r o incubadoras.

Vidal *et al.* (2005) investigaron la composición, densidad y frecuencia de mortalidad de corales juveniles en dos localidades de la Isla de San Andrés. Encontraron especies incubadoras como dominantes en estado juvenil, las cuales no concordaban con las especies de adultos dominantes. Basados en la alta riqueza y densidad de corales juveniles, sugieren que las condiciones del arrecife son adecuadas para su recuperación.

Finalmente, Acosta *et al.* (2006a) resaltan la importancia del estudio del reclutamiento coralino para el entendimiento del estado, estructura y dinámica de los arrecifes coralinos en el Caribe, y para la toma de decisiones de conservación relacionadas con el manejo integral de estos ecosistemas. Para esto, investigaron la relación entre la abundancia de corales juveniles y las principales características físicas y biológicas del sustrato. Los datos se recolectaron en Islas del Caribe colombiano, incluyendo Isla Grande, Isla Fuerte, San Andrés y Providencia. Encontraron que las relaciones más fuertes se presentaron con el tipo y cantidad de sedimentos, y que el reclutamiento de corales es favorecido en ambientes oceánicos, más que en los continentales.

Acosta *et al.* (2006b) investigaron la capacidad de regeneración natural por reclutamiento de corales en arrecifes continentales (Isla Fuerte e Isla Grande) y oceánicos (Islas de San Andrés y Providencia), a partir de varios niveles de profundidad. Encontraron mayor diversidad y abundancia de juveniles en arrecifes oceánicos. En arrecifes continentales se evidenció una tendencia al incremento de la riqueza y densidad con la profundidad, mientras en los oceánicos, se observó un rango de profundidad preferencial (10-16m). Sugieren que factores como la variación de la salinidad, cobertura y fecundidad de adultos, presencia de sedimentos y

proliferación de macroalgas, podrían interferir en mayor medida en el reclutamiento y sobrevivencia de corales juveniles en arrecifes continentales.

3 PROBLEMA DE INVESTIGACIÓN

Considerando el escaso conocimiento sobre el proceso de reclutamiento de nuevos corales en el Caribe colombiano, siendo este un principio elemental en el mantenimiento y renovación de las formaciones coralinas, se evidenció la ocurrencia de este proceso evaluando la presencia, composición por taxón y distribución de corales escleractinios juveniles en el AIR. Lo anterior posee especial importancia debido al estado actual de deterioro en el que se encuentran muchas de las formaciones coralinas en el AIR, y del Caribe en general, en el que se desconoce prácticamente el papel del reclutamiento de nuevos corales en la evolución de los ecosistemas coralinos bajo las condiciones ecológicas actuales. El nivel de profundidad, las estrategias reproductivas, la sobrevivencia de juveniles, y la abundancia y distribución de corales no-juveniles, fueron tenidos en cuenta para relacionarlos con la abundancia, composición y distribución de juveniles encontradas en las formaciones coralinas del AIR.

4 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

1. Establecer las especies (taxa) y abundancias de los corales escleractinios que se presentan en estado juvenil en formaciones coralinas de las Islas del Rosario.
2. Determinar si la estructura y densidad de la comunidad coralina juvenil es influenciada por la localidad, el nivel de profundidad y/o el tipo de estrategia reproductiva que presentan los juveniles (incubación de plánulas o liberación masiva de gametos).
3. Evaluar la relación entre la composición por taxón y la densidad de corales juveniles y no-juveniles, como herramienta para predecir el estado de renovación y mantenimiento de los arrecifes coralinos en el AIR.
4. Analizar la mortalidad a corto tiempo (seis meses) de corales juveniles incubadores y liberadores en dos niveles de profundidad.

5 HIPÓTESIS

1. El nivel de profundidad y la localidad, son factores que tienen influencia significativa en la densidad y composición por taxón de corales escleractinios juveniles en el AIR.
2. El nivel de profundidad y la localidad, son factores que tienen influencia significativa en la densidad de corales juveniles incubadores de plánulas y liberadores de gametos.
3. La densidad de corales escleractinios juveniles incubadores y liberadores en el nivel somero y medio de profundidad, se correlaciona con la densidad de corales no-juveniles incubadores y liberadores del nivel somero y medio de profundidad, respectivamente.
4. Las tasas de mortalidad de corales juveniles se relacionan con el nivel de profundidad y con la estrategia reproductiva de los corales.

6 METODOLOGÍA

6.1 ÁREA DE ESTUDIO

6.1.1 Ubicación

El Archipiélago de Nuestra Señora del Rosario, también conocido como Archipiélago de las Islas del Rosario, son un conjunto de islas bajas rodeadas por extensas formaciones coralinas, sobre la plataforma continental del Caribe colombiano (Fig. 1). Se localiza a 54 km al suroeste de Cartagena entre los 10° 6' y 10° 15' N y los 75° 36' y 75° 50' W (Pfaff, 1969; Alvarado *et al.*, 1986; Díaz *et al.*, 2000), comprendiendo un área aproximada de 120 km² (Garzón-Ferreira y Díaz, 2003). El AIR hace parte del Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo (PNNCRSB), siendo esta un área protegida caracterizada por presentar la mayor parte de su territorio sumergido (Alvarado *et al.*, 1986; Cendales, 1999; Pineda *et al.*, 2006).

6.1.2 Geomorfología y Estructura

Las Islas del Rosario corresponden a un área caracterizada por un profuso desarrollo de formaciones coralinas de origen reciente (5.000 – 10.000 años). El origen de las islas se debe a la formación de arrecifes sobre diapiros, los cuales fueron expuestos por descensos en el nivel del mar y por tectónica de placas (Pfaff, 1969; Burel y Vernet, 1981; Cendales, 1999; Díaz

et al., 2000). Los rasgos actuales del AIR reflejan las oscilaciones en el nivel del mar ocurridas desde su formación, así como los procesos de erosión en el relieve submarino a causa de procesos kársticos (Cendales

et al., 2002). Al elevarse el mar su nivel actual, el sustrato arrecifal antiguo fue recolonizado para dar lugar a los arrecifes actuales según el régimen de oleaje,

corrientes, sedimentación, etc. La exposición privilegiada ante estos agentes y las características de su relieve, hacen que se trate de una de las áreas coralinas más desarrollada geomorfológica y estructuralmente en el Caribe continental colombiano (Díaz

et al., 2000; Garzón-Ferreira et al., 2002; Garzón-Ferreira y Díaz, 2003).

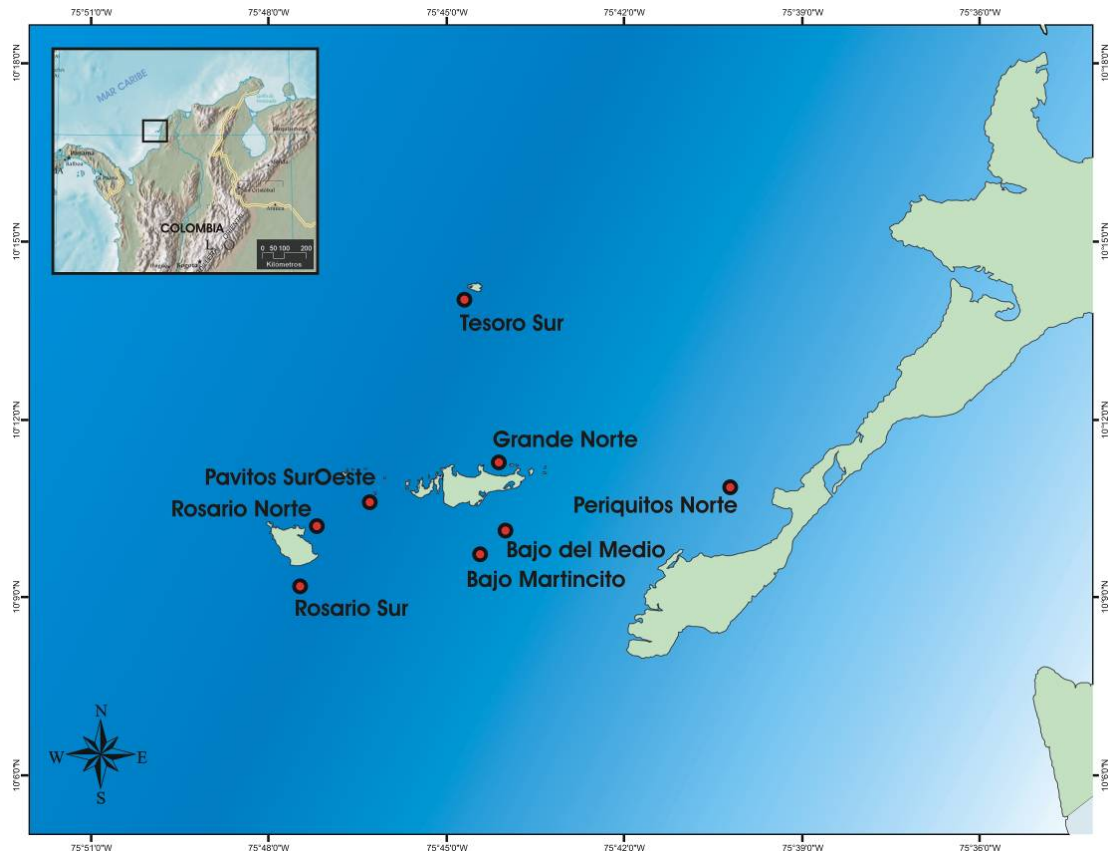


Figura 1. Ubicación del Archipiélago de las Islas del Rosario en el Caribe colombiano y de las ocho localidades muestreadas.

Las principales islas que forman el grupo de Islas del Rosario son Tesoro, Periquitos, Arena, Rosario e Isla Grande; de las cuales la última es la de mayor dimensión; conforman en conjunto un biótopo coralino completamente cerrado (Pfaff, 1969).

En el AIR se presentan importantes variaciones en el relieve y tipo de sustrato, encontrando diferentes formas como planos, pendientes, fondos de sedimentos finos, fondos de cascajo coralino, entre otros, los cuales son factores importantes en los esquemas de distribución coralina encontrados (Cendales

et al., 2002; Zapata, 2005).

Igualmente, la composición y estructura de la comunidad coralina evidencian una zonación vertical que responden a gradientes de profundidad y turbulencia (Díaz *et al.*

, 2000; Garzón-Ferreira y Díaz, 2003). Las diferencias en la acción del oleaje y la distancia a la Bahía de Barbacoas (donde se encuentra ubicado el Canal del Dique y los aportes terrígenos y las tasas de sedimentación son mayores), también son factores importantes en la estructura de las formaciones coralinas (Cendales

et al., 2002).

En la actualidad, muchas de las formaciones coralinas existentes en el AIR se encuentran en avanzado estado de deterioro; el proceso de degradación desde su percepción ha sido atribuido a la falta de control en la construcción, pesca y tráfico de lanchas en la zona (Werding y Sánchez, 1979), a eventos de mortalidad y blanqueamiento masivos debido al incremento inusual de la temperatura del agua marina (Solano *et al.*, 1993; Gil-Agudelo *et al.*, 2006) y principalmente al vertimiento de aguas continentales con elevadas cargas de sedimentos que se incrementó tras la apertura y rectificación del Canal del Dique, el cual es un canal navegable que comunica el Río Magdalena con las Bahías de Cartagena y Barbacoas -bocas de Matunilla y Lequerica- (Fig. 2) (Alvarado *et al.*, 1986; Alvarado y Corchuelo, 1992; Díaz *et al.*, 2000).

6.1.3 Clima

El clima de la región está determinado principalmente por la posición de la Zona de Convergencia Intertropical (ZCIT) en su movimiento anual norte-sur, permitiendo que los vientos Alisios del NE ejerzan mayor o menor influencia en la región. Al haber mayor influencia de estos vientos, se genera una época seca, usualmente entre los meses de diciembre y abril; por su parte, la época lluviosa o húmeda se presenta entre septiembre y noviembre debido a la inhibición de los Alisios y bajo el efecto discreto de los vientos del SO. El resto de meses son de transición entre estas dos épocas (Díaz *et al.*, 1978; Leble y Cuignon, 1987; Andrade *et al.*, 1988).

Los valores medios de temperatura del agua, dependiendo de la estación climática, son variables entre años, condición evidenciada por los diferentes datos registrados (Pfaff, 1969; Díaz *et al.*, 1978; Alvarado y Corchuelo, 1992; Cendales, 1999; Zapata, 2005). Como aproximación, el valor de temperatura media anual es de 27 - 28 °C, con valores máximos entre 29 - 32 °C y mínimos entre 21 - 25 °C. En ocasiones, asociado con la ausencia de vientos, se han observado elevaciones drásticas de la temperatura del agua ocasionando fuertes blanqueamientos y mortandad en comunidades coralinas (Solano *et al.*, 1993; Gil-Agudelo *et al.*, 2006).



Figura 2. Fotografía satelital del Archipiélago de las Islas del Rosario (círculo) y zonas aledañas. Las flechas indican las fuentes de descarga de aguas dulces con elevadas cargas de sedimentos provenientes del Canal del Dique a través de la Bahía de Cartagena (a), y las bocas de Lequerica (b) y Matunilla (c) en Bahía Barbacoas. La fotografía corresponde a la época seca en la región (diciembre de 1989), cortesía del SIG-INVEMAR.

6.1.4 Oceanografía

En el sector de la plataforma continental donde se encuentran las Islas del Rosario se ha determinado la influencia de la Corriente Superficial del Caribe y la Contracorriente de Panamá o del Darién, las cuales están condicionadas por el régimen de vientos. La primera tiene su efecto en dirección suroeste durante la estación seca y el predominio de los vientos Alisios del NE (diciembre – abril). Por su parte, la contracorriente de Panamá, asociada con vientos del suroeste, afectan la plataforma en dirección noreste principalmente en la época de lluvias (septiembre – noviembre) (Pujos *et al.*, 1986).

La sedimentación y la turbidez influyen estacionalmente en la región principalmente por el aporte de aguas continentales del Río Magdalena a través del Canal del Dique, siendo más alta en la época lluviosa y siempre elevadas en cercanías a la Bahía de Barbacoas (Cendales *et al.*, 2002). En la época seca, la Corriente Superficial del Caribe se conjuga con el bajo caudal del Río Magdalena y se limita la pluma de sedimentos en una banda cerca del Canal del Dique, protegiendo las Islas de la influencia del aporte fluvial aunque en ocasiones se observa la llegada de aportes del Canal al norte del AIR, como se observa en la Figura 2. En las épocas de transición y de lluvias, el gran caudal del Río Magdalena permite a las aguas salir del Canal, y favorecidas por las corrientes en dirección noreste, llegan hasta las Islas y cruzan el Archipiélago, pudiendo afectar más notoriamente la parte sur del mismo (Pujos *et al.*, 1986; Leble y Cuignon, 1987; Andrade *et al.*, 1988; Alvarado y Corchuelo, 1992).

6.2 DISEÑO MUESTREAL

Se realizaron cuatro muestreos bimensuales entre abril y octubre de 2006. En cada muestreo fueron visitadas diferentes localidades con formaciones coralinas en el AIR, para evaluar la abundancia y composición de los corales escleractínios juveniles. Adicionalmente, la abundancia y composición de corales no-juveniles también se

registró como factor para analizar la estructura de la comunidad coralina juvenil. Se procuró abarcar la mayor parte del AIR en los muestreos para obtener una idea significativa del estado de los juveniles en toda la zona. Con este fin fueron evaluadas ocho localidades (Fig. 1, Tabla 1), sabiendo previamente que en cada una de ellas había presencia de formaciones coralinas. Igualmente, se anotaron las principales características del ambiente arrecifal en donde se realizó cada uno de los muestreos.

La mortalidad de corales juveniles fue evaluada, realizando seguimientos a colonias en algunos transectos permanentes que emplea el Sistema de Monitoreo de Arrecifes Coralinos de Colombia (SIMAC) para labores de seguimiento de variables biológicas en una de sus estaciones (Isla Tesoro).

Tabla 1. Localidades en el Archipiélago de las Islas del Rosario donde fueron realizadas las evaluaciones de abundancia y composición de corales escleractinios juveniles y no-juveniles.

LOCALIDAD	Identificación	Coordenadas	
		N	W
Sector norte Isla Rosario (La Coca)	IRN	10° 10' 5,3''	75° 47' 7,9''
Sector sur Isla Rosario	IRS	10° 09' 4,3''	75° 47' 24,8''
Sector norte Isla Grande (Barrera)	IGN	10° 11' 1,8''	75° 43' 53,3''
Sector suroeste Isla Pavitos (estación SIMAC)	PSO	10° 10' 29,5''	75° 46' 14,3''
Sector norte Isla Periquitos	IPN	10° 10' 44,7''	75° 40' 9,8''
Sector sur Isla Tesoro (estación SIMAC)	ITS	10° 14' 3,1''	75° 44' 47,2''
Bajo del Medio (entre las Islas Arena y Grande)	BDM	10° 09' 36,8''	75° 44' 22,8''
Bajo Martincito (entre las Islas Arena y Grande)	BMT	10° 10' 0,8''	75° 43' 57,2''

Tanto la evaluación de la abundancia y composición por estado de madurez, como el monitoreo de juveniles se efectuó mediante inmersiones con equipo de buceo autónomo de aire comprimido, con tiempos de fondo y reposo determinados por tablas y computadores de buceo. Cada tarea fue realizada simultáneamente por dos buzos a fin de minimizar riesgos y agilizar la toma de datos.

Según los criterios nombrados en el Marco Teórico (tasas de crecimiento de los corales, tiempo de vida de las colonias en el arrecife, talla de madurez sexual, etc.), y

(2005) de Chiappone y Sullivan (1996) y la medida de diámetro mayor inferior a 20 o 40 mm, correspondía a un ejemplar juvenil. Para especies masivas que normalmente alcanzan gran talla (

e.g.

Los juveniles fueron *Distaplia* spp., *Siderastrea* spp. y *Montastraea* spp. Cuyo diámetro es menor a 40 mm. Por su parte, los juveniles de especies que normalmente alcanzan tallas relativamente pequeñas (

e.g.

Fragmentos de *Meandrinia* spp., *Porites* spp. y *Agave* spp. cuyo diámetro fuera inferior a 20 mm. Las colonias con diámetros mayores a estas medidas se categorizaron como no-juveniles, de acuerdo con Chiappone y Sullivan (1996).

Sabiendo que no todas las colonias de escaso diámetro provienen de la reproducción sexual, se procuró diferenciar cuidadosamente las colonias juveniles provenientes de la reproducción sexual y el reclutamiento, de los fragmentos remanentes de la mortalidad parcial o la fragmentación de colonias adultas (como formas de reproducción asexual que se presentan en muchos corales). La observación detallada del sustrato circundante y la forma de la colonia juvenil fue útil para este propósito (Fig. 3).

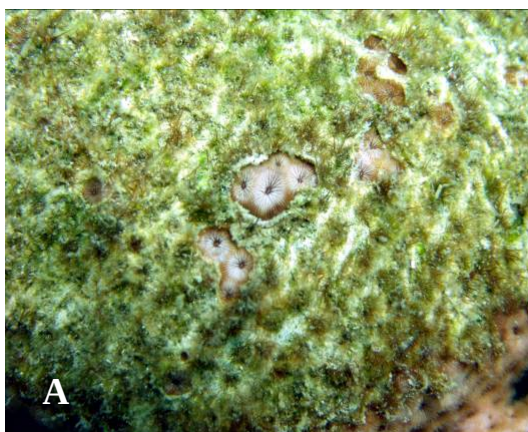


Figura 3. Fotografías de colonias coralinas con escaso tamaño resultantes de la fragmentación y muerte de colonias de mayor diámetro. Las flechas rojas indican fragmentos de la especie *Siderastrea siderea* (A) y *Montastraea cavernosa* (B) que pueden ser confundidos con reclutas. Nótese la presencia de otros segmentos de mayor tamaño provenientes de la misma colonia (flechas blancas).

A.



Se procuró la identificación hasta especie de todos los corales observados en campo. En caso de no ser posible, fueron recolectados algunos morfotipos y llevados a laboratorio para su identificación. En algunos casos no fue posible esta diferenciación, así que se identificaron hasta el nivel taxonómico más específico posible (género o familia). Se refirió a los corales agrupados en un mismo nivel taxonómico como “taxón”.

6.2.1 Riqueza, Abundancia y Distribución de Corales

Se eligieron de forma aleatoria sitios representativos de los ambientes arrecifales locales, evitando parches de arena y con características del sustrato más o menos uniformes. La evaluación se realizó en dos niveles de profundidad, uno entre 2 y 5 m, designado nivel somero, y otro entre 9 y 12 m, denominado nivel medio. Se optó por estos niveles de profundidad, así como su denominación, en congruencia con los rangos de profundidad que emplea el SIMAC para la evaluación de variables biológicas, y para facilitar el trabajo subacuático evitando limitaciones por tiempo de buceo. En cada uno de los niveles se registró la presencia de corales juveniles y no-juveniles.

El muestreo fue realizado en tres transectos de banda de 30 m de longitud por 1 m de ancho, en cada una de las profundidades. La longitud de cada banda fue demarcada por la extensión de un flexómetro, fijo en sus dos extremos, mientras el ancho se delimitó con una vara de PVC de 1 m. Cada observación se realizó recorriendo el camino trazado por el flexómetro con el centro de la vara de PVC sobre el flexómetro. En total fueron evaluados 48 transectos en las ocho (8) localidades muestreadas, de los cuales 24 se encontraron en el nivel somero y 24 en el medio.

Se contabilizaron e identificaron en campo (o en laboratorio en caso de los corales recolectados) cada uno de los corales juveniles y no-juveniles que se encontraban incluidos en los transectos. Se tomaron fotografías de los taxa presentes en estado juvenil, en particular de aquellos individuos que no fueron identificados en campo, a fin de elaborar un catálogo fotográfico de los corales juveniles presentes en la zona. Para este propósito se empleó una cámara digital *Nikon Coolpix 8700* con fotografías en resolución de 5 megapíxeles. Para la toma fotográfica se dispuso de un fotocuadrante, asegurando de esta manera un área de registro constante de 25 x 25 cm.

Las observaciones fueron registradas en tablas acrílicas, anotando la especie de cada colonia juvenil y no-juvenil observada, las fotos correspondientes a cada ejemplar, el rango de profundidad en que se encuentra el transecto (correspondiendo al nivel medio o somero) y las coordenadas del lugar obtenidas a partir de un Posicionador Global marca *Garmin*, modelo *eTrex*.

6.2.2 Seguimiento de Corales Juveniles en Transectos Permanentes

Para evaluar la mortalidad de colonias juveniles, se eligió la estación de monitoreo SIMAC de Isla Tesoro, ubicada en las coordenadas 10° 14' 3,1'' N y 75° 44' 47,2'' W. Fueron empleados seis transectos permanentes, tres en cada nivel de profundidad (que igual a la metodología de distribución corresponden a un nivel somero y uno medio), para las labores del seguimiento de juveniles. Los transectos, previamente ubicados e instalados con un sistema de estacas y cuya longitud es de 10 m (Garzón-Ferreira *et al.*, 2002), fueron mapeados para facilitar su reubicación y asegurar que cada muestreo se realizara sobre los mismos transectos y en igual dirección.

Entre las dos estacas que conformaban cada transecto fue extendido y tensionado un flexómetro a modo de guía que sirvió como eje central de la banda de muestreo. El ancho de la banda fue delimitado por un cuadrante de 1 x 1 m dividido en 16 subcuadrantes de 25 x 25 cm (a cada uno de los cuales se le asignó un número de 1 al 16 de acuerdo a su ubicación dentro del cuadrante), el cual se desplazó con exactitud metro a metro a lo largo de la banda de muestreo (Fig. 4). En cada ubicación del cuadrante se buscaron detalladamente los corales juveniles incluidos dentro del área demarcada (Fig. 5), identificándolos idealmente *in situ*. Cada juvenil observado fue marcado con cinta Rótex, numerada y anclada con una puntilla al sustrato duro más próximo.

Cada uno de los juveniles fue registrado fotográficamente siguiendo la misma técnica empleada en la metodología de distribución. En tablas acrílicas se reportó cada observación anotando la especie del juvenil, la ubicación del cuadrante en la banda (distancia en metros desde el punto inicial), el subcuadrante en el que se encontraba, el número de marca de la cinta y las fotos correspondientes a cada ejemplar, con el fin de localizar las colonias en cada revisión de los transectos. El procedimiento se repitió en cada uno de los tres (3) transectos de cada nivel de profundidad.

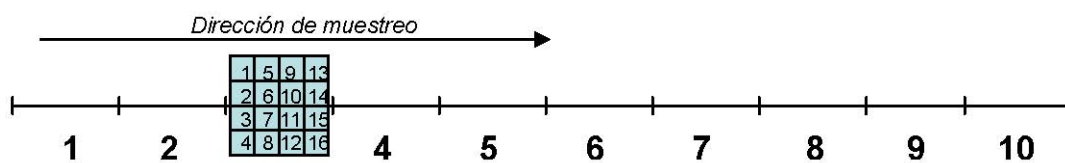


Figura 4. Representación de la metodología seguida en el seguimiento de juveniles en transectos permanentes del SIMAC. Los números 1-10 indican la distancia recorrida en el transecto; los números 1-16 indican la posición dentro del sistema de subcuadrantes.

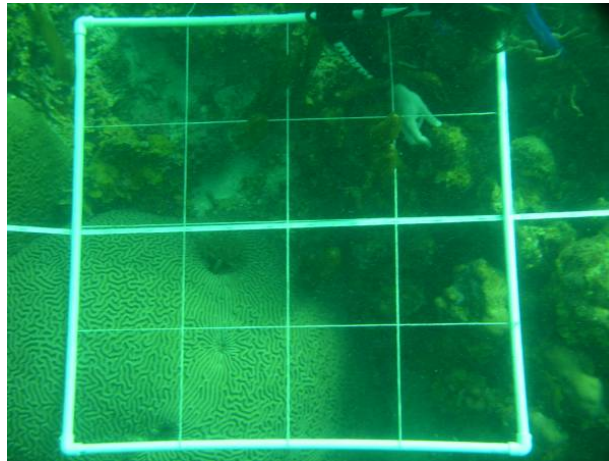


Figura 5. Fotografía mostrando la búsqueda detallada de juveniles en el área demarcada. Nótese la cinta métrica tensionada y el cuadrante de 1x1 m con los 16 subcuadrantes para ubicar y referenciar los juveniles.

En muestreos posteriores, realizados bimensualmente, además de marcar los juveniles que no fueron detectados en el censo inicial, se analizó y registró la permanencia, estado de salud y sobrevivencia de los corales juveniles inicialmente marcados. Se revisó el estado de las marcas, limpiando cuidadosamente la capa de epifitos adheridos a ellas y reemplazando aquellas no encontradas. Igualmente, se llevó un registro fotográfico que incluía, tanto los corales encontrados, como la ubicación de los corales no encontrados.

6.3 ANÁLISIS DE LA INFORMACIÓN

6.3.1 Riqueza, Abundancia y Distribución de Corales

La abundancia de juveniles de corales por unidad de muestreo se calculó como el número de juveniles encontrados en cada cuadrante de 1 m².

con el fin de poder comparar los resultados obtenidos con otros estudios que emplean generalmente la misma unidad de medida. Para que los datos de densidad de corales juveniles y no-juveniles fueran compatibles estadísticamente, se agruparon todas las especies de

corales en estado no-juvenil en los mismos taxa en que fueron agrupados los juveniles. Se calculó la densidad de corales a partir de la cantidad total de colonias registradas sobre el área total evaluada, tanto a nivel general como por niveles de profundidad y estrategias reproductivas. Así mismo, se promedió la densidad de colonias en cada nivel de las localidades a partir de la densidad calculada en los tres transectos de cada nivel, obteniendo la respectiva desviación estándar. Se calcularon los valores de abundancia relativa de corales juveniles y no-juveniles en términos de porcentaje, empleando la siguiente expresión matemática:

$$\% = (n / N) * 100; \text{ donde } n \text{ es el número de individuos registrados como juveniles o no-juveniles y } N \text{ es la cantidad total de individuos registrados.}$$

Se calculó el porcentaje de frecuencia ($\%_f$) para cada taxón de juveniles a partir del número de transectos en que aparece (n) sobre el total de transectos evaluados (48), empleando la siguiente expresión matemática:

$$\%_f = (n / 48) * 100$$

6.3.1.1 Variación de la Estructura Comunitaria de Corales Juveniles con la Localidad y el Nivel de Profundidad.

~~Para determinar la significancia de los factores de la densidad de corales juveniles~~ Para evaluar la influencia de los factores de la densidad de corales juveniles, se agruparon los valores de densidad en los transectos por nivel de profundidad (independientemente de la localidad) y se comprobaron los supuestos para elegir el tipo de prueba. Para evaluar la desviación de la normalidad se empleó el test de Shapiro-Wilks (W), encontrando que los valores originales de densidad en el nivel somero de profundidad no se ajustaron a la distribución normal ($p = 3,19 \times 10^{-4}$).

), mientras en el nivel medio si ($p = 0,09$), por esto se transformó cada set de datos con-

logaritmo ($x + 1$) para intentar corregir el sesgo positivo observado, sin embargo, se obtuvo el mismo resultado en el nivel somero ($p = 1,64 \times 10^{-6}$). Con base en lo anterior se aplicó la prueba Mann-Whitney-Wilcoxon (U), como prueba no paramétrica para cuantificar el efecto de la profundidad sobre la densidad.

Para determinar la significancia del efecto de la localidad en la densidad de corales juveniles, se agruparon los valores de densidad obtenidos en los seis transectos cada localidad (sin diferenciar el nivel de profundidad) y se aplicó la prueba Kruskal-Wallis (H) como prueba no paramétrica; esto, ya que con el tamaño de la muestra en cada localidad ($n=6$) no es recomendable aplicar pruebas paramétricas (Zar, 1999).

Se empleó el programa STATGRAPHICS para llevar a cabo las pruebas estadísticas.

Similaridad entre localidades muestreadas: Para analizar la estructura comunitaria en las diferentes muestras, se emplearon matrices construidas a partir de los valores de densidad de los taxa en las diferentes muestras. Ya que los taxa involucraron diferentes niveles jerárquicos, y con el fin de dar la misma importancia de cada taxón en los análisis de la estructura comunitaria, se calcularon las densidades a partir del mismo nivel taxonómico, siendo este el de género. Las muestras fueron determinadas por los datos obtenidos en cada uno de los dos niveles de profundidad de las ocho localidades, para un total de 16 muestras.

Con el fin de encontrar esquemas de agrupación de las muestras, se utilizó un análisis multivariado de clasificación (CLUSTER), transformando inicialmente la matriz original de datos por una matriz triangular con base en el índice de similaridad de Bray-Curtis, y representando la similaridad de las muestreas con un dendrograma jerárquico. Complementariamente, se mostró la similaridad de las muestras con un escalamiento no métrico multidimensional (NMDS), el cual arrojó un nivel de estrés que permite evidenciar una buena representación de los datos (0,06). Se empleó el programa PRIMER para este análisis, siguiendo las recomendaciones de Clarke y Warwick (2001).

6.3.1.2 Relación de la Estructura Comunitaria de Corales Juveniles con las Estrategias Reproductivas.

Cada taxón juvenil se clasificó en dos grupos dependiendo de la naturaleza de la estrategia reproductiva. Así, cada grupo compartía como estrategia la fecundación interna de gametos e incubación de plánulas, o por el contrario, la fecundación externa con desoves de gametos. A cada grupo de organismos se le aplicó el mismo tratamiento estadístico nombrado anteriormente para determinar el grado de similitud o diferencia de las densidades dependiendo del nivel de profundidad y la localidad. En corales juveniles incubadores, los valores originales de densidad no se ajustaron a la distribución normal en ninguno de los dos niveles de profundidad ($p = 7,19 \times 10^{-7}$ en somero; $p = 0,02$ en medio) y fueron transformados con logaritmo, obteniendo el mismo resultado en el nivel somero ($p = 2,69 \times 10^{-3}$). En corales juveniles liberadores, los datos originales tampoco se ajustaron a la distribución normal ($p = 1,57 \times 10^{-4}$ en somero; $p = 1,04 \times 10^{-6}$ en medio) y se transformaron con logaritmo, obteniéndose el mismo resultado ($p = 3,23 \times 10^{-4}$ en somero; $p = 5,91 \times 10^{-5}$ en medio). Por esto, se empleó la prueba de Mann-Whitney-Wilcoxon como prueba no paramétrica para comprobar el efecto de la profundidad en la densidad, tanto de corales juveniles incubadores como de liberadores. Igualmente se calculó la abundancia relativa de cada grupo (%).

6.3.1.3 Relación de Corales Juveniles y No-juveniles.

Los taxa de corales no-juveniles se clasificaron en dos grupos dependiendo de la naturaleza de la estrategia reproductiva de cada taxón y se calculó el valor medio de densidad de cada grupo en el nivel somero y medio de profundidad de las localidades muestreadas. Se examinó la significancia del efecto de la profundidad y la localidad en la densidad de cada grupo de corales, de la misma forma en que se hizo en los juveniles. En el caso de corales no-juveniles incubadores, los datos originales se

ajustaron a la distribución normal ($p = 0,61$ en somero; $p = 0,77$ en medio) y mostraron homogeneidad de varianzas ($p = 0,82$); opuesto a lo encontrado en los datos originales de no-juveniles liberadores ($p = 4,91 \times 10^{-4}$ en somero, con kurtosis), por lo cual se transformaron con raíz cuadrada pero si lograr corregir la desviación de la normalidad ($p = 2,26 \times 10^{-4}$).

). Con base en esto, se aplicó la prueba paramétrica t-student para demostrar la significancia del efecto de la profundidad en la densidad de corales no-juveniles incubadores, mientras que para los liberadores se empleó la prueba no-paramétrica de Mann-Whitney-Wilcoxon. Seguidamente se cuantificó la significancia del efecto de la localidad en las medidas de densidad a partir del test Kruskal-Wallis. Igualmente, se calculó la abundancia relativa (%) de cada grupo de corales, así como de los respectivos taxa, por nivel de profundidad.

Se realizó un análisis de correlación para cuantificar el grado y tipo de relación entre la densidad de corales juveniles y la de no-juveniles en cada nivel de profundidad según la estrategia reproductiva, a partir de las densidades obtenidas en los transectos evaluados de cada nivel. Se aplicó el índice de correlación de Spearman (no paramétrica) debido a las características de distribución de los datos (al menos la distribución encontrada en corales juveniles no se ajustó a la normal en los dos niveles de profundidad, tanto para incubadores como para liberadores), en donde el valor “p” indica significancia de la prueba, mientras que el “r”, encontrándose entre -1 y 1, indica la magnitud y naturaleza de la relación entre las variables.

6.3.2 Seguimiento de Juveniles en Transectos Permanentes

A partir del seguimiento realizado a las colonias coralinas juveniles, se procuró calcular las tasas de mortalidad para cada taxón y para el total de corales incubadores y liberadores, en cada nivel de profundidad. No obstante, debido al limitado número de datos en algunos de los taxa, solo se optó por calcular las tasas de mortalidad para el total de juveniles en cada nivel de profundidad y para todos los corales que

compartían la misma estrategia reproductiva El censo inicial, en donde se identificaron y marcaron los juveniles presentes en los transectos de cada nivel de profundidad, fue empleado para calcular la abundancia inicial de corales juveniles. El último censo (luego de un período de seis meses), en donde se determinó la permanencia, estado de salud o muerte de las colonias inicialmente marcadas, fue empleado para determinar la abundancia final de juveniles con vida. Puesto que no se reubicó en todos los muestreos ni la marca ni la colonia de algunos de los corales juveniles inicialmente marcados, solo se tuvo en cuenta la cantidad de colonias vivas y muertas (o las marcas en su defecto) ubicadas con certeza hasta el último muestreo para calcular la mortalidad. La tasa de mortalidad se estimó de manera directa, observando el número de individuos muertos al final del seguimiento. Se calculó la tasa de mortalidad de los juveniles (o mortalidad específica de la edad, M

) a partir de la abundancia inicial (N_0) y final (N_t) de corales juveniles en cada nivel de profundidad y por estrategia reproductiva. Se empleó la expresión matemática:

$$M_c = (N_0 - N_t) / N_0, \text{ (Rabinovich, 1978).}$$

Los juveniles encontrados y marcados en muestreos posteriores se emplearían como una aproximación para determinar las tasas de reclutamiento en los dos niveles de profundidad durante el período de estudio.

7 RESULTADOS

7.1 CARACTERÍSTICAS ESTRUCTURALES DE LAS LOCALIDADES

Las formaciones coralinas aledañas a Isla Tesoro (ITS) se caracterizaron por ser heterogéneas en las dos profundidades, con grandes colonias de corales masivos dispersas en el nivel somero, principalmente de rodeadas de arena, mientras en el medio, abundante *Montastraea annularis* restos coralinos colonizados por algas frondosas (principalmente

) con escasa cobertura coralina *Lobophora variegata*, encontrando en este último nivel la mayor pendiente arrecifal de todas las localidades muestreadas. Las dos zonas muestreadas aledañas a Isla Rosario (IRS e IRN) fueron unas de las encontradas con mayor riqueza coralina, principalmente en los niveles medios de profundidad donde también se observaron algas frondosas (principalmente

Dictyota sp.). En el nivel somero de IRN la abundancia y cobertura de corales fue menor, con cascajo coralino (posiblemente de *Porites porites* y *Acropora cervicornis*) colonizado por algas calcáreas (

sp.). Las formaciones coralinas en *Halimeda* sp.) y frondosas (principalmente *Dictyota* sp.). Las formaciones coralinas en las dos profundidades de Isla Grande (IGN) fueron bastante heterogéneas, caracterizándose el nivel somero por ser una barrera arrecifal pendiente de esqueletos de

colonizados por abundantes *A. palmata* y algas frondosas y filamentosas con escasa riqueza y cobertura coralina; mientras en el nivel medio, con poca inclinación, se encontraron abundantes colonias masivas rodeadas de arena, principalmente de

. La localidad muestreada *M. annularis*, *M. franksi* y *M. faveolata* leada cerca de Isla Pavitos (PSO) mostró ser homogénea en los dos niveles (aunque en el nivel medio la pendiente fue mucho mayor), observando abundante cobertura coralina y dominancia de corales pequeños, principalmente de

. En los bajos del Medio (BDM) y Martincito (BMT) se observó *Agaricia tenuifolia* y *rvó* abundante cobertura coralina, con parches de arena, esponjas y cascajo coralino alrededor de los corales vivos, con poca inclinación en los dos niveles. La localidad muestreada cerca de Isla Periquitos (IPN) fue la más cercana a la Bahía de Barbacoas; se observó cobertura

coralina escasa y colonias coralinas dispersas, con predominio de arena y escombros coralinos de sp.) y frondos Agaricia spp. colonizados por algas filamentosas, calcáreas (Halimeda as (sp.); en esta localidad Dictyota d, ambos niveles mostraron ser homogéneos y poco inclinados.

7.2 RIQUEZA, ABUNDANCIA Y DISTRIBUCIÓN DE CORALES

En el área total evaluada (1.440 m^2) se registraron un total de 2.622 colonias coralinas juveniles pertenecientes a 18 taxa, correspondiendo al 23,8% del total de colonias registradas (Tabla 2, Anexos A y B). La densidad de corales juveniles calculada fue de $1,82 \text{ juv/m}^2$. Debido a la similitud morfológica de pólipos y/o colonias entre las especies de la familia Mussidae (*Mycetophyllia* spp., *Scolymia* spp., *Mussa* spp., *Isophyllastrea* spp.) en estado juvenil, se agruparon todos los individuos observados de esta forma en el taxón Mussidae (Fig. 6M, N). Así mismo, las especies de *Agaricia* spp. (Fig. 6A,C), *Solenastrea* spp., *Madracis* spp. y *Stephanocoenia* spp. se identificaron con certeza solamente hasta el nivel de género. El taxón identificado como complejo *Montastraea* spp. agrupó los juveniles de las especies *M. franksi*, *M. annularis* y *M. faveolata*. Los taxa restantes se identificaron hasta nivel de especie (Fig. 6). La principal característica que no permitió diferenciar todos los juveniles de sus congéneres identificándolos hasta nivel de especie, fue el escaso tamaño, la ausencia de la forma colonial característica y la similar morfología observada en muchos pólipos fundadores (la cual fue generalmente circular), cuando aún carecían de pólipos vecinos provenientes de la reproducción asexual.

La mayor proporción de juveniles registrados correspondió al taxón Agaricia spp. (51,0%, correspondiendo a 1.337 colonias), a este le siguió con una proporción significativamente menor (11,6%, 304 colonias), P. astreoides (17,5%, 459 colonias), Helioseris cucullata (4,3%, 113 colonias). El Favia fragum (5,3%, 139 colonias) y Siderastrea siderea esto (Colpophyllia natans , Diploria strigosa , M. cavernosa, complejo Montastraea spp., Manicina areolata, Solenastrea spp., Meandrina

meandrites, *Dichocoenia stokesi*, *Eusmilia fastigiata*, *Madracis* spp. *P. porites*, *Stephanocoenia* spp. y los Mussidae) constituyeron el 10,3% (270 colonias) de la abundancia total de juveniles (Tabla 2, Fig. 7).

Tabla 2. Abundancia total (# colonias) y relativa (%) de cada taxón registrado en las dos profundidades (Som: somero y Med: medio), en estado juvenil (juv) y no-juvenil (no-juv), y de corales incubadores (*) y liberadores (**). La proporción del total (Total) corresponde al porcentaje de corales por nivel de profundidad y por estado (juv. o no-juv.). Los taxa con estrategia reproductiva indefinida corresponde al término Otros.

TAXÓN	JUVENILES				NO-JUVENILES				Total juv.	%	Total no-juv	%
	Som	%	Med	%	Som	%	Med	%				
<i>Agaricia</i> spp.*	669	56,1	668	46,7	804	23,9	2132	42,4	1337	51,0	2936	35,0
<i>H. cucullata</i>	91	7,6	213	14,9	29	0,9	125	2,5	304	11,6	154	1,8
<i>A. cervicornis</i>	0	0,0	0	0,0	6	0,2	2	0,0	0	0,0	8	0,1
<i>C. natans</i> **	5	0,4	20	1,4	53	1,6	143	2,8	25	1,0	196	2,3
<i>D. labyrinthiformis</i>	0	0,0	0	0,0	121	3,6	39	0,8	0	0,0	160	1,9
<i>D. strigosa</i> **	7	0,6	5	0,3	103	3,1	45	0,9	12	0,5	148	1,8
<i>F. fragum</i> *	75	6,3	64	4,5	72	2,1	35	0,7	139	5,3	107	1,3
<i>M. cavernosa</i> **	10	0,8	39	2,7	123	3,7	236	4,7	49	1,9	359	4,3
Complejo <i>Montastrea</i> spp.**	2	0,2	4	0,3	354	10,5	478	9,5	6	0,2	832	9,9
<i>M. areolata</i> *	8	0,7	1	0,1	12	0,4	0	0,0	9	0,3	12	0,1
<i>Solenastrea</i> spp.	1	0,1	3	0,2	1	0,0	1	0,0	4	0,2	2	0,0
<i>D. stokesi</i>	1	0,1	0	0,0	12	0,4	6	0,1	1	0,04	18	0,2
<i>M. meandrites</i> *	2	0,2	4	0,3	22	0,7	38	0,8	6	0,2	60	0,7
<i>E. fastigiata</i>	5	0,4	14	1,0	52	1,5	202	4,0	19	0,7	254	3,0
Mussidae	12	1,0	60	4,2	29	0,9	150	3,0	72	2,7	179	2,1
<i>Madracis</i> spp.*	13	1,1	23	1,6	35	1,0	78	1,6	36	1,4	113	1,3
<i>P. astreoides</i> *	258	21,6	201	14,1	961	28,5	978	19,5	459	17,5	1939	23,1
<i>P. porites</i> *	4	0,3	11	0,8	384	11,4	131	2,6	15	0,6	515	6,1
<i>S. siderea</i> **	27	2,3	86	6,0	168	5,0	115	2,3	113	4,3	283	3,4
<i>Stephanocoenia</i> spp.	2	0,2	14	1,0	27	0,8	89	1,8	16	0,6	116	1,4
Incubadores	1029	86,3	972	68,0	2290	68,0	3392	67,5	2001	76,3	5682	67,7
Liberadores	51	4,3	154	10,8	922	27,4	1056	21,0	205	7,8	1978	23,6
Otros	112	9,4	304	21,3	156	4,6	575	11,4	416	15,9	731	8,7
Total	1192	45,5	1430	54,5	3368	40,1	5023	59,9	2622	23,8	8391	76,2

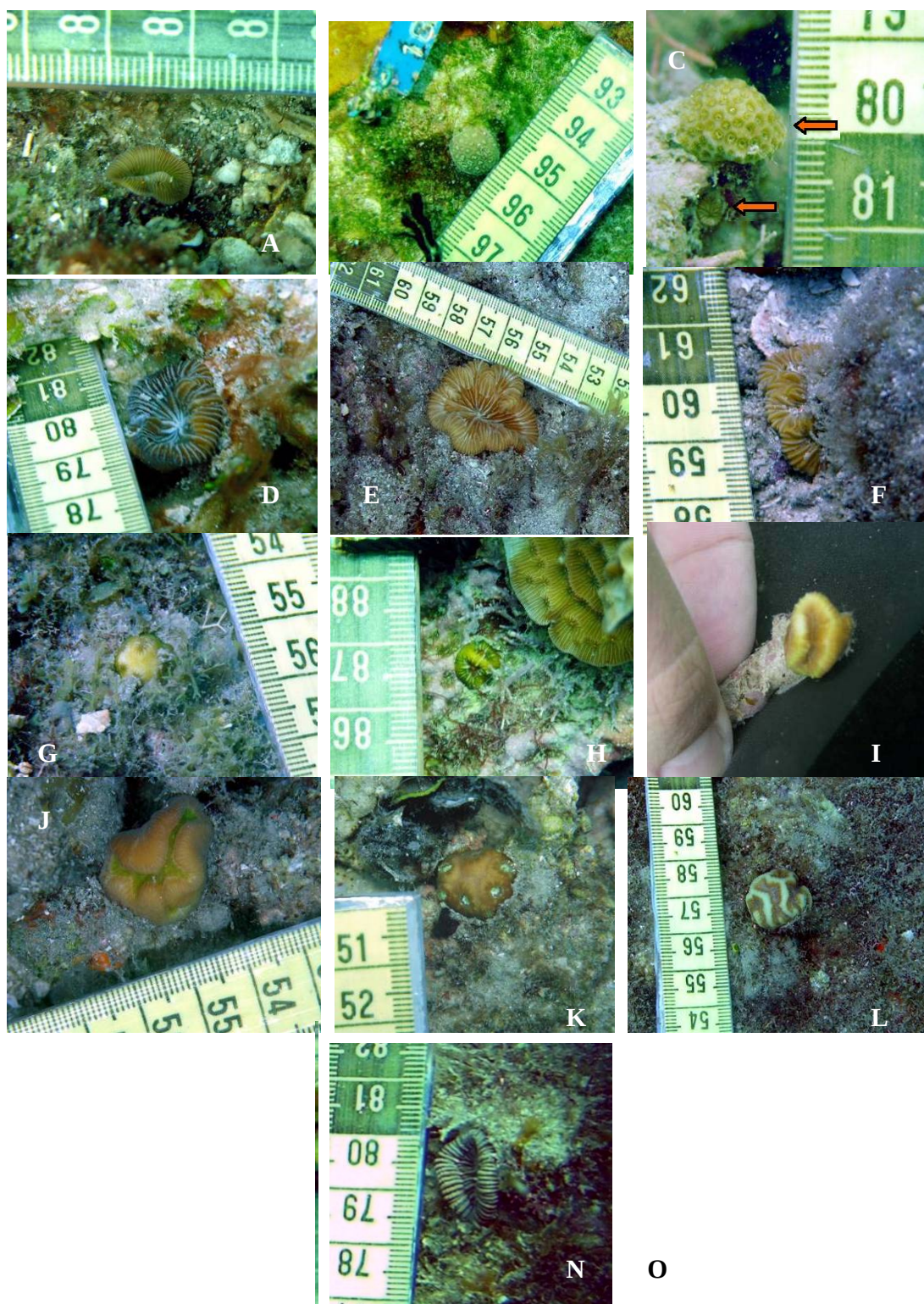


Figura 6. Fotografías de algunos de los taxa de corales escleractinios juveniles registrados durante los muestreos en el Archipiélago de las Islas del Rosario. A: *Agaricia* spp.; B: *Porites astreoides*; C: *P. astreoides* (superior) y *Agaricia* spp. (inferior) (nótese la ausencia de pólipos vecinos); D y E: *Colpophyllia natans*; F: *Meandrina meandrites*; G y H: *Favia fragum*; I: *Manicina areolata* recolectada; J: *M. areolata*; K: *Montastraea cavernosa*; L: *Diploria strigosa*; M y N: *Mussidae*; y O: *Siderastrea siderea*.

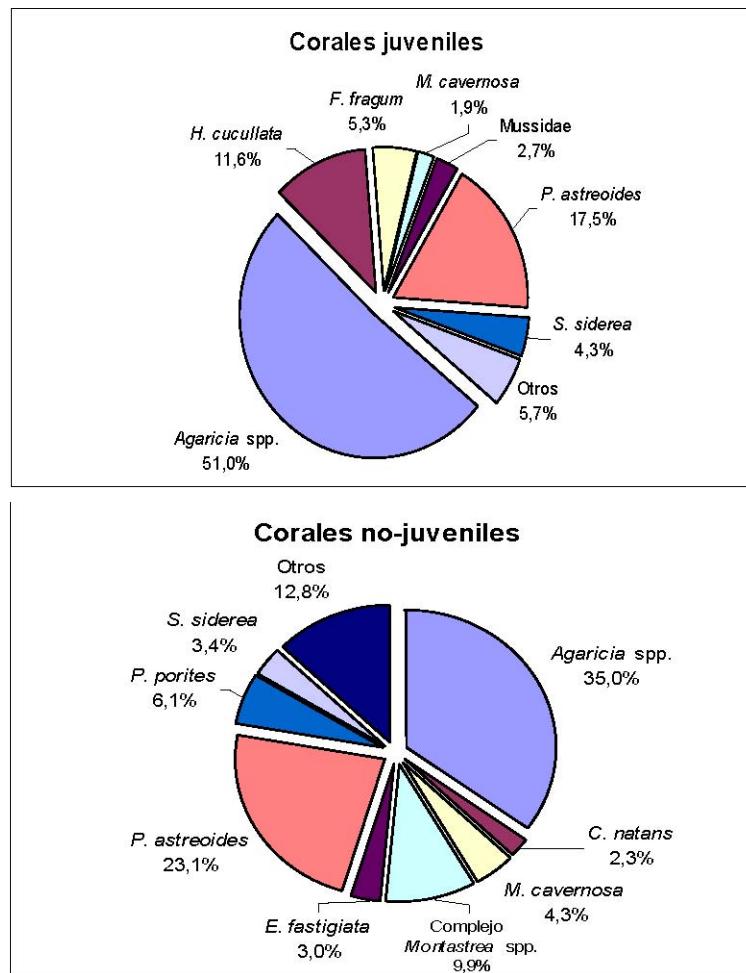


Figura 7. Abundancia relativa (%) de los taxa registrados en estados juvenil (superior) y no-juvenil (inferior).

En estado juvenil, los taxa con mayor frecuencia de aparición en los transectos, además de abundantes, fueron *Agaricia* spp. y *P. astreoides* (99,7% cada uno, encontrándose en 47 de los 48 transectos evaluados). Por su parte, *F. fragum*, *S. siderea*, Mussidae, *H. cucullata*, *C. natans* y *M. cavernosa* fueron taxa medianamente frecuentes (entre 33,3 y 56,3%, 16 a 27 de los transectos), mientras el resto fueron escasamente frecuentes o raros (entre 2,1 y 22,9%, <11 transectos), siendo *D. stokesi* y *Solenastrea* spp. los taxa más raros habiéndose encontrado respectivamente en solo 1 y 2 de los transectos evaluados (Tabla 3).

Tabla 3. Cantidad transectos en los que aparece cada taxón de corales juveniles por profundidad (S: somero, M: medio) y localidad. Porcentaje de frecuencia de aparición (%f) de cada taxón a partir del total de transectos en que aparece (Total trans.) sobre el total de transectos evaluados (48). Riqueza corresponde a la cantidad total de taxa encontrados en cada nivel de las diferentes localidades. El significado de cada abreviatura referente a la localidad se muestra en la Tabla 1.

Taxón	IRS		IRN		IGN		IPN		PSO		ITS		BDM		BMT		Total		Total %f
	S	M	S	M	S	M	S	M	S	M	S	M	S	M	S	M	S	M	
<i>Agaricia</i> spp.	3	3	3	3	3	3	3	2	3	3	3	3	3	3	3	3	24	23	47 97,9
<i>Helioseris cucullata</i>	0	1	0	2	0	1	0	2	3	3	0	0	0	3	1	3	4	15	19 39,6
<i>Colpophyllia natans</i>	2	3	0	2	0	0	0	0	1	1	0	3	0	2	2	0	5	11	16 33,3
<i>Diploria strigosa</i>	2	2	0	0	0	0	1	1	1	0	0	1	1	0	1	0	6	4	10 20,8
<i>Favia fragum</i>	3	1	3	3	3	1	1	0	1	2	2	0	2	0	2	3	17	10	27 56,3
<i>Montastrea cavernosa</i>	2	2	0	3	0	0	0	0	0	1	0	2	2	3	0	1	4	12	16 33,3
Complejo <i>Montastrea</i> spp.	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	2	2	4 8,3
<i>Manicina areolata</i>	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	3	1	4 8,3
<i>Solenastrea</i> spp.	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	2 4,2
<i>Dichocoenia stokesi</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1 2,1
<i>Meandrina meandrites</i>	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	2	2	4 8,3
<i>Eusmilia fastigiata</i>	0	3	0	0	0	0	0	0	2	2	0	1	0	2	0	1	2	9	11 22,9
Mussidae	1	3	0	3	0	1	0	0	3	3	1	1	1	2	1	1	7	14	21 43,8
<i>Madracis</i> spp.	0	2	0	1	0	0	1	0	2	0	0	0	2	2	0	1	5	6	11 22,9
<i>Porites astreoides</i>	3	3	3	3	3	3	2	3	3	3	3	3	3	3	3	3	23	24	47 97,9
<i>Porites porites</i>	0	1	0	1	0	0	0	0	0	1	1	1	0	0	2	0	3	4	7 14,6
<i>Siderastrea siderea</i>	3	3	0	3	0	0	0	1	1	3	2	2	2	3	3	0	11	15	26 54,2
<i>Stephanocoenia</i> spp.	1	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	3	4 8,3
Riqueza	11	14	5	14	3	5	6	5	10	10	7	9	9	11	10	8	18	17	

Como corales no-juveniles se registraron 8.391 colonias, pertenecientes a 38 especies (Anexo C). La densidad de corales no-juveniles calculada fue 5,83 no-juv/m². La proporción de colonias no-juveniles correspondió al 76,2% del total de colonias registradas. Bajo la agrupación por taxón (Anexos D y E), aquellos que mostraron la mayor proporción fueron *Agaricia* spp., *P. astreoides* y el complejo *Montastrea* spp. con valores de 35,0% (2.936 colonias), 23,1% (1.939 colonias) y 9,9% (832 colonias) respectivamente (Tabla 2, Fig. 7). Las especies presentes en estado no-juvenil y ausentes en los taxa de juveniles fueron *A. cervicornis* y *D. labyrinthiformis*, cuya proporción equivalía respectivamente al 0,1% (8 colonias) y 1,9% (160 colonias) del total de colonias no-juveniles.

7.2.1 Variación de la Estructura Comunitaria de Corales Juveniles con la Localidad y el Nivel de Profundidad

7.2.1.1 Efecto de los Factores sobre la Densidad de Corales Juveniles.

El área total evaluada en cada uno de los dos niveles de profundidad fue 720 m^2 . La abundancia relativa de colonias juveniles en los dos niveles fue homogénea: en el nivel somero de profundidad se agrupó el 45,5% (1.192 colonias) del total de individuos juveniles, mientras el 54,5% (1.430 colonias) fue encontrado en el nivel medio (Tabla 2). En el nivel somero, la densidad de corales juveniles calculada fue $1,65 \text{ juv/m}^2$, la cual osciló entre $0,61 \pm 0,2$ y $6,58 \pm 1,8 \text{ juv/m}^2$ (en ITS y PSO respectivamente). En general la densidad de juveniles en este nivel se encontró cerca del menor valor del rango, a excepción de PSO donde el valor fue notablemente superior (Fig. 8). En el nivel medio de profundidad, la densidad de corales juveniles calculada fue $1,99 \text{ juv/m}^2$, oscilando entre $0,16 \pm 0,13$ y $4,66 \pm 1,3 \text{ juv/m}^2$ (en IPN y PSO respectivamente). A diferencia de los valores de densidad obtenidos en el nivel somero de profundidad donde se observó un rango de variación entre localidades relativamente amplio con la mayor parte de datos cercanos al menor valor del rango, el rango en el nivel medio fue menor pero los datos se encontraron distribuidos de forma más uniforme (Fig. 8).

Se encontró que la diferencia en la densidad de corales juveniles entre los dos niveles de profundidad es estadísticamente no significativa ($p = 0,27$); a diferencia de la variación de la densidad entre localidades que si se encontró significativa ($p = 1,46 \times 10^{-4}$).

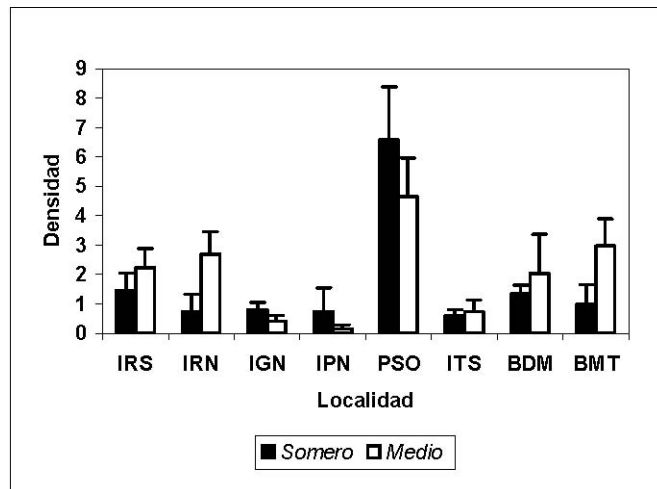


Figura 8. Densidad media de colonias juveniles (juv/m^2) en el nivel somero y medio de profundidad para cada localidad muestreada. Las barras de error corresponden a la desviación estándar. El significado de cada abreviatura referente a la localidad se muestra en la Tabla 1.

7.2.1.2 Similaridad entre Localidades Muestreadas.

En la Figura 9 se muestran el dendograma de similaridad y el análisis de ordenación basados en la densidad de cada género discriminado por localidades y profundidades. No se tuvieron en cuenta las densidades del taxón *Mussidae* en estos análisis, siendo este el único grupo de juveniles identificado hasta nivel de familia.

Una primera segregación, al 18,9% de similaridad, separó la muestra del nivel medio de la localidad IPN del resto de muestras, siendo esta la localidad más cercana a la Bahía de Barbacoas (Fig. 10). Una segunda segregación se evidenció con un 36,3% de similaridad, conformando dos grupos. El grupo 1, con 46,1% de similaridad, comprendía los niveles medio de BMT, PSO, IRN, IRS y BDM, y el nivel somero de PSO. Estas localidades se caracterizaron por encontrarse ubicadas al costado sur-oeste del Archipiélago, como lo muestra la figura 10. El grupo 2, formado al 51,9% de similaridad, comprendía principalmente grupos de muestras del nivel somero (IRS, BDM, ITS, BMT, IGN, IRN e IPN), así como los niveles medio de las localidades ITS e IGN. Las muestras incluidas dentro de este grupo se encontraron distribuidas

espacialmente por todo el Archipiélago (Fig. 10). Se evidenció una clara tendencia de agrupación de las muestras a partir de los niveles de profundidad.

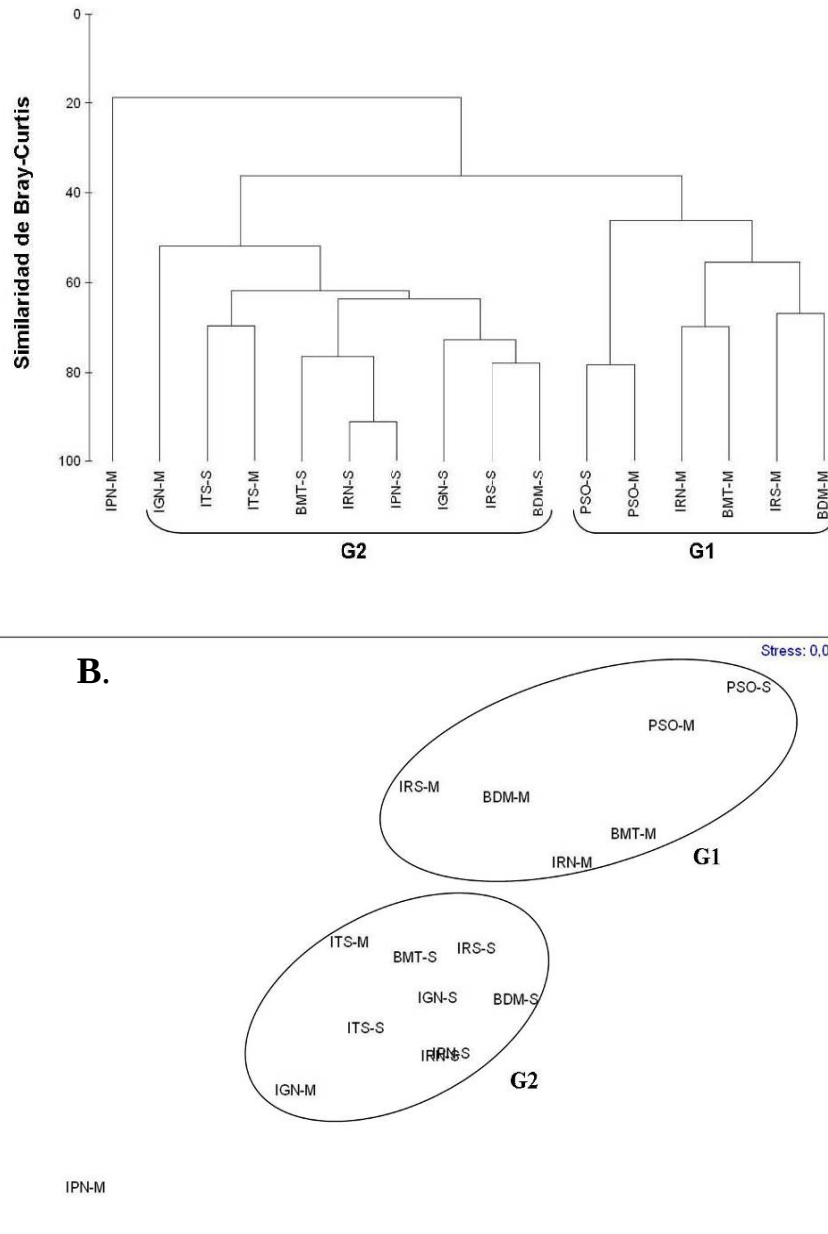


Figura 9: Diagramas de clasificación y ordenación basados en la densidad de géneros de corales juveniles en las localidades y niveles de profundidad muestreados. A: Dendrograma jerárquico a partir de la matriz de similitud con base en el índice de Bray-Curtis. B. Análisis de ordenación con escalamiento no-métrico multidimensional. Nótese la formación de dos grupos de muestras, uno de ellos predominado por muestras de niveles medios (G1), mientras el segundo por muestras de niveles someros (G2). El significado de cada abreviatura referente a la localidad se muestra en la Tabla 1; la última letra corresponde al nivel de profundidad (S: somero y M: medio).

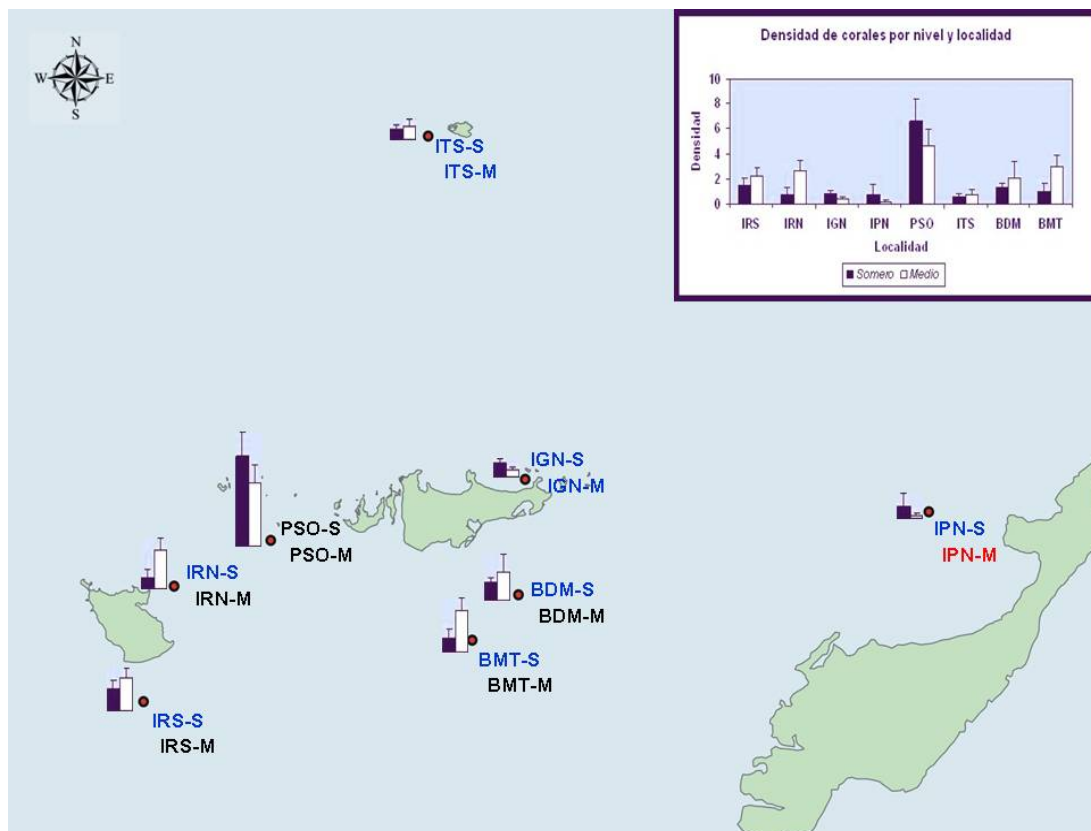


Figura 10. Imagen que evidencia la zonación de comunidades de corales juveniles en el Archipiélago a partir de las localidades y profundidades muestreadas. Las abreviaturas en negro corresponden a muestras del Grupo 1. Abreviaturas en azul corresponden a muestras del Grupo 2. La abreviatura en rojo corresponde a la muestra con menor similitud respecto al resto. Las barras se refieren a las densidades de juveniles encontradas en los dos niveles. El significado de cada abreviatura referente a la localidad se muestra en la Tabla 1; la última letra corresponde al nivel de profundidad (S: somero y M: medio). El recuadro muestra los valores de densidad con la respectiva desviación estándar.

7.2.2 Relación de la Estructura Comunitaria de Corales Juveniles con las Estrategias Reproductivas

En general, se observó que los taxa con mayor proporción de juveniles presentaban estrategia de reproducción con fecundación interna e incubación de plánulas (o incubadores) con el 76,3% (2.001 colonias) del total de colonias registradas (Tabla 2). Entre los taxa que compartían esta estrategia reproductiva se encontraron *Agaricia* spp., *P. astreoides*, *P. porites*, *F. fragum*, *M. meandrites*, *M. areolata* y *Madracis* spp, de los cuales *Agaricia* spp. fue el taxón que mostró la mayor proporción.

S

de reproducción con fecundación externa y liberación masiva de gametos (o liberadores). Aunque todos los taxa de juveniles con esta estrategia reproductiva presentaron proporciones muy bajas (0,2% – 4,3%), *S. siderea* fue la especie que evidenció el mayor valor (Tabla 2). Otros taxa de juveniles encontrados con la misma estrategia reproductiva son *D. strigosa*, *M. cavernosa*, *C. natans* y el complejo *Montastraea* spp.

N

estudios) sobre la estrategia reproductiva para cerca del 16% (416 colonias) del total de individuos juveniles (Tabla 2), representados en los taxa *H. cucullata*, *Solenastrea* spp., *D. stokesi*, *E. fastigiata*, *Mussidae* y *Stephanocoenia* spp.

T

modo reproductivo es la incubación de plánulas fue mucho mayor que la de aquellos corales que liberan de gametos. El 86,3% (1.029 colonias) de los juveniles registrados en la profundidad somera son incubadores de plánulas, mientras que solo el 4,3% (51 colonias) corresponden a colonias liberadoras. En la profundidad media, se encontró que el 68,0% (972 colonias) del total de juveniles incuban plánulas, mientras el 10,8% (154 colonias) liberan gametos (Tabla 2).

E

oscilando entre $0,53 \pm 0,18$ y $5,46 \pm 0,61$ juv/m² (en ITS y PSO respectivamente). En el nivel medio, la densidad de juveniles incubadores se calculó en $1,35$ juv/m², la cual osciló entre $0,10 \pm 0,09$ y $3,46 \pm 0,90$ juv/m² (en IPN y PSO respectivamente) (Fig. 11). Los valores de densidad de juveniles incubadores no fueron estadísticamente diferentes entre los dos niveles de profundidad ($p = 0,91$); contrario a lo acontecido entre localidades, donde la variación de la densidad si fue significativa ($p = 4,06 \times 10^{-4}$).

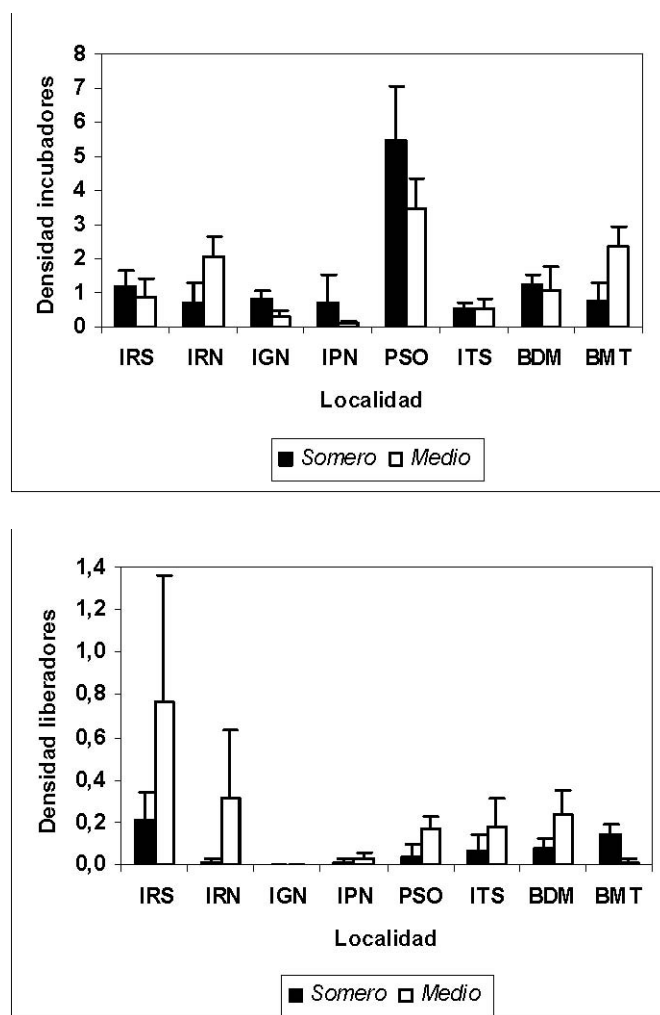


Figura 11. Densidad de corales juveniles (juv/m^2) incubadores de plánulas (superior) y liberadores de gametos (inferior) en el nivel somero y medio de profundidad, para cada localidad muestreada. Las barras de error corresponden a la desviación estándar. El significado de cada abreviatura referente a la localidad se muestra en la Tabla 1.

La densidad de juveniles liberadores de gametos en el nivel somero se calculó en $0,07 \text{ juv/m}^2$

(en IG^2 , oscilando entre $0,00 \pm 0,00$ y $0,21 \pm 0,13 \text{ juv/m}^2$ N e IRS respectivamente). En el nivel medio de profundidad, la densidad de juveniles liberadores se calculó en $0,21 \text{ juv/m}^2$

$0,59 \text{ juv/m}^2$ (en IG^2 e ITS respectivamente) oscilando entre $0,00 \pm 0,00$ y $0,77 \pm 0,59 \text{ juv/m}^2$

(en IG^2 e ITS respectivamente) (Fig. 11). Los valores de densidad de juveniles liberadores no fueron significativamente diferentes entre profundidades ($p = 0,07$); no obstante, el estadístico arrojado por la prueba es marginal (p cercano a $0,05$) y se acepta esta hipótesis con precaución. Lo anterior presenta especial importancia sabiendo que en el nivel medio de profundidad la cantidad de juveniles liberadores

registrados en los censos fue mucho mayor. La variación de la densidad entre localidades si se encontró estadísticamente significativa ($p = 1,6 \times 10$

$\frac{-}{3}$).

7.2.3 Relación de Corales Juveniles y No-juveniles

En el nivel medio de profundidad se encontró la mayor proporción de colonias no-juveniles (59,9% correspondiendo a 5023 colonias), mientras en el somero la menor (40,1% correspondiendo a 3368 colonias). Los valores de densidad de corales no-juveniles en los dos niveles de profundidad se encontraron significativamente superiores a los de juveniles en la mayoría de las localidades (a excepción del nivel somero de la localidad PSO) (Fig. 12). En el nivel somero, la densidad de no-juveniles se calculó en $4,68 \text{ no-juv/m}^2$, oscilando entre $1,17 \pm 1,09$ y $7,68 \pm 1,15 \text{ no-juv/m}^2$ (en IRN e IRS respectivamente). En el nivel medio, la densidad de no-juveniles calculada fue $6,98 \text{ no-juv/m}^2$, oscilando entre $3,84 \pm 2,31$ y $10,51 \pm 1,64 \text{ no-juv/m}^2$ (en BDM y BMT respectivamente).

De forma similar a lo observado en el comportamiento reproductivo de las colonias juveniles, la mayor parte de las colonias no-juveniles pertenecían a taxa cuya estrategia es la fecundación interna e incubación de plánulas (67,7% del total de colonias, correspondiendo a 5.682 colonias). Las taxa con esta estrategia reproductiva que presentaron mayor proporción fueron *Agaricia* spp. y *P. astreoides*, con valores de 35,0% (2.936 colonias) y 23,1% (1.939 colonias) respectivamente. Entre tanto, el 23,6% de las colonias no-juveniles (1.978 colonias) presentaron como estrategia reproductiva la fecundación externa de gametos, encontrándose con mayor proporción el complejo *Montastraea* spp. (9,9%, 832 colonias) y *M. cavernosa* (4,3%, 359 colonias) (Tabla 2). Las especies que no se encontraron en estado juvenil en el presente estudio, *A. cervicornis* y *D. labyrinthiformis*, compartían ambas la característica reproductiva de ser liberadoras de gametos.

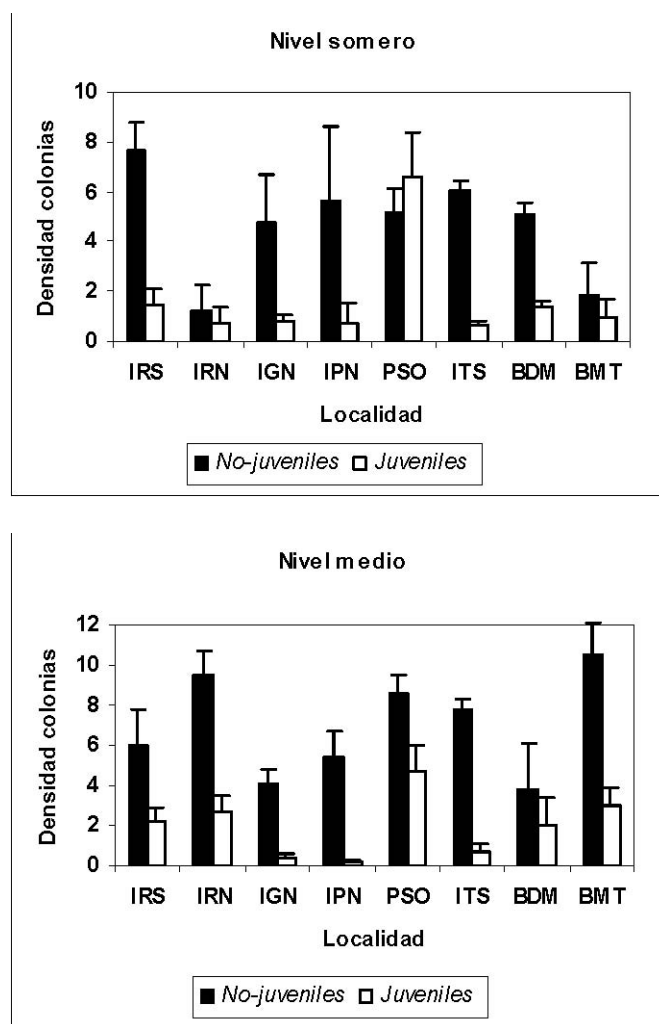


Figura 12. Densidad media de colonias juveniles y no-juveniles (colonias/m^{-2}) en el nivel somero (superior) y medio (inferior) de profundidad para cada localidad muestreada. Las barras de error corresponden a la desviación estándar. El significado de cada abreviatura referente a la localidad se muestra en la Tabla 1.

La abundancia relativa de colonias incubadoras y liberadoras en cada nivel de profundidad fue similar. En el nivel somero, el 68,0% de colonias no-juveniles eran incubadoras (2290 colonias), mientras el 27,4% (922 colonias) liberadoras. En el nivel medio, el 67,5% (3392 colonias) compartían la característica de ser incubadoras, mientras el 21,0% (1056 colonias) liberadoras de gametos (Tabla 2).

La densidad de corales no-juveniles incubadores de plánulas en el nivel somero se calculó en 3,18 no-juv/m (en IRN e IPN respectivamente) la cual osciló entre 1,03 $\pm$ 0,91 y 5,56 $\pm$ 2,90 no-juv/m En el nivel medio la densidad de incubadores se

calculó en $4,71 \text{ no-juv/m}^2$, oscilando entre $2,04 \pm 1,45$ y $7,68 \pm 0,91 \text{ no-juv/m}^2$ (en BDM y BMT respectivamente) (Fig. 13). Los valores de densidad de no-juveniles incubadores se encontraron significativamente diferentes entre niveles ($p = 6,82 \times 10^{-3}$), encontrando las mayores densidades en el nivel medio (Figura 13).

Por su parte, la densidad de no-juveniles liberadores de gametos en el nivel somero se calculó en $1,28 \text{ no-juv/m}^2$, oscilando entre $0,06 \pm 0,07$ y $2,76 \pm 0,60 \text{ no-juv/m}^2$ (en IPN e IRS respectivamente). En el nivel medio, la densidad de liberadores calculada fue $1,47 \text{ no-juv/m}^2$, la cual osciló entre $0,13 \pm 0,15$ a $2,48 \pm 0,04 \text{ no-juv/m}^2$ (en IPN e ITS respectivamente) (Fig. 14). Las densidades de corales no-juveniles liberadores no mostraron ser significativamente diferentes entre las dos profundidades ($p = 0,25$).

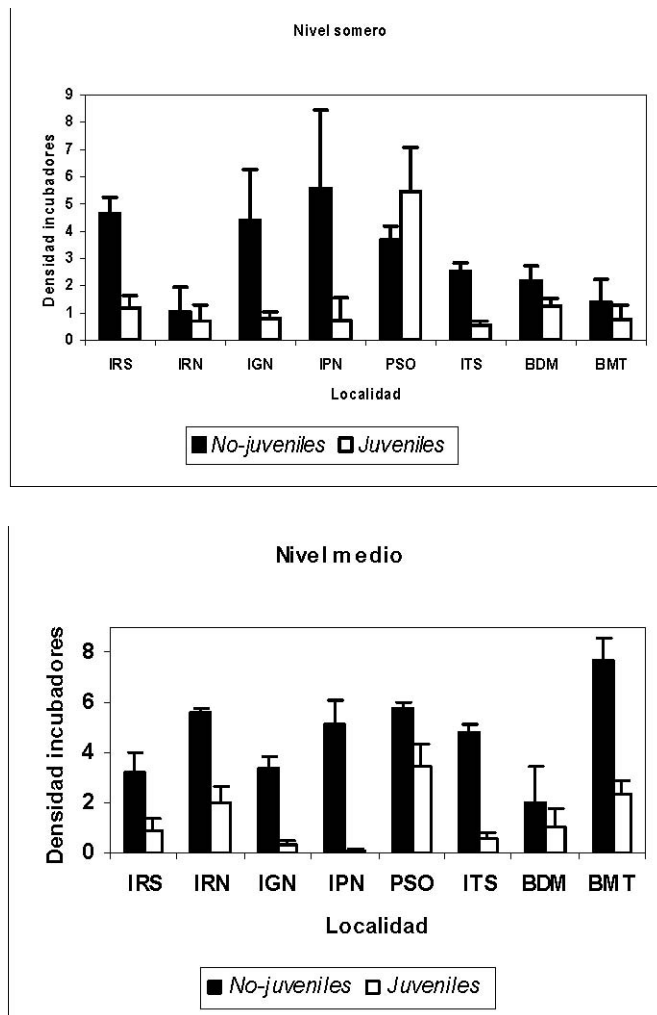


Figura 13. Densidad media de corales escleractínios juveniles y no-juveniles incubadores de plánulas (colonias/m²) en el nivel somero (superior) y medio (inferior) para cada localidad muestreada. Las barras de error corresponden a la desviación estándar. El significado de cada abreviatura referente a la localidad se muestra en la Tabla 1.

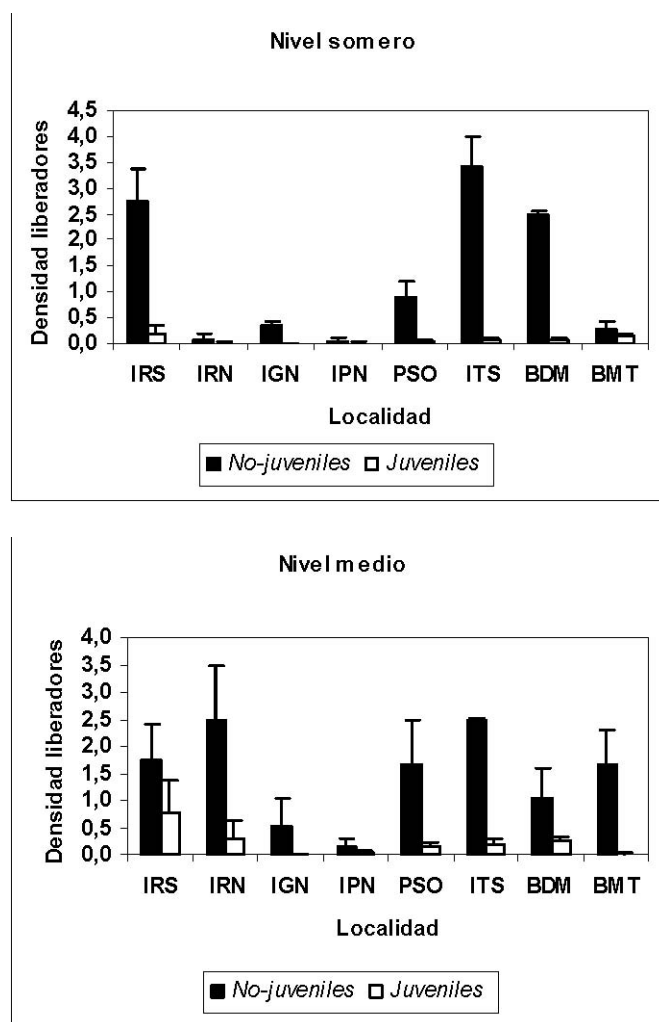


Figura 14. Densidad media de corales escleractínios juveniles y no-juveniles liberadores de gametos (colonias/m²) en el nivel somero (superior) y medio (inferior) para cada localidad muestreada. Las barras de error corresponden a la desviación estándar. El significado de cada abreviatura referente a la localidad se muestra en la Tabla 1.

La variación de la densidad de corales no-juveniles incubadores de plánulas entre localidades no fue estadísticamente significativa ($p = 0,16$), opuesto a lo encontrado en no-juveniles liberadores, donde la variación de la densidad entre localidades si fue estadísticamente significativa ($p = 8,76 \times 10^{-4}$).

Cabe resaltar que aunque los valores de densidad de corales no-juveniles incubadores y liberadores en las localidades fueron generalmente superiores a los de juveniles (Fig. 13 y 14), la proporción de corales que liberan gametos fue notablemente

superior en no-juveniles (23,6% contra 7,8% en juveniles), opuesto a lo observado con los corales incubadores de plánulas, donde las proporciones fueron mayores en corales juveniles (76,3% contra 67,7% en no-juveniles) (Tabla 2).

A partir de los índices de correlación de Spearman obtenidos para cada grupo de corales según la estrategia reproductiva y nivel de profundidad, se deduce que en la profundidad somera la densidad de corales incubadores no está significativamente relacionada con la densidad de corales no-juveniles que comparten esta estrategia ($r = 0,39$, $p = 0,06$) (aunque aceptando esta hipótesis con precaución debido al valor marginal de p cercano a 0,05), opuesto a lo observado en el nivel medio, donde se observó correlación positiva significativa en la densidad de juveniles y no-juveniles incubadores de plánulas ($r = 0,49$, $p = 1,86 \times 10^{-2}$) (Fig. 15). Se detectó correlación positiva significativa en la densidad de corales juveniles y no juveniles liberadores de gametos en ambos niveles de profundidad ($r = 0,46$, $p = 2,72 \times 10^{-2}$ en el somero; $r = 0,48$, $p = 2,24 \times 10^{-2}$ en el medio) (Fig. 16).

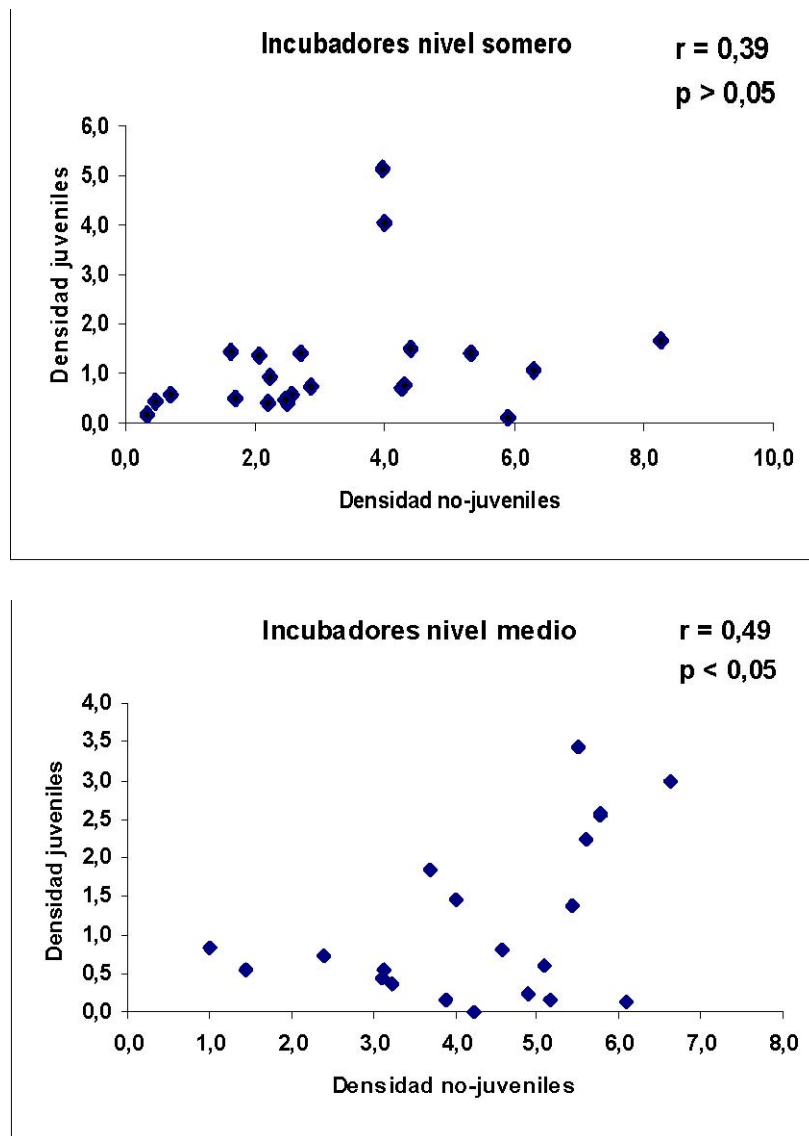


Figura 15. Las figuras muestran la relación entre la densidad de corales escleractinios juveniles y no-juveniles incubadores de plánulas en los transectos del nivel somero (superior) y medio (inferior) de profundidad ($n = 24$). En el nivel somero no se encontró correlación significativa, opuesto a lo encontrado en el nivel medio, en que la relación fue significativa y de naturaleza positiva.

Figura 16. Las figuras muestran la relación entre la densidad de corales escleractinios juveniles y no-juveniles liberadores de gametos en los transectos del nivel somero (superior) y medio (inferior) de profundidad ($n = 24$). La correlación encontrada en los dos niveles fue significativa y de naturaleza positiva.

7.3 SEGUIMIENTO DE JUVENILES EN TRANSECTOS PERMANENTES

En los transectos SIMAC de la localidad Isla Tesoro, el área total monitoreada fue de 60m², de los cuales 30m² correspondieron a cada nivel de profundidad. Inicialmente, se marcaron 47 colonias coralinas en estado juvenil. De las colonias marcadas, 11 (23,4%) se encontraron en los tres transectos del nivel somero y 36 (76,6%) en los tres transectos del nivel medio. Siguiendo los mismos criterios de identificación y ordenación, las colonias registradas se agruparon en ocho taxa, de los cuales *Agaricia* spp. fue el taxón con mayor cantidad (18 colonias), seguido de *P. astreoides* (17 colonias), *M. cavernosa* (5 colonias) y *S. siderea* (3 colonias). En los taxa *C. natans*, *D. strigosa*, *E. fastigiata* y *H. cucullata* se encontró y marco de a una colonia por especie (Fig. 17, Anexo F). De las colonias marcadas inicialmente, 35 (74,5%) compartían la característica de ser incubadores; mientras 10 (21,3%) la de ser liberadores (Tabla 4).

En muestreos posteriores fueron encontradas y marcadas cuatro colonias más, pertenecientes a los taxa *Agaricia* spp. (1 colonia), *M. cavernosa* (1 colonia) y *H. cucullata* (2 colonias), todas presentes en los transectos del nivel medio de profundidad. No obstante, algunos de los juveniles encontrados en estos muestreos evidenciaron tallas coloniales relativamente grandes, por lo que se asumió que no provenían del reclutamiento coralino reciente, sino más bien pasaron desapercibidas al no ser detectadas en el primer muestreo. Por esta razón, y por el escaso número de colonias encontradas en posteriores muestreos, no fue posible establecer con certeza las tasas de reclutamiento de corales en los niveles de profundidad.

Luego de seis meses durante el último muestreo, fueron encontradas vivas 37 de las colonias inicialmente marcadas; de estas, 34 permanecieron en aparente buen estado de salud (9 en el nivel somero y 25 en el nivel medio), una con sobrecrecimiento parcial de algas (nivel medio), una colonia quebrada (nivel somero) y una levemente blanqueada (nivel medio) (Fig. 17, Anexo F). Cuatro de las colonias marcadas se

observaron muertas o ausentes al final de los muestreos (todas en el nivel medio). De las colonias que permanecieron vivas y en buen estado de salud, 24 eran incubadoras y 9 liberadoras. No se encontró ni la marca ni la colonia de seis de los juveniles registrados en los muestreos (uno en el nivel somero y cinco en el nivel medio) (Tabla 4, Anexo F).

Tabla 4. Cantidad de colonias juveniles de cada taxón y según la estrategia reproductiva (*incubadores, **liberadores), marcadas al comienzo del seguimiento en los transectos permanentes de Isla Tesoro, y estado en el que se encontraron luego de seis meses. Colonias con señal de deterioro: (°) con sobrecrecimiento parcial de algas, (+) quebrada y (++) parcialmente blanqueada. La abundancia de corales con estrategia reproductiva indefinida corresponde al término Otros.

Taxón (# de colonias marcadas)	Nivel de profundidad	Transecto	# colonias vivas	# colonias muertas	# colonias sin reubicarse
<i>Agaricia</i> spp. (1)*	Somero	T1	1+	0	0
<i>D. strigosa</i> (1)**	Somero	T1	1	0	0
<i>M. cavernosa</i> (1)**	Somero	T1	1	0	0
<i>P. astreoides</i> (2)*	Somero	T1	1	0	1
<i>Agaricia</i> spp. (2)*	Somero	T3	2	0	0
<i>Agaricia</i> spp. (1)*	Somero	T5	1	0	0
<i>P. astreoides</i> (3)*	Somero	T5	3	0	0
<i>S. siderea</i> (1)**	Medio	T1	1	0	0
<i>M. cavernosa</i> (2)**	Medio	T1	1	1	0
<i>Agaricia</i> spp. (7)*	Medio	T1	3	1	3
<i>C. natans</i> (1)**	Medio	T1	1	0	0
<i>P. astreoides</i> (8)*	Medio	T1	7	1	0
<i>H. cucullata</i> (1)	Medio	T1	0	0	1
<i>Agaricia</i> spp. (5)*	Medio	T3	2, 1++	1	1
<i>E. fastigiata</i> (1)	Medio	T3	1	0	0
<i>P. astreoides</i> (2)*	Medio	T3	2	0	0
<i>M. cavernosa</i> (1)**	Medio	T3	1	0	0
<i>S. siderea</i> (2)**	Medio	T5	2	0	0
<i>M. cavernosa</i> (1)**	Medio	T5	1	0	0
<i>Agaricia</i> spp. (2)*	Medio	T5	1, 1°	0	0
<i>P. astreoides</i> (2)*	Medio	T5	2	0	0
Total colonias (11)	Somero	-	9, 1+	0	1
Total colonias (36)	Medio	-	25, 1++, 1°	4	5
Incubadores (35)	-	-	24, 1+, 1++, 1°	3	5
Liberadores (10)	-	-	9	1	0
Otros (2)	-	-	1	0	1

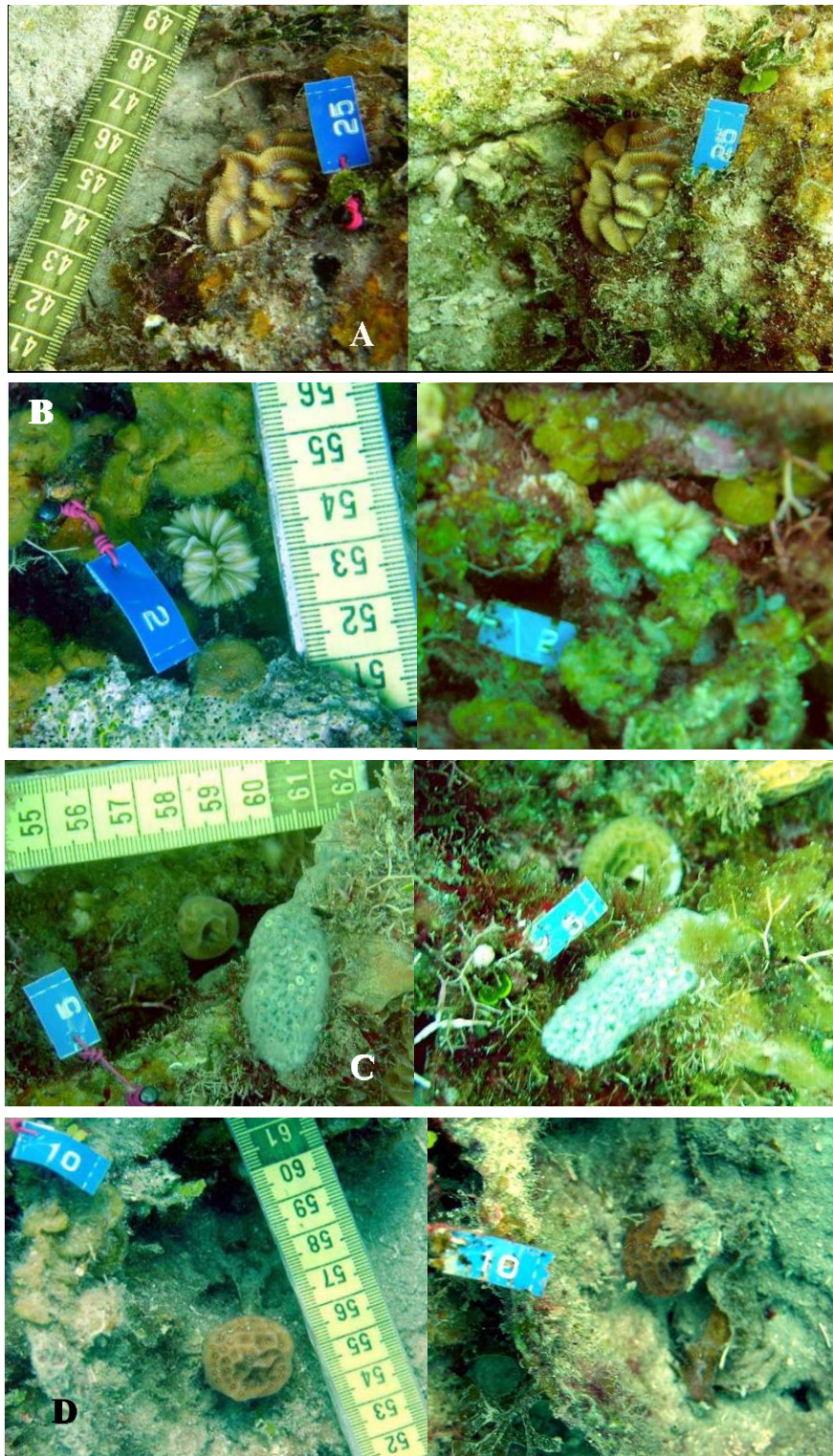


Figura 17. Fotografías de algunas colonias inicialmente marcadas (izquierda) y estado de salud al ser encontradas al final del seguimiento (derecha). (A) *D. strigosa* en aparente buen estado de salud, (B) *E. fastigiata* en buen estado de salud con pólipos formados por reproducción asexual durante el seguimiento, (C) *Agaricia* spp. encontrada con señales de blanqueamiento leve, y (D) *Agaricia* spp. encontrada con sobrecrecimiento parcial de algas.

Teniendo en cuenta las colonias no ubicadas al final del seguimiento, las cuales no fueron tenidas en cuenta para la estimación de las abundancias iniciales y finales, la abundancia inicial calculada de corales juveniles vivos en el nivel somero fue de 10 colonias y en el nivel medio de 31 colonias. Por su parte, la abundancia inicial de corales incubadores fue de 30 colonias y la de corales liberadores de 10 colonias (Tabla 4).

Al final del seguimiento, en el nivel somero no se observaron colonias muertas de las inicialmente marcadas obteniendo una abundancia final de 10 colonias, mientras en el nivel medio, habiéndose observado cuatro colonias muertas, la abundancia final de corales juveniles fue de 27 colonias. Tres colonias incubadoras se encontraron muertas al final del seguimiento (dos *Agaricia* spp. y una *P. astreoides*) obteniendo una abundancia final de 27 colonias incubadoras (incluyendo las tres encontradas con señales de deterioro); mientras para corales liberadores, habiendo encontrado muerta una colonia de *M. cavernosa*, la abundancia final fue de nueve colonias (Tabla 4).

La tasa de mortalidad de corales juveniles calculada en el nivel somero fue de 0,00 y en el nivel medio 0,13. Tanto para corales incubadores como para corales liberadores, la tasa de mortalidad se calculó en 0,10.

8 DISCUSIÓN DE RESULTADOS

8.1 RIQUEZA, ABUNDANCIA Y DISTRIBUCIÓN DE CORALES

La cantidad total de taxa de corales juveniles (18) encontrados en las formaciones coralinas del AIR es inferior a la registrada en otras formaciones coralinas del margen continental del Caribe colombiano (hasta 31 especies por Acosta *et al.* (2006b); 28 especies por Dueñas y Acosta (2005)). También en el Caribe en general, han sido reportados valores de riqueza inferiores a los encontrados en el AIR (Chiappone y Sullivan (1996) en el Florida Reef Tract, y Vidal *et al.* (2005) en la Isla de San Andrés, reportaron ambos casos 16 especies-géneros de corales juveniles). Es de aclarar que los taxa en que se agruparon los juveniles en este estudio pueden albergar más de una especie, por lo que los valores reportados no son completamente equiparables y son solo empleados como marco de referencia. Sin embargo, y considerando que el AIR corresponde a una de las áreas coralinas continentales con mayor desarrollo geomorfológico y estructural en Colombia, hospedando cerca de 50 especies de 13 familias y 24 géneros (Díaz *et al.*, 2000; Garzón-Ferreira *et al.*, 2002), la cantidad de taxa de juveniles encontrada en el rango de profundidad estudiado se considerada baja. No se descarta la idea de encontrar mayor cantidad de taxa con el incremento de la profundidad, por lo que muestreos en rangos de profundidad más amplios serán necesarios para determinarlo.

Fue notable la variación de la riqueza entre las localidades y profundidades muestreadas (Tabla 3), encontrando algunas localidades con valores de riqueza taxonómica muy bajos en ambos niveles, como en el caso de IGN (3 taxa en el nivel somero y 5 taxa en el medio) e IPN (6 taxa en el nivel somero y 5 en el medio), así como otras con valores de riqueza bajo en uno de sus niveles y elevado en el otro, como en el caso de IRN (5 taxa en el nivel somero y 14 en el nivel medio). Otras localidades mostraron valores de riqueza relativamente altos, como en el caso IRS (11

taxa en el nivel somero y 14 en el medio), PSO (10 taxa en ambos niveles), BDM (9 taxa en el nivel somero y 11 en el medio) y BMT (10 taxa en el nivel somero y 8 taxa en el medio), sin alcanzar ninguna de ellas la cantidad total de taxa registrada. Las zonas que mostraron menor riqueza taxonómica de corales juveniles coincidieron generalmente con estar predominadas por escombros coralinos colonizados por algas; mientras que por el contrario, aquellas que evidenciaron mayor riqueza de juveniles generalmente presentaron abundante cobertura y riqueza coralina. Tal condición puede indicar en principio que existe cierta relación entre el estado de salud de formaciones coralinas y la riqueza de corales juveniles dentro de ellas, encontrando mayor diversidad coralina juvenil en áreas coralinas con buen estado de salud y menor riqueza en áreas deterioradas.

Por su parte, la densidad calculada a partir del área total evaluada ($1,18 \text{ juv/m}^2$) fue inferior a la encontrada en otros arrecifes coralinos del Caribe (0 a 8 juv/0,25 m^2 en las Islas Vírgenes: Edmunds (2000); $8,4 \text{ juv/m}^2$ en la Isla de San Andrés: Vidal *et al.* (2005)). No obstante, también en el Caribe han sido reportados valores similares a los encontrados en este estudio ($2,56 \text{ juv/m}^2$ en la Bahía de Chengue: Dueñas y Acosta (2005); <1 a 4 juv/m^2 en Florida Reef Tract (FRT): Miller *et al.* (2000); $1,18$ a $2,48 \text{ juv/m}^2$ en FRT: Chiappone y Sullivan (1996)). De forma similar al comportamiento de la riqueza en los diferentes niveles y localidades, los valores de densidad también mostraron importante variación (Figura 8), coincidiendo igualmente aquellas zonas con menor densidad de corales juveniles con presentar evidentes signos de deterioro (como en el caso de IGN e IPN), mientras que aquellas con densidades elevadas compartían la característica de presentar abundante cobertura y riqueza coralina.

Los taxa de juveniles más frecuentes en las formaciones coralinas del AIR, además de abundantes, fueron Agaricia spp y Porites astreoides, resultado que es acorde con lo encontrado en otros estudios en el Caribe (Rogers *et al.*, 1984; Baggett y Bright, 1985; Chiappone y Sullivan, 1996; Smith, 1997; Vidal *et al.*, 2006b). El resto de taxa presentaron frecuencias significativamente menores. Esta condición puede estar relacionada con los factores ambientales actuales en las

formaciones coralinas del AIR, con las características reproductivas y las estrategias (historias) de vida de las especies; situación que será discutida posteriormente en el ítem correspondiente a las estrategias reproductivas.

Es necesario mencionar que las observaciones desglosadas a partir del presente estudio son resultado de la estructura comunitaria de corales juveniles, provenientes presuntamente de una reproducción sexual y reclutamiento exitosos en las formaciones coralinas evaluadas. No obstante, existen también formas de reproducción asexual que dan como resultado la dispersión y colonización de nuevos ambientes (fragmentación, *polyp bail-out*, *polyp balls*, *budding* y la producción asexual de plánulas) (ver: Highsmith, 1982; Stoddart, 1983; Heyward y Collins, 1985; Logan, 1988; Harrison y Wallace, 1990; Richmond, 1997), que pueden tener especial importancia en la producción de nuevas colonias para algunas especies (*e.g.* fragmentación en *Acropora* spp.: Highsmith, 1982), pudiendo ser esta una razón de la baja abundancia de corales juveniles en algunos taxa (Harrison y Wallace, 1990).

8.1.1 Variación de la Estructura Comunitaria de Corales Juveniles con la Localidad y el Nivel de Profundidad

La significativa variación en la densidad de corales juveniles entre localidades puede ser indicador de condiciones que están afectando las tasas de reclutamiento coralino a nivel local, así como variación entre zonas de la sobrevivencia de corales en sus primeras etapas de vida. La variación espacial de las tasas de reclutamiento es una característica de organismos con fase planctónica en su ciclo de vida (Margalef, 1991; Caley

et al., 1996), donde en el caso de los corales diversas condiciones determinan tanto la dispersión (Richmond, 1987, 1988; Harriott y Fisk, 1988; Willis y Olliver, 1988; Strathmann et al., 2004; Birkeland et al., 2002) como el reclutamiento larval (Webster et al.

et al., 1981; Wadell y Bull, 1981; Harriott y Fisk, 1988; Babcock y Mundy, 1996; Richmond, 1997; Carlon, 2002). Igualmente, la sobrevivencia temprana de corales post-asentamiento puede ser afectada por numerosos factores

bióticos (como la competencia por espacio y la predación) y abióticos (como incremento de la temperatura del agua, tasas de sedimentación y presencia de contaminantes), por lo que comúnmente se encuentra variable entre especies (Babcock, 1985, 1988; Hughes, 1985; Fitzhardinge, 1988; Smith, 1997; Edmunds, 2000), entre épocas (Hughes, 1985) y entre zonas de los arrecifes (Smith, 1997).

En el AIR, a pesar de que su extensión es influenciada por el mismo patrón estacional de vientos y corrientes (predominio de los Alisios del NE y la corriente superficial del Caribe en época de sequía y vientos del SO e influencia de la Contracorriente de Panamá en época de lluvias) (Díaz *et al.*, 1978; Pujos *et al.*, 1986; Leble y Cuignon, 1987), se ha observado que existe cierta variación espacial y temporal de las condiciones oceanográficas que afectan las formaciones coralinas (Alvarado y Corchuelo, 1992; Cendales, 1999; Cendales *et al.*, 2002). Tales variaciones pueden a su vez influenciar los patrones de reclutamiento y sobrevivencia coralina juvenil. Una de las condiciones oceanográficas que puede tener efecto variable en las formaciones coralinas del Archipiélago es la incidencia de aguas continentales provenientes del Canal del Dique respecto a la época climática. Se ha observado que aguas con baja salinidad, mayor temperatura y altos contenidos de sedimentos y de nutrientes, como factores perjudiciales en el desarrollo y éxito reproductivo de los corales (Harrison y Wallace, 1990; Wittemberg y Hunte, 1991; Richmond, 1997; Gilmour, 1999; Edmunds, 2004), afectan notoriamente las aguas someras de la mayor parte del AIR durante la época de lluvias, mientras en la época seca es el norte del AIR el más afectado por los aportes del Canal (Alvarado y Corchuelo, 1992). Por su parte, zonas cercanas a la Bahía de Barbacoas son siempre influenciadas por las aguas del Canal (Alvarado y Corchuelo, 1992; Cendales *et al.*, 2002). Dependiendo del grado y periodicidad de exposición a estos agentes, el efecto sobre los corales puede ser igualmente variable; desde liberación asincrónica por parte de las colonias parentales, lo que disminuye el potencial de fertilización exitosa de gametos (Harrison y Wallace, 1990; Richmond, 1997), hasta el efecto adverso de contaminantes y sedimentos sobre los gametos y larvas (Szmant, 1991; Richmond, 1997), así como en los corales recién reclutados (Wittemberg y Hunte, 1991; Gilmour, 1999).

Además de la baja riqueza y densidad de corales juveniles encontrada, los patrones de zonación obtenidos a partir de los análisis de clasificación y ordenación podrían corroborar en parte la influencia de los aportes de aguas continentales provenientes del Canal del Dique en las comunidades de corales juveniles. La muestra comunitaria más disimilar respecto al resto de muestras correspondía a la localidad más cercana a las fuentes de descarga de aguas por la Bahía de Barbacoas (donde se ubican las bocas de Matunilla y Lequerica) y la Bahía de Cartagena (Fig. 2), siendo esta la localidad IPN (nivel medio) (Figs. 9 y 10). Así mismo, uno de los grupos segregados (predominado por muestras del nivel medio de PSO, IRN, IRS, BDM y BMT) se encontró ubicado hacia el costado suroeste del AIR (Fig. 10), siendo esta una de las zonas más alejadas de las fuentes de descarga y en la que posiblemente la influencia de aguas continentales, en relación con el resto del Archipiélago, es más reducida.

En el Archipiélago se han reportado el predominio de diferentes unidades ecológicas (ambientes coralinos donde se comparten claramente características estructurales y donde hay predominio de ciertas especies coralinas) que varían de acuerdo a la profundidad y al grado de exposición a las corrientes y el oleaje (Díaz

., 2000; Garzón-Ferreira y Díaz, 2003), así como a las variaciones en el relieve y tipo de sustrato (Cendales, 1999; Cendales

., 2002; Zapata, 2005). Lo anterior puede ser en parte explicado por el conocido efecto de la dirección e intensidad de corrientes y la intensidad lumínica sobre la estructura y zonación de las comunidades coralinas (Achtuv y Dubinsky, 1990; Hubbard, 1997; Veron, 2000) y por el éxito del reclutamiento dependiendo de las características del sustrato (Birkeland

., 1981; Wallace y Bull, 1981; Wallace, 1985; Babcock y Mundy, 1996; Pizarro, 2002; Webster

, 2004). A partir de los resultados de los esquemas de clasificación y ordenación (Fig. 9), podría afirmarse que existe una clara zonación de las comunidades coralinas juveniles a partir de los niveles de profundidad estudiados (que a su vez se relacionan con cierto gradiente lumínico), más no dependiendo del grado de exposición en las localidades muestreadas (barlovento: IGN, IRN, IPN; sotavento: BDM, BMT, ITS, IRS, PSO), condición que contrasta con las unidades ecológicas propuestas (Díaz

et al ., 2000; Garzón-Ferreira y Díaz, 2003) y con el

efecto esperado de la intensidad y dirección de las corrientes y el oleaje sobre la estructura de la comunidad coralina juvenil.

La variación de la estructura del relieve y del de sustrato en y entre las unidades ecológicas influye por naturaleza en las tasas de asentamiento larval y en la distribución espacial de corales juveniles (Birkeland *et al.*, 1981; Wallace y Bull, 1981; Harriott y Fisk, 1988; Babcock y Mundy, 1996; Webster *et al.*, 2004). Se ha demostrado que las larvas de muchas especies de coral, luego de alcanzar el estado de desarrollo que les permite asentarse, seleccionan activamente sitios específicos para su asentamiento y metamorfosis, muchas veces relacionados estos sitios con la presencia de coberturas de algas específicas y/o biopelículas bacterianas asociados a la presencia de dichas algas (Webster *et al.*, 2004), o a la textura y al grado de inclinación del sustrato. Así, las diferentes estructuras macro y micro-biológicas del sustrato, así como la variación en el relieve en las formaciones coralinas del Archipiélago pueden estar influenciando los patrones de reclutamiento coralino a nivel local, determinando que la abundancia y estructura coralina comunitaria sea un componente variable desde el reclutamiento.

Teniendo en cuenta la similitud de muestras de corales juveniles provenientes de los niveles someros, las cuales se encontraron ampliamente distribuidas a través del AIR, podría inferirse que las condiciones que influyen la estructura de la comunidad coralina juvenil en este nivel son relativamente constantes en todo el Archipiélago (al menos más que en el nivel medio, en el que se observó un agrupamiento localizado). En el nivel somero, las comunidades coralinas juveniles pueden ser más afectadas por algunos factores o eventos de amplia distribución. Tal sería el caso del incremento anormal en la temperatura del agua superficial observado esporádicamente en el Archipiélago, que ocasiona fuertes fenómenos de blanqueamiento y muerte coralina (Solano

. (2006), et al ., 1993; Gil-Agudelo et al ., 2006). Gil-Agudelo et al en el último evento masivo de blanqueamiento registrado en el Archipiélago, el cual ha sido uno de los más drásticos observados, afirmaron que prácticamente todas las especies de corales presentes en la zona se vieron afectadas. Según Edmunds (2004),

el incremento de la temperatura (gradual o rápido) puede afectar la estructura de las comunidades coralinas, favoreciendo la permanencia de especies que producen colonias morfológicamente simples y pequeñas, y que se reproducen a lo largo de todo el año. Así, la similitud de muestras provenientes del nivel somero podría verse relacionada con el efecto del incremento esporádico de la temperatura del agua superficial sobre la estructura de la comunidad coralina juvenil. Igualmente en el nivel somero, aunque no se observó agrupamiento de muestras dependiendo del grado de exposición al oleaje (barlovento y sotavento), el efecto del oleaje es mayor al encontrado en el nivel medio, siendo este un factor determinante en la diferenciación de muestras dependiendo del nivel.

La densidad homogénea de corales juveniles en el rango de profundidad estudiado (2-12 m), difiere de lo encontrado en otros arrecifes del Caribe donde la abundancia de corales juveniles (o de reclutas) se comporta de forma variable con la profundidad. Rogers *et al.* (1984), entre los 9 y 37 m en las Islas Vírgenes, encontraron que la abundancia de reclutas disminuía con el incremento de la profundidad; mientras Chiappone y Sullivan (1996) entre los 4 y 18 m en el Florida Reef Tract y Pizarro (2002) entre los 0,5 y 25 m en las Islas de San Andrés, encontraron lo opuesto al observar las mayores abundancias de reclutas y juveniles en los niveles más profundos. Por su parte, Smith (1997) entre los 10 y 30 m en Conch Reef Florida, encontró en profundidades intermedias las mayores abundancias de reclutas. Es de aclarar que en los estudios mencionados los rangos de profundidad difieren con los de este estudio siendo más amplios, por lo que es probable que pueda encontrarse una diferencia significativa en la densidad de juveniles al estudiar un rango de profundidad más amplio en el AIR.

Los resultados arrojados por los análisis de clasificación y ordenación contrastan con lo determinado en cuanto al efecto del nivel de profundidad sobre la densidad de corales juveniles en el AIR. Por esta razón, se infiere que aunque la densidad total de juveniles no varía significativamente entre niveles de profundidad, la densidad de

cada taxón si lo hace de forma tal, que la estructura de la comunidad coralina juvenil resultante difiere entre niveles.

8.1.2 Relación de la Estructura Comunitaria de Corales Juveniles con las Estrategias Reproductivas

Uno de los resultados más notorios fue la baja proporción o ausencia de corales masivos como *C. natans*, *Diploria* spp., *Montastraea* spp. en estado juvenil, compartiendo la característica de ser especies liberadoras de gametos. Por su parte, la proporción de corales incubadores de plánulas, como *Agaricia* spp. y *P. astreoides*, se mostró significativamente superior (Tabla 2, Fig. 7). Este resultado es coherente con lo registrado en otros arrecifes del Caribe (Rogers *et al.*, 1984; Baggett y Bright, 1985; Chiappone y Sullivan, 1996; Smith, 1997; Vidal *et al.*, 2005; Acosta *et al.*, 2006b), donde se reportan igualmente estas especies como los corales juveniles más importantes en abundancia.

La estrategia reproductiva no fue definida con certeza para el total de taxa juveniles registrados en este estudio (*H. cucullata*, *Solenastrea* spp., *D. stokesi*, *E. fastigiata*, *Mussidae* y *Stephanocoenia* spp.); esto, debido a que los estudios de datos reproductivos en el Caribe son relativamente escasos y la estrategia reproductiva parece no haber sido definida para algunas de las especies encontradas en los niveles taxonómicos, o no concuerda entre las ya registradas en los estudios realizados.

La variación en las densidades de corales juveniles entre localidades y niveles de profundidad, según la estrategia reproductiva, se mostró similar al comportamiento observado en la variación de las densidades de juveniles sin discriminar estrategias. Las densidades pueden igualmente estar relacionadas con la estructura del relieve y tipo de sustrato en las diferentes unidades ecológicas presentes en el AIR, así como con la variación de las condiciones oceanográficas, de la misma forma como se discutió en el anterior ítem. No obstante, es de resaltar que aunque la diferencia de

densidades de corales liberadores entre niveles de profundidad no se encontró estadísticamente significativa (probablemente debido a la gran variación de las medidas, como se muestra en la Figura 11), la cantidad de colonias observadas en el nivel medio fue mucho mayor (Tabla 2). Este comportamiento también ha sido evidenciado en otros estudios de Caribe (en el Florida Reef Tract: Chiappone y Sullivan, 1996; en la Isla de San Andrés: Pizarro, 2002). Estos autores encontraron que el aumento de reclutas/juveniles puede verse relacionado en forma directa con las condiciones ambientales, siendo ellas determinantes del reclutamiento, crecimiento y sobrevivencia temprana de colonias liberadoras. La menor turbulencia e incidencia lumínica pueden ser algunas de las condiciones que determinan mayores tasas de reclutamiento y sobrevivencia de estas especies a mayor profundidad (Chiappone y Sullivan, 1996; Pizarro, 2002).

La elevada proporción de *Agaricia* spp. y *P. astreoides* en estados juveniles, es comúnmente asociada a su estrategia reproductiva (como aspecto de su historia de vida), la cual parece favorecer el reclutamiento larval abundante (Chiappone y Sullivan, 1996; Smith, 1997; Richmond y Hunter, 1990). Aunque se ha sugerido que la incubación de plánulas es el modo de reproducción predominante de las especies presentes en el Caribe (Richmond y Hunter, 1990), en las últimas décadas las poblaciones de especies incubadoras han aumentado significativamente, mientras las de especies liberadoras han decrecido (Knowlton, 2001) siendo aún enigmática la razón de las bajas tasas de reclutamiento y el futuro de especies masivas liberadoras en la estructura de los arrecifes coralinos caribeños (Hughes, 1985).

Por su parte, la baja densidad de corales liberadores en estado juvenil en las formaciones coralinas del Archipiélago es característica de corales altamente constructores, persistentes y longevos, los cuales tienen tendencia a reproducirse en intervalos de tiempo largos - generalmente anuales- y ser lentos colonizadores con reducidas tasas de reclutamiento (Endean y Cameron, 1990). No obstante, la ausencia de algunas especies liberadoras en estado juvenil en el AIR (

), en adición a la escasa densidad y proporción de otros corales e.g. *D. labyrinthiformis* juveniles con la misma

estrategia reproductiva (Tabla 2, Fig. 11), podrían ser señal de bajo potencial y éxito reproductivo de las colonias parentales y/o tasas anormalmente reducidas de reclutamiento para especies con esta estrategia reproductiva.

El deterioro generalizado de las formaciones coralinas en el Caribe y la significativa reducción en la densidad de algunos corales masivos durante las últimas décadas, siendo más drástica para algunas especies como

spp. (Coral y Caicedo, 1983; Alvarado *Acropora*

, 1990; Garzón-Feet al ., 1986; Sarmiento et al. rreira y Kielman, 1993; Cendales, 1999) y en menor medida para otras como

D. clivosa, *M. annularis*, *M. cavernosa*, *S. siderea* *C. natans* ,

(Garzón-Ferreira y Kielman, 1993), tiene como efecto una disminución en la cantidad de colonias parentales que producen y liberan gametos al medio marino. Esta condición reduce la posibilidad de que los gametos, al ser liberados al medio marino, se encuentren y fertilicen exitosamente, afectando desfavorablemente el potencial reproductivo de estas especies (Knowlton, 2001; Carlon, 2002). Igualmente, el deterioro y muerte de tejido coralino puede favorecer el reclutamiento de algunas especies que aprovechan el sustrato libre dejado tras la muerte del tejido coralino. Por ejemplo, al menos una especie del taxón

spp. (*Agaricia*

)*Agaricia agaricites* forma *humilis* presenta una estrategia reproductiva oportunista que le permite habitar en ambientes inestables, produciendo grandes cantidades de plánulas a lo largo del año para colonizar rápidamente el sustrato disponible tras algún disturbio (van Moorsel, 1981). Las especies con este tipo de estrategia están bien adaptadas a condiciones cambiantes en el tiempo y el espacio, presentando tasas de multiplicación y colonización elevadas, pero generalmente ligadas a una vida corta (Endean y Cameron, 1990; Margalef, 1991). Este reemplazo paulatino de corales masivos longevos por pequeños efímeros ya ha sido reportado en arrecifes del Caribe - principalmente en la zona de Belice, donde arrecifes anteriormente dominados por

Acropora spp. son actualmente dominados por *Agaricia* spp.- (Done, 1999; Aronson y Precht, 2001), siendo atribuido a una respuesta adaptativa de la comunidad coralina ante cambios ambientales recientes. Es factible que la estructura de juveniles encontrada en el Archipiélago de las Islas del Rosario a partir de las estrategias reproductivas, obedezca al dinamismo de las condiciones ambientales y a la presencia

de tensores perjudiciales para algunas especies altamente constructoras, persistentes y liberadoras de gametos, que indirectamente favorecen otros corales efímeros, oportunistas e incubadores de plánulas.

Debido a las características del proceso reproductivo en especies liberadoras, donde la fertilización ocurre generalmente en superficie y el ciclo de vida larval ocurre enteramente en la columna de agua, son especialmente vulnerables durante este proceso a hidrocarburos y otros contaminantes presentes en el medio marino (Szmant, 1991; Richmond, 1997). Así, combustibles y aceites derramados por motores fuera de borda y sustancias tóxicas provenientes de la actividad humana en el continente acarreadas por los ríos hasta el mar, los cuales afectan actualmente las aguas del AIR (por vertimiento de aguas continentales del Río Magdalena a través del Canal del Dique: Alvarado *et al.*, 1986; Alvarado y Corchuelo, 1992) y de las zonas costeras del Caribe en general (Marín *et al.*, 2006), pueden ser factores que están influenciando el éxito reproductivo de especies liberadoras. Este presenta aún mayor importancia, sabiendo que en la zona de estudio las liberaciones masivas de gametos se presentan en épocas de lluvias (entre agosto y noviembre) (Sánchez *et al.*, 1999), cuando la exposición a condiciones asociadas a aguas continentales es mayor. La presencia de estos tensores puede así estar relacionada con las bajas densidades de corales juveniles provenientes del éxito reproductivo de especies liberadoras de gametos.

Los arrecifes coralinos son sistemas dinámicos en constante transformación, altamente susceptibles a disturbios naturales y antrópicos pero con amplio éxito en el tiempo geológico y el espacio geográfico (Endean y Cameron, 1990; Grigg y Dollar, 1990; Birkeland, 1997; Hallock, 1997). Es posible que antes de los diversos impactos antrópicos y naturales que hoy son comunes, las especies masivas que alguna vez fueron dominantes mantuvieran su importancia en la comunidad por eventos periódicos de reclutamiento, más en la actualidad ante la exposición a condiciones adversas el reclutamiento de estas especies ha pasado a ser un evento raro (Kinzie, 1999). Teniendo en cuenta la importancia del reclutamiento en el mantenimiento y renovación de las comunidades coralinas bajo las condiciones ecológicas actuales,

puede ser que la estructura de juveniles encontrada en el AIR indique una fase de cambio en las comunidades coralinas, donde especies oportunistas con altas tasas de reclutamiento y dominantes en estado juvenil reemplacen gradualmente especies afectadas altamente constructoras y con bajo potencial reproductivo. La viabilidad de esta condición es aún mayor, cuando debido a la escasa abundancia de juveniles de especies liberadoras altamente constructoras se asume que el flujo e intercambio genético entre poblaciones es limitado, teniendo como efecto una limitada capacidad de respuesta de estas especies ante condiciones ambientales desfavorables. Lo anterior, ya que el reclutamiento y la sobrevivencia temprana de corales juveniles (provenientes de la reproducción sexual) involucran intercambio genético entre organismos adultos durante el proceso reproductivo y el aumento de la diversidad genética en las poblaciones (Porter y Tougas 2001).

El que los patrones de reclutamiento encontrados en el AIR, y el Caribe en general, sea un fenómeno reciente reflejando cambios ecológicos o que simplemente se deba a que el rango de tiempo de los estudios humanos no es lo suficientemente prolongado como para percibir eventos esporádicos, pero esenciales, de reclutamiento masivo de especies altamente constructoras, es aún un tema incierto pero de vital importancia en el entendimiento de la estructura de las comunidades futuras (Kinzie, 1999).

8.1.3 Relación de Corales Juveniles y No-juveniles

Tanto la proporción de corales no-juveniles como sus medidas de densidad en las diferentes localidades y niveles de profundidad muestreados, fueron notablemente superiores a las encontradas en corales juveniles (Tabla 2, Fig. 12). Esta condición estructural de la comunidad coralina dependiendo del grado de madurez de las colonias que la componen, también fue encontrada por Chiappone y Sullivan (1996) y por Miller

. (2000) en el Florida Reef Tract. Para Chiappone y Sullivan (1996), la proporción de juveniles encontrados varió entre 28,0% y 51,5%, siendo mayor a la encontrada en esta investigación (23,8%); sin embargo, las densidades de corales

juveniles y de no-juveniles registradas por los autores (1,18-2,48 juv/m² y 2,66-6,32 no-juv/m²), no fueron tan diferentes como las encontradas en esta investigación (1,82 juv/m²

). Por su parte, la proporción de juveniles registrada por Miller et al. (2000) de entre 5% y 30%, fue similar o incluso menor (en el caso del menor valor del rango) al valor obtenido en la presente investigación.

Las densidades de corales no-juveniles incubadores y liberadores en los dos niveles de profundidad de cada localidad fueron igualmente superiores a los encontrados en corales juveniles (Fig. 13 y 14). Cabe resaltar que la abundancia relativa de corales liberadores fue notablemente superior en corales no-juveniles (23,6% contra 7,8% en juveniles), mientras en incubadores la abundancia relativa fue similar en los dos estados de madurez (67,7% en no-juveniles y 76,3% en juveniles) (Tabla 2).

Para corales no-juveniles según la estrategia reproductiva, la localidad y el nivel de profundidad tuvieron efectos diferentes sobre la densidad a los encontrados en juveniles. Mientras en corales juveniles, tanto para corales incubadores como para liberadores, la profundidad no mostró influenciar significativamente las densidades; en estado no-juvenil este factor sí mostró efecto significativo sobre la densidad de incubadores (encontrando en el nivel medio las mayores densidades (Fig. 13) y la mayor abundancia (Tabla 2)), más no sobre la densidad de liberadores (donde las densidades (Fig. 14) y abundancias (Tabla 2) fueron similares entre niveles). En cuanto a la localidad, la cual influyó significativamente en la variación de las densidades de ambos grupos de corales (incubadores y liberadores) en estado juvenil, no se encontró que causara un efecto estadísticamente significativo en la variación de la densidad de no-juveniles incubadores. A partir de estos resultados se infiere que los factores incluidos en el presente estudio (localidad y nivel de profundidad) afectan en diferente magnitud a los corales incubadores dependiendo de su estado de madurez (juvenil y no-juvenil), siendo este grupo de corales los que posiblemente influyen en mayor medida la estructura de la comunidad coralina.

Parece ser que en las formaciones coralinas del AIR, la abundancia de corales no-juveniles, puede explicar en parte la estructura y atributos de la comunidad coralina juvenil, similar a lo encontrado ya en otros estudios (Chiappone y Sullivan, 1996; Wallace y Bull, 1988; Edmunds, 2000; Carlon, 2002). Tanto en corales incubadores como en liberadores, se observó que existía correlación significativa en la densidad de juveniles y no-juveniles de los dos niveles de profundidad, a excepción de los corales incubadores del nivel somero. La correlación encontrada a partir de los índices de correlación de Spearman (Fig. 15 y 16) fue de naturaleza positiva, es decir, que el incremento en la densidad de juveniles está relacionado con el incremento en la densidad de los no-juveniles y viceversa.

La existencia o ausencia de relación entre los grupos de corales de los dos niveles de profundidad puede obedecer a diversas causas, posiblemente relacionadas con los patrones de dispersión de las larvas antes del reclutamiento (Richmond, 1987, 1988; Willis y Olliver, 1988; Chiappone y Sullivan, 1996; Carlon, 2002; Strathmann *et al.*, 2002), con el comportamiento selectivo de la larva para el asentamiento hacia claves asociadas con los hábitat de adultos (Carlon, 2002) y/o con la calidad de las condiciones que propician el asentamiento y la sobrevivencia de los corales (Chiappone y Sullivan, 1996).

En corales incubadores, debido a los patrones de dispersión larval asociados al modo reproductivo, es de esperar que exista relación en la abundancia de juveniles y adultos en al menos algunas de las especies que comparten la estrategia reproductiva. Se ha reportado que las larvas incubadas y liberadas al medio están capacitadas para asentarse al poco tiempo de ser liberadas, reclutándose generalmente cerca de las colonias parentales (Fadlallah, 1983; Harrison y Wallace, 1990; Richmond, 1997; Veron, 2000; Tioho

., 2001; Carlon, 2002)et al Por esta razón, la diferencia en la abundancia de adultos reproductivos contribuye igualmente en la abundancia de larvas producidas (Carlon, 2002), y en efecto en la cantidad de corales exitosamente reclutados. Igualmente, se ha encontrado que las larvas incubadas, luego de ser liberadas al medio, pueden reconocer claves asociadas con la abundancia y

distribución de corales adultos, reclutándose en zonas donde estos son abundantes (Carlon, 2002).

En especies liberadoras, los patrones de dispersión larval son diferentes a las encontradas en corales incubadores; mientras la larva que es incubada se libera al medio en avanzado estado de desarrollo y capacitada generalmente para un asentamiento inmediato, la fase de desarrollo larval en especies liberadoras ocurre enteramente en el plancton y es requerido un tiempo mínimo de desarrollo (entre 3 y 20 días) antes de que la larva pueda asentarse (Babcock, 1985; Richmond, 1988). Por estas características, es probable que la mayor parte de larvas externamente desarrolladas recorran grandes distancias desde los arrecifes natales antes de reclutarse (Harriott y Fisk, 1988; Richmond, 1997), mas dependiendo del efecto de los patrones de vientos y corrientes al momento de la liberación de gametos, el reclutamiento también puede presentarse cerca de los arrecifes natales (Richmond, 1988; Harriott y Fisk, 1988; Willis y Olliver, 1988; Strathmann *et al.*, 2002). Es así como la relación encontrada entre juveniles y no-juveniles liberadores de gametos puede obedecer, más que a la cantidad de larvas producidas y reclutadas cerca de las colonias parentales, a la calidad de las condiciones ambientales que afectan de forma similar a los corales jóvenes recién reclutados y a aquellos más desarrollados, y a las condiciones oceanográficas que determinan la dispersión de las larvas.

8.2 SEGUIMIENTO DE JUVENILES EN TRANSECTOS PERMANENTES

Se observó que la mortalidad de corales juveniles fue variable en los dos niveles de profundidad durante el tiempo de seguimiento; mientras en el nivel somero no se encontró mortalidad en las colonias evaluadas, en el nivel medio si se encontraron algunas colonias muertas (Tabla 4) resultando en una tasa de mortalidad reducida. La variación de la mortalidad de corales juveniles puede estar asociada con el efecto de la interacción con otros organismos como las macroalgas y peces pastoreadores o coralívoros (Birkeland

et al., 1981; Rogers et al., 1984), con el efecto de la intensidad

lumínica sobre el metabolismo de los corales (Shinn, 1966; Schuhmacher, 1978; Muller-Parker y D'Élia, 1997) y con las estrategias relativas a la historia de vida de las especies (Roff, 1992).

La intensidad lumínica puede favorecer a las algas en la competencia por espacio con corales en el nivel somero más que en el medio, ya que en el primero las algas podrían presentar un crecimiento más rápido, colonizando de forma más eficiente el sustrato disponible y causando en efecto la muerte por ahogamiento a corales juveniles (Birkeland *et al.*, 1981; Rogers *et al.*, 1984). No obstante, la disminución de la intensidad lumínica con el incremento de la profundidad también podría ocasionar en los corales una disminución en las tasas de calcificación y crecimiento (Schuhmacher, 1978; Muller-Parker y D'Élia, 1997), lo que a su vez es perjudicial en la sobrevivencia temprana de corales posterior al reclutamiento. En corales suele observarse mayores tasas de mortalidad total en colonias pequeñas, y en efecto, en las especies que presentan menores tasas de crecimiento (Babcock, 1985, 1988; Fitzhardinge, 1988). Esta condición suele estar relacionada con las estrategias de vida de las especies (r y k) (ver: Roff, 1992) y puede ser explicada por la mayor susceptibilidad de corales pequeños a daños ocasionados por organismos predadores (Fitzhardinge, 1988) y por la mayor probabilidad de muerte total de la colonia ante cualquier evento causante de estrés (Babcock, 1988; Roff, 1992).

En Isla Tesoro, durante la época de seguimiento, es probable que los factores que pueden ser variables con la profundidad hayan sido más favorables para la permanencia de los corales juveniles en el nivel somero. Es de resaltar que en este nivel, la cantidad de juveniles marcados fue baja, mientras en el nivel medio fue mucho mayor. La proporción de corales marcados y monitoreados en los dos niveles puede indicar de forma complementaria que las condiciones favorables para el reclutamiento son más favorables en el nivel medio.

Por su parte, las tasas de mortalidad calculadas para corales incubadores y liberadores fueron iguales; sin embargo, de forma similar a la condición encontrada en la

densidad de juveniles marcados entre los niveles de profundidad, la proporción de incubadores monitoreados fue mucho mayor que la de liberadores. Cerca del 75% compartieron la característica de ser incubadores de plánulas, mientras solo el 21% de corales marcados correspondieron a juveniles liberadores de gametos. Las tasas de mortalidad encontradas no correspondieron con las esperadas para corales según las estrategias reproductivas. Generalmente los corales que incuban plánulas producen gran cantidad de reclutas (lo que si puede ser evidencia de la mayor proporción encontrada) y ciclos de vida relativamente cortos, siendo más susceptibles a disturbios locales por lo que generalmente presentan mayor mortalidad (Hughes, 1985; Harrison y Wallace, 1990; Smith, 1997; Knowlton, 2001). Por su parte, en corales liberadores es común encontrar baja abundancia de reclutas (que igualmente se evidenció por la cantidad de corales marcados), pero siendo estos más longevos y resistentes a condiciones adversas (Rogers

., 1984; Endean y Cameron, 1990; Harrison y et al Wallace, 1990; Chiappone y Sullivan, 1996; Richmond, 1997; Edmunds, 2000). Lo que si se evidenció a partir del seguimiento, fue la mayor susceptibilidad de corales incubadores, básicamente del taxón

spp.; Agaricia Las tres colonias marcadas que se encontraron con señales de deterioro (sobrecrecimiento parcial de algas, blanqueamiento parcial y fragmentación) correspondieron a este grupo de corales.

Las tasas de mortalidad análogas encontradas en corales incubadores de plánulas y liberadores de gametos, permite inferir que las densidades de corales incubadores y liberadores encontradas en los censos de distribución y abundancia obedecen más a eventos previos al reclutamiento, como el potencial y éxito reproductivo o la selección del sustrato, que a la sobrevivencia temprana de corales recién reclutados. Por su parte, teniendo en cuenta que en los censos de distribución y abundancia no se encontró efecto significativo sobre la densidad de corales juveniles, es posible inferir que la ligera variación de las tasas de mortalidad encontrada entre los dos niveles de profundidad, probablemente no sea significativa como para determinar diferencias significativas en las abundancias de juveniles en el rango de profundidad estudiado.

CONCLUSIONES

- Los corales escleractinios juveniles provenientes de una reproducción sexual exitosa, encontrados en las formaciones coralinas del Archipiélago de las Islas del Rosario se agruparon en 18 taxa. *Agaricia* spp. y *Porites astreoides*, siendo estos corales de talla reducida incubadores de plánulas, fueron los taxa dominantes. Las especies masivas altamente constructoras, generalmente liberadoras de gametos, mostraron bajas densidades de juveniles o ausencia de estos. Tanto la riqueza de taxa, como la densidad de juveniles calculada, se encontraron inferiores a otras registradas en el Caribe.
- El nivel de profundidad no influenció la densidad general de corales juveniles, más si lo hizo en la estructura, encontrando mayor similaridad de muestras de comunidades provenientes de cada nivel. Además de la profundidad, las aguas continentales del Canal del Dique y los eventos esporádicos de blanqueamiento, podrían estar interviniendo en los patrones de zonación de la comunidad coralina juvenil. No se evidenció zonación de comunidades coralinas juveniles de acuerdo al grado de exposición (barlovento y sotavento).
- Aunque la densidad de cada taxón de corales juveniles en las formaciones coralinas del AIR puede estar relacionada con las estrategias reproductivas, la notable dominancia de algunos incubadores y la escasa proporción o ausencia de corales liberadores, podrían ser señal de variación del potencial y éxito reproductivo, así como de las tasas de reclutamiento. La degradación de las formaciones coralinas en la zona de estudio y en el Caribe en general, el efecto de aguas continentales y la presencia de contaminantes en zonas costeras, como factores que afectan adversamente el éxito del proceso reproductivo y de reclutamiento principalmente de corales liberadores, podrían estar determinando la estructura de juveniles encontrada.

- Los corales incubadores, dependiendo de su estado de madurez, respondieron de forma variable ante el efecto de la localidad y nivel de profundidad, influenciando en mayor medida la estructura de la comunidad coralina. En general, se encontró correlación positiva entre las densidades de juveniles y no-juveniles, según la profundidad y la estrategia reproductiva. En corales incubadores, la correlación encontrada puede obedecer a la cantidad de larvas producidas y reclutadas cerca de las colonias parentales; en liberadores, al similar efecto de las condiciones ambientales sobre corales jóvenes y sobre aquellos más desarrollados.
- La tasa de mortalidad de corales juveniles en el nivel medio, calculada a partir del tiempo de seguimiento, fue mayor a la encontrada en el nivel somero. Por su parte, la mortalidad en corales incubadores y liberadores fue equivalente. Las condiciones que pueden variar con la profundidad y que afectan la sobrevivencia de corales juveniles, fueron más favorables en el nivel somero, más la mayor cantidad de juveniles marcados en el nivel somero, indica una mejor condición para el reclutamiento en este nivel. Las tasas de mortalidad encontradas según la estrategia reproductiva no correspondieron con las esperadas; lo que si se evidenció fue la mayor susceptibilidad de corales incubadores. Las tasas de mortalidad análogas en corales incubadores y liberadores llevan a inferir que las densidades de corales juveniles encontradas en las formaciones coralinas del Archipiélago obedecen más a eventos previos al reclutamiento que a la sobrevivencia temprana de corales recién reclutados.

RECOMENDACIONES

- Desarrollar trabajos enfocados a la caracterización de la comunidad de corales juveniles a escalas espaciales más amplias con el fin de evaluar el grado de similaridad en y entre las comunidades de diferentes arrecifes.
- Realizar seguimientos de corales escleractinios que permitan evaluar la persistencia en el tiempo de las diferentes especies en estado juvenil.
- La medición del aporte de estructura (en términos de biomasa) a los arrecifes por parte de especies incubadoras y liberadoras, sería una herramienta útil para analizar la productividad primaria neta de las especies y los arrecifes bajo las condiciones ecológicas actuales.
- Incluir la evaluación de corales juveniles dentro de las variables biológicas a medir en el protocolo de monitoreo de arrecifes coralinos en Colombia, ya que puede brindar información relevante para el análisis de la dinámica de las poblaciones coralinas en el tiempo.

BIBLIOGRAFÍA

ACHITUV, Y. y DUBINSKY, Z. Evolution and zoogeography of coral reefs. En: DUBINSKY, Z. (Ed). Ecosystems of the World 25. Coral Reefs. Elsevier Science B.V. Amsterdam, The Netherlands. 1990. 1-9 pp.

ACOSTA, A; BERNAL, J.K.; JARAMILLO-GONZÁLEZ, J; MARIÑO-CORREA, D; ORDOÑEZ, M; CAMACHO, J; RUIZ, M. y ÁLVAREZ, D. Relación entre condiciones físicas y biológicas del microhábitat y la presencia de juveniles de corales hermatípicos en el Caribe colombiano. En: INVEMAR, Informe del Estado de los Ambientes Marinos y Costeros de Colombia: Año 2005. (Serie de publicaciones periódicas/INVEMAR; No. 8). Santa Marta. 2006a. 100-103 pp.

ACOSTA, A; BERNAL, J.K.; JARAMILLO-GONZÁLEZ, J; MARIÑO-CORREA, D; ORDOÑEZ, M; CAMACHO, J; RUIZ, M. y ÁLVAREZ, D. Comparación espacial de la comunidad de corales hermatípicos juveniles en el Caribe colombiano. En: INVEMAR, Informe del Estado de los Ambientes Marinos y Costeros de Colombia: Año 2005. (Serie de publicaciones periódicas/INVEMAR; No. 8). Santa Marta. 2006b. 103-108 pp.

ALVARADO, E.M.; DUQUE, F.; FLÓREZ, L. y RAMÍREZ, R. Evaluación cualitativa de los arrecifes coralinos de las Islas del Rosario (Cartagena - Colombia). En: Boletín Ecotrópica: Ecosistemas Tropicales. 1986. (15): 1-30 pp.

ALVARADO, E.M. y CORCHUELO, M.C. Los nutrientes, la temperatura y la salinidad provenientes del Canal del Dique como factores de deterioro en el Parque Nacional Natural Corales del Rosario (Cartagena, Colombia). Congreso Centroamericano y del Caribe de Ciencias del Mar. VIII Seminario Nacional de Ciencias y Tecnologías del Mar. Memorias. Comisión Colombiana de Oceanografía. 1992. 277-288 pp.

ALVARADO, E.M.; GARCÍA, R y ACOSTA, A. Sexual reproduction of the reef-building coral *Diploria labyrinthiformis* (Scleractinia-Faviidae), in the Colombian Caribbean. En: Rev. Biol. Trop. 2004. 52(4): 859-868 pp.

ANDRADE, C; ARIAS, F. y THOMAS, I. Estudio temporal de los sólidos en suspensión entre la desembocadura del Río Magdalena y el Canal del Dique, Mar Caribe, Colombia. VI Seminario Nacional de Ciencias del Mar. Comisión Colombiana de Oceanografía. 1988. 387-392 pp.

ARONSON, R.B. y PRECHT, W.F. White-band disease and the changing face of Caribbean coral reefs. En: Hydrobiologia. 2001. 460: 25-38 pp.

AVERY, W.E. y LIDDELL, W.D. Sessile community recruitment patterns on Western Atlantic shallow and deep-reef hard substrata. En: Proc. 8th Int. Coral Reef Sym. 1997. (2): 1179-1184 pp.

BABCOCK, R.C. Growth and mortality in juvenile corals (*Goniastrea*, *Platygyra* and *Acropora*): the first year. En: Proc. 5th Int. Coral Reef Sym. 1985. (4): 355-360 pp.

BABCOCK, R.C. Age-structure, survivorship and fecundity in populations of massive corals. En: Proc. 6th Int. Coral Reef Sym. 1988. (2): 625-633 pp.

BABCOCK, R. y MUNDY, C. Coral recruitment: consequences of settlement choice for early growth and survivorship in two scleractinians. En: J. Exp. Mar. Biol. and Ecol. 1996. 206: 179-201 pp.

BAGGETT, L.S. y BRIGHT, T.J. Coral recruitment at the east Flower Garden Reef (Northwestern Gulf of México). En: Proc. 5th Int. Coral Reef Sym. 1985. (4): 379-384 pp.

BAIRD, A.H. y HUGHES, T.P. Spatial variation in coral recruitment around Lizard Island, Australia. En: Proc. 8th Int. Coral Reef Sym. 1997. (2): 1207-1210 pp.

BIRKELAND, C.; ROWLEY, D y RANDALL, R.H. Coral recruitment patterns at Guam. En: Proc. 4th Int. Coral Reef Sym. 1981. (2): 339-345 pp.

BIRKELAND, C. (Ed). Life and Death of Coral Reefs. Chapman and Hall. New York. 1997. 536 p.

BRUNO, J.F.; PETES, L.E.; HARVELL, C.D. y HETTINGER, A. Nutrient enrichment can increase the severity of coral diseases. En: Ecology letters. 2003. 6: 1056-1061 pp.

BUREL, T. y VERNETTE, G. Evidencias de cambios de nivel del mar en el Cuaternario de la región de Cartagena (Bolívar). En: Revista CIAF. Bogotá, D.E. Colombia. 1981. 6(1-3): 77-92 pp.

CALEY, M.J.; CARR, M.H. HIXON, M.A.; HUGHES, T.P. JONES, G.P. y MENGE, B.A. Recruitment and the local dynamics of open marine populations. En: Annu. Rev. Ecol. Syst. 1996. 27: 477-500 pp.

CARLON, D. Production and supply of larvae as determinants of zonation in a brooding tropical coral. En: J. Exp. Mar. Biol. and Ecol. 2002. 268: 33-46 pp.

CENDALES, M.H. Cartografía, composición y estado actual de los biótupos marinos arrecifales de Isla Rosario, Isla Barú y de los bajos intermedios del Archipiélago del Rosario. Bogotá. 1999. 113 pp. Trabajo de grado (Bióloga Marina). Universidad Nacional de Colombia.

CENDALES, M.H.; ZEA, S. y DÍAZ, J.M. Geomorfología y Unidades Ecológicas del Complejo de Arrecifes de las Islas del Rosario e Isla Barú (Mar Caribe, Colombia). En: Rev. Acad. Colomb. Cienc. 2002. XXVI(101): 497-510 pp.

CHIAPPONE, M. y SULLIVAN, K.M. Distribution, abundance and species composition of juvenile scleractinian corals in the Florida Reef Tract. En: Bull. Mar. Sci. 1996. 58(2): 555-569 pp.

CLARKE, K.R. y WARWICK, R.M. Change in marine communities: An approach to statistical analysis and interpretation, 2nd edition. PRIMER-E Ltd. Plymouth Marine Laboratory, U.K. 2001. 164 p.

CORAL, A y CAICEDO, A. Descripción de la formación arrecifal de Isla Grande (Islas del Rosario) con anotaciones ecológicas. Cartagena. 1983. 110 p. Trabajo de grado (Biólogo Marino). Universidad Jorge Tadeo Lozano.

CRAIK, W.; KENCHINGTON, R. y KELLEHER, G. Coral-reef management. En: DUBINSKY, Z. (Ed). Ecosystems of the World 25. Coral Reefs. Elsevier Science B.V. Amsterdam, The Netherlands. 1990. 453-468 pp.

DÍAZ, G.; CARBONELL, M.C.; CORTECERO, E.; MUÑOZ, M.; VERNETTE, G. y VIDAL, L.A. Estudio oceanográfico de las Islas del Rosario. DIMAR-CIOH, Cartagena (Bol.). Inf. Técnico. 1978. 1-67 pp.

DÍAZ, J.M.; BARRIOS, L.M.; CENDALES, M.H.; GARZÓN-FERREIRA, J.; GEISTER, J.; LÓPEZ-VICTORIA, M.; OSPINA, G.H.; PARRA-VELANDIA, F.; PINZÓN, J.; VARGAS-ÁNGEL, B.; ZAPATA, F.A. y ZEA, S. Áreas Coralinas de Colombia. INVEMAR, Serie Publicaciones Especiales No. 5, Santa Marta, Colombia. 2000. 176 pp.

DONE, T.J. 1999. Coral community adaptability to environmental change at the scale of regions, reefs and reef zones. En: Amer. Zool. 39: 66-79 pp.

DUEÑAS, L. y ACOSTA, A. Importancia del reclutamiento coralino para programas de monitoreo de arrecifes. XI Congreso Latinoamericano de Ciencias del Mar. XXV Congreso de Ciencias del Mar de Chile. Memorias. 2005. 263-264 pp.

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

EDMUNDS, P.J. Juvenile coral populations dynamics track rising seawater temperature on a Caribbean reef. En: Mar. Ecol. Prog. Ser. 2004. 269: 111-119 pp.

ENDEAN, R. y CAMERON, A.M. Trends and new perspectives in coral-reef ecology. En: DUBINSKY, Z. (Ed). Ecosystems of the World 25. Coral Reefs. Elsevier Science B.V. Amsterdam, The Netherlands. 1990. 469-492 pp.

FADLALLAH, Y.H. Sexual reproduction, development and larval biology in scleractinian corals. A review. En: Coral Reefs. 1983. 2(3): 129-150 pp.

FISK, D.A. y HARRIOT, V.J. Are undersorey coral communities recruitment limited? En: Proc. 7th Int. Coral Reef Sym. 1992. (1): 517-520 pp.

FITZHARDINGE, R. Spatial and temporal variability in coral recruitment in Kaneohe Bay (Oahu, Hawaii). En: Proc. 5th Int. Coral Reef Sym. 1985. (4): 373-378 pp.

FITZHARDINGE, R.C. Coral recruitment: the importance of interspecific differences in juvenile growth and mortality. En: Proc. 6th Int. Coral Reef Sym. 1988. (2): 673-678 pp.

GARZÓN-FERREIRA, J. y KIELMAN, M. Extensive mortality of corals in the Colombian Caribbean during the last two decades. En: Proceedings of the Colloquium on Global Aspects of Coral Reefs: Health, Hazards and History. Rosenstiel School of Marine and Atmospheric Science, Univesity of Miami. 1993. 247-253 pp.

GARZÓN-FERREIRA, J.; REYES-NIVIA, M.C. y RODRÍGUEZ-RAMÍREZ, A. Manual de Métodos del SIMAC-Sistema Nacional de Monitoreo de Arrecifes Coralinos en Colombia. Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras José Benito Vives De Andrés - INVEMAR. Santa Marta. Colombia. 2002. 61 pp.

GARZÓN-FERREIRA, J. y DÍAZ, J.M. The Caribbean coral reefs of Colombia. En: CORTÉS, J. (Ed). Latin American Coral Reefs. Elsevier Science B.V., Ámsterdam. 2003. 275-301 pp.

GIL-AGUDELO, D.L.; GARZÓN-FERREIRA, J.; RODRÍGUEZ-RAMÍREZ, A.; REYES-NIVIA, M.C.; NAVAS-CAMACHO, R.; VENERA-PONTON, D.E.; DÍAZPULIDO, G. y SÁNCHEZ, J.A. Blanqueamiento Coralino en Colombia Durante el Año 2005. En: INVEMAR, Informe del Estado de los Ambientes Marinos y Costeros de Colombia: Año 2005. (Serie de publicaciones periódicas/INVEMAR; No. 8). Santa Marta. 2006. 83-87 pp.

GILMOUR, J. Experimental investigation into the effects of suspended sediment on fertilization, larval survival and settlement in a scleractinian coral. En: Mar. Biol. 1999. 135: 451-462 pp.

GITTINGS, S.R.; BOLAND, G.S.; DESLARZES, J.P.; COMBS, C.L.; HOLLAND, B.S. y BRIGHT, T.J. Mass spawning and reproductive viability of reef corals at the

East Flower Garden Bank, northwest Gulf of Mexico. En Bull. Mar. Sci. 1992. 51(3): 420-428 pp.

GRIGG, R.W. y DOLLAR, S.J. Natural and anthropogenic disturbance on coral reefs. En: DUBINSKY, Z. (Ed). Ecosystems of the World 25. Coral Reefs. Elsevier Science B.V. Amsterdam, The Netherlands. 1990. 439-452 pp.

HALL, V.R. y HUGHES, T.P. Reproductive strategies of modular organisms: comparative studies of reef-building corals. En: Ecology. 1996. 77(3): 950-963 pp.

HALLOCK, P. Reefs and reef limestones in earth history. En: BIRKELAND, C. (Ed). Life and Death of Coral Reefs. Chapman and Hall. New York. 1997. 13-42 pp.

HARRIOTT, V.J. Recruitment patterns of scleractinian corals at Lizard Island, Great Barrier Reef. En: Proc. 5th Int. Coral Reef Sym. 1985. (4): 367-372 pp.

HARRIOT, V.J. y FISK, D.A. Recruitment patterns of scleractinian corals: a study of three reefs. En: Aust. J. Mar. Freshwater Res. 1988. 39: 409-416 pp.

HARRIOT, V.J. y SIMPSON, C.J. Coral recruitment in tropical and subtropical reefs in Western Australia. En: Proc. 8th Int. Coral Reef Sym. 1997. (2): 1191-1196 pp.

HARRISON, P.L. y WALLACE, C.C. Reproduction, dispersal and recruitment of scleractinian corals. En: DUBINSKY, Z. (Ed). Ecosystems of the World 25. Coral Reefs. Elsevier Science B.V. Amsterdam, The Netherlands. 1990. 133-208 pp.

HEYWARD, A.J. y COLLINS, J.D. Fragmentation in *Montipora ramosa*: the genet and ramet concept applied to a reef coral. En: Coral Reefs. 1985. 4: 35-40 pp

HIGHSMITH, R.C. Reproduction by fragmentation in corals. En: Mar. Ecol. Prog. Ser. 1982. 7:207-226 pp.

HUBBARD, D.K. Reefs as dynamic systems. En: BIRKELAND, C. (Ed). Life and Death of Coral Reefs. Chapman and Hall. New York. 1997. 43-67 pp.

HUGHES, T.P. Life histories and population dynamics of early successional corals. En: Proc. 5th Int. Coral Reef Sym. 1985. (4): 101-106 pp.

HUTCHINGS, P.A. Biological destruction of coral reefs. En: Coral Reefs. 1986. (4): 239-252 pp.

IRIZARRY, E. y WEIL, E. Distribution, abundance and composition of juvenile corals in La Parguera, Southwest Puerto Rico. NOAA-CRES project. 32nd Scientific Meeting of the Association of Marine Laboratories of the Caribbean. Program-Abstracts. Curacao, NA. 2005.

KINZIE, R.A. Sex, symbiosis and coral reef communities. En: Amer. Zool. 1999. 39: 80-91 pp.

KNOWLTON, N. The future of coral reefs. En: Proc. Nat. Acad. Sci. U.S.A. 2001. 98(10): 5419-5425 pp.

LEBLE, S. y CUIGNON, R. El Archipiélago de las Islas del Rosario, estudio morfológico, hidrodinámico y sedimentológico. En: Bol. Cient. CIOH. 1987. 7: 37-52 pp.

LOGAN, A. Budding and fusion in the scleractinian coral *Scolymia cubensis* (Milne Edwards and Haime) from Bermuda. En: Bull. Mar. Sci. 1988. 42(1): 145-149 pp.

MARGALEF, R. Ecología. Séptima reimpresión. Ediciones Omega, S.A. Barcelona. 1991. 951 p.

MARÍN, B.; TRONCOSO, W.; VIVAS, L.J. y GÓMEZ, M.L. Estado del Medio Ambiente Abiótico, La Calidad Ambiental Marina y Costera en Colombia. En: INVEMAR, Informe del Estado de los Ambientes Marinos y Costeros de Colombia: Año 2005. (Serie de publicaciones periódicas/INVEMAR; No. 8). Santa Marta. 2006. 33-68 pp.

MILLER, M.W.; WEIL, E. y SZMANT, A.M. Coral recruitment and juvenile mortality as structuring factors for reef benthic communities en Biscayne National Park, USA. En: Coral Reefs. 2000. 19: 115-123 pp.

MULLER-PARKER, G y D'ELIA, C. Interactions between corals and their symbiotic algae. En: BIRKELAND, C. (Ed). Life and Death of Coral Reefs. Chapman and Hall. New York. 1997. 96-112 pp.

ODUM, E.P. Fundamentals of Ecology. Third edition. W.B. Saunders Company. U.S.A. 1971. 574 p.

PFAFF, R. Las Scleractinia y Milleporina de las Islas del Rosario. En: Mitt. Inst. Colombo-Alemán Invest. Cient. 1969. 3: 17-24 pp.

PINEDA, I.J.; MARTINEZ, L.A.; BEDOYA, D.M.; CAPARROSO, P. y ROJAS, J.A. Plan de manejo del Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo. UAESPNN. Territorial Costa Caribe, Cartagena. 2006. 379 p.

PIZARRO, V. Dinámica poblacional de corales cerebro (Scleractinia: Faviidae) en la Isla de San Andrés, Caribe suroccidental: una aproximación. San Andrés Isla. 2002. 62 p. Tesis para optar al título de M.Sc. en Bióloga, línea de Biología Marina. Universidad Nacional de Colombia, Instituto de Estudios Caribeños.

PORTER, J.W. y TOUGAS, J.I. Reef ecosystem: threats to their biodiversity. Encyclopedia of Biodiversity. 2001. 5: 73-95.

PUJOS, M.; PAGLIARDINI, J.L.; STEER, R.; VERNETTE, G. y WEBER, O. 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. En: Bol. Cient. CIOH. 1986. 6: 3-15 pp.

RABINOVICH, J.E. Ecología de poblaciones animales. Secretaría General de la Organización de los Estados Americanos. Washington, D.C. 1978. 114 p.

RICHMOND, R.H. Energetics, competency, and long-distance dispersal of planulae larvae of the coral *Pocillopora damicornis*. En: Mar. Biol. 1987. 93: 527-533 pp.

RICHMOND, R.H. Competency and dispersal potencial of planula larvae of a spawning versus a brooding coral. En: Proc. 6th Int. Coral Reef Sym. 1988. 2: 827-831 pp.

RICHMOND, R.H. y HUNTER, C.L. Reproduction and recruitment of corals: comparisons among the Caribbean, the Tropical Pacific, and the Red Sea. En: Mar. Ecol. Prog. Ser. 1990. 60: 185-203 pp.

RICHMOND, R.H. Reproduction and recruitment in corals: critical links in the persistence of coral reefs. En: BIRKELAND, C. (Ed). Life and Death of Coral Reefs. Chapman and Hall. New York. 1997. 175-197pp.

ROFF, D.A. The Evolution of Life Histories, Theory and Analysis. Chapman and Hall, Inc. New York. 1992. 535 p.

ROGERS, C.S.; FITZ, H.C.; GILNACK, M.; BEETS, J. y HARDIN, J. Scleractinian coral recruitment patterns at Salt River Submarine Canyon, St. Croix, U.S. Virgin Islands. En: Coral Reefs. 1984. 3:69-76 pp.

RUIZ-ZÁRATE, M.A. y ARIAS-GONZÁLEZ, J.E. Spatial study of juvenile corals in the Mesoamerican Barrier Reef System (MBRS). En: Coral Reefs. 2004. 23: 584-594 pp.

SÁNCHEZ, J.A.; ALVARADO, E.M.; GIL, M.F.; CHARRY, H.; ARENAS, O.L.; CHASQUI, L.H. y GARCÍA, R.P. Synchronous mass spawning of *Montastraea annularis* (Ellis & Solander) (Faviidae:Scleractinia) at Rosario Islands, Caribbean coast of Colombia. En: Bull. Mar. Sci. 1999. 65(3): 873-879 pp.

SARMIENTO, E.; FLECHAS, F.A. y ALVIS, G.A. Evaluación cuantitativa del estado actual de las especies coralinas del Parque Nacional Natural Corales del

Rosario, Cartagena (Colombia). Ciencias y Tecnologías del Mar. Memorias VII Seminario Nacional. Comisión Colombiana de Oceanografía. 1990. 303-315 pp.

SCHUHMACHER, H. Arrecifes coralinos. Su extensión, mundo animal y ecología. Ediciones Omega, S.A. Barcelona. 1978. 288 p.

SHINN, E.A. Coral growth-rate, an environmental indicator. En: The Society of Economic Paleontologists and Mineralogists and The Paleontological Society. 1966. 40(2): 233-241 pp.

SMITH, S.R. Patterns of coral settlement, recruitment and juvenile mortality with depth at Conch Reef, Florida. En: Proc. 8th Int. Coral Reef Sym. 1997. (2): 1197-1202 pp.

SOLANO, O.D.; NAVAS, G. y MORENO-FORERO, S.K. Blanqueamiento coralino de 1990 en el Parque Nacional Natural Corales del Rosario (Caribe colombiano). En: An. Inst. Invest. Mar. Punta Betín. 1993. 22: 97-111 pp.

SOONG, K. Sexual reproductive patterns of shallow-water reef corals in Panama. En: Bull. Mar. Sci. 1991. 49(3): 832-846 pp.

SOONG, K. Reproduction and colony size of reef coral species. En: Proc. 7th Int. Coral Reef Sym. Section nine, Abstracts. 1992. p 503.

STODDART, J.A. Asexual production of planulae in the coral *Pocillopora damicornis*. En: Mar. Biol. 1983. 76(3): 279-284 pp.

STRATHMANN, R.R.; HUGHES, T.P.; KURIS, A.M.; LINDEMAN, K.C.; MORGAN, S.G.; PANDOLFI, J.M. y WARNER, R.R. Evolution of local recruitment and its consequences for marine populations. En: Bull. Mar. Sci. 2002. 70(1): 377-396 pp.

SZMANT, A.M. Sexual reproduction by the Caribbean reef corals *Montastraea annularis* and *M. cavernosa*. En: Mar. Ecol. Prog. Ser. 1991. 74:13-25 pp.

TIOHO, H; TOKESHI, M y NOJIMA, S. Experimental analysis of recruitment in a scleractinian coral at high latitude. En: Mar. Ecol. Prog. Ser. 2001. 213: 79-86 pp.

VAN MOORSEL, G.W.N.M. Different reproductive strategies in two closely related stony corals (*Agaricia*, Scleractinia). En: Proc. 4th Int. Coral Reef Sym. Vol. 2 Abstracts. 1981.

VERMEIJ, M.J.A.; SAMPAYO, E; BROKER, K. y BAK, R.P.M. The reproductive biology of closely related coral species: gametogenesis in *Madracis* from the southern Caribbean. En: Coral Reefs. 2004. 23(2): 206-214 pp.

VERON, J. Corals of the World. Australian Institute of Marine Science and CRR Qld Pty Ltd. Australia. 2000. Vol 1: 463 p, Vol 2: 429 p. y Vol 3: 490 p.

VIDAL, A.M.; VILLAMIL, C.M. y ACOSTA, A. Composición y densidad de corales juveniles en dos arrecifes profundos de San Andrés Isla, Caribe colombiano. En: Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras. 2005. 34: 211-225 pp.

VIZE, P.D.; EMBESI, J.A.; NICKELL, M.; BROWN, D.P. y HAGMAN, D.K. Tight temporal consistency of coral mass spawning at the Flower Garden Banks, Gulf of Mexico, from 1997-2003. En: Gulf of Mexico Science. 2005. (1): 107-114 pp.

WALLACE, C.C. y BULL, G.D. Patterns of juvenile coral recruitment on a reef front during a spring-summer spawning period. En: Proc. 4th Int. Coral Reef Sym. 1981. (2): 345-350 pp.

WALLACE, C.C. Four years of juvenile coral recruitment to five reef front sites. En: Proc. 5th Int. Coral Reef Sym. 1985. (4): 385-390 pp.

WEBSTER, N.S.; SMITH, L.D.; HEYWARD, A.J.; WATTS, J.E.M.; WEBB, R.I.; BLACKALL, L.L. y NEGRI, A.P. Metamorphosis of a scleractinian coral in response to microbial biofilms. En: Appl. Environ. Microbiol. 2004. 70 (2): 1213-1221 pp.

WERDING, B y SÁNCHEZ, H. Situación general y estructuras arrecifales. Informe faunístico y florístico de las Islas del Rosario en la Costa Norte de Colombia. En: An. Inst. Inv. Mar. Punta Betín. 1979. 11: 7-20 pp.

WILLIS, B.L. y OLIVER, J.K. Inter-reef dispersal of coral larvae following the annual mass spawning on the Great Barrier Reef. En: Proc. 6th Int. Coral Reef Sym. 1988. (2): 853-859 pp.

WITTEMBERG, M. y HUNTE, W. Effects of eutrophication and sedimentation on juvenile corals: abundance, mortality and community structure. En: Mar. Biol. 1991. 112: 131-138 pp.

WYERS, S.C. Sexual reproduction of the coral *Diploria strigosa* (Scleractinia, Faviidae) in Bermuda: research in progress. En: Proc. 5th Int. Coral Reef Sym. 1985. (4): 301-306 pp.

YONGE, C.M. The nature of reef-building (hermatypic) corals. En: Bull. Mar. Sci. 1973. 23(1): 1-15 pp.

ZAPATA, P.A. Análisis histórico de los impactos naturales y antrópicos sobre los arrecifes coralinos del Parque Nacional Natural Corales del Rosario, Caribe colombiano. Santa Marta. 2005. 103 pp. Trabajo de grado (Bióloga Marina). Universidad Jorge Tadeo Lozano.

**A
N
E
X
O
A**

Abundancia de corales escleractínios juveniles (# colonias registradas en cada taxón en transectos del nivel somero de profundidad para cada localidad muestreada (IRS: Isla Rosario sur, IRN: Isla Rosario norte, IGN: Isla Grande norte, IPN: Isla Periquitos norte, PSO: Pavitos suroeste, ITS: Isla Tesoro sur, BDM: Bajo del Medio y BMT: Bajo Martincito).

TAXÓN	IRS			IRN			IGN		
	T1	T2	T3	T1	T2	T3	T1	T2	T3
<i>Agaricia</i> spp.	19	9	11	2	24	11	7	3	20
<i>H. cucullata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>C. natans</i>	0	1	1	0	0	0	0	0	0
<i>D. strigosa</i>	1	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>F. fragum</i>	6	1	10	1	10	2	1	2	1
<i>M. cavernosa</i>	2	0	5	0	0	0	0	0	0
Complejo <i>Montastraea</i> spp.	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>M. areolata</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Solenastrea</i> spp.	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>D. stokesi</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>M. meandrites</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>E. fastigiata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Mussidae	0	0	2	0	0	0	0	0	0
<i>Madracis</i> spp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>P. astreoides</i>	17	11	23	2	6	4	9	18	11
<i>P. porites</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>S. siderea</i>	5	1	2	0	0	0	0	0	0
<i>Stephanocoenia</i> spp.	0	0	2	0	0	0	0	0	0

**A
N
E
X
O
B**

Abundancia de corales escleractínios juveniles (# colonias registradas en cada taxón en transectos del nivel medio de profundidad para cada localidad)	TAXÓN	IRS			IRN			IGN		
		T1	T2	T3	T1	T2	T3	T1	T2	T3
	<i>Agaricia</i> spp.	30	11	3	7	3	8	0	2	3
	<i>H. cucullata</i>	18	0	0	6	0	0	0	1	1
	<i>C. natans</i>	4	2	1	0	0	0	0	0	0
	<i>D. strigosa</i>	0	1	1	0	0	0	0	2	0
	<i>F. fragum</i>	0	1	0	0	0	1	0	0	0
	<i>M. cavernosa</i>	0	8	5	0	0	0	0	0	0
	Complejo <i>Montastraea</i> spp.	0	0	1	0	0	0	0	0	0
	<i>M. areolata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Solenastrea</i> spp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>D. stokesi</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>M. meandrites</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>E. fastigiata</i>	1	1	1	0	0	0	0	0	0
	Mussidae	10	3	4	0	2	0	0	0	0
	<i>Madracis</i> spp.	0	3	7	0	0	0	0	0	0
	<i>P. astreoides</i>	11	7	6	6	2	2	0	2	2
	<i>P. porites</i>	3	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>S. siderea</i>	5	32	9	0	0	0	0	0	1
	<i>Stephanocoenia</i> spp.	0	5	7	0	0	0	0	0	0

muestreada (IRS: Isla Rosario sur, IRN: Isla Rosario norte, IGN: Isla Grande norte, IPN: Isla Periquitos norte, PSO: Pavitos suroeste, ITS: Isla Tesoro sur, BDM: Bajo del Medio y BMT: Bajo Martincito).

ANEXO C

Especies y abundancia de colonias registradas como no-juveniles en total y por nivel de profundidad (Som: somero y Med: medio), con los respectivos taxa en que se agruparon los estados juveniles.

Taxón	Especies	Som	Med	Total
<i>Agaricia</i> spp.	<i>Agaricia agaricites</i>	329	1057	1386
	<i>Agaricia fragilis</i>	5	20	25
	<i>Agaricia humilis</i>	0	3	3
	<i>Agaricia lamarcki</i>	0	64	64
	<i>Agaricia undata</i>	0	24	24
	<i>Agaricia tenuifolia</i>	470	958	1428
	<i>Agaricia grahamae</i>	0	6	6
<i>Helioseris cucullata</i>	<i>Helioseris cucullata</i>	29	125	154
(ausente)	<i>Acropora cervicornis</i>	6	2	8
<i>Colpophyllia natans</i>	<i>Colpophyllia natans</i>	53	143	196
(ausente)	<i>Diploria labyrinthiformis</i>	121	39	160
<i>Diploria strigosa</i>	<i>Diploria strigosa</i>	103	45	148
<i>Favia fragum</i>	<i>Favia fragum</i>	72	35	107
<i>Montastraea cavernosa</i>	<i>Montastraea cavernosa</i>	123	236	359
Complejo <i>Montastraea</i> spp.	<i>Montastraea annularis</i>	193	145	338
	<i>Montastraea franksi</i>	15	257	272
	<i>Montastraea faveolata</i>	146	76	222
<i>Manicina areolata</i>	<i>Manicina areolata</i>	12	0	12
<i>Solenastrea</i> spp.	<i>Solenastrea</i> spp.	1	1	2
<i>Dichocoenia stokesi</i>	<i>Dichocoenia stokesi</i>	12	6	18
<i>Meandrina meandrites</i>	<i>Meandrina meandrites</i>	22	38	60
<i>Eusmilia fastigiata</i>	<i>Eusmilia fastigiata</i>	52	202	254
Mussidae	<i>Mycetophyllia damiana</i>	0	32	32
	<i>Mycetophyllia aliciae</i>	0	4	4
	<i>Mycetophyllia lamarckiana</i>	2	32	34
	<i>Mycetophyllia ferox</i>	2	15	17
	<i>Mycetophyllia</i> sp.	0	14	14
	<i>Scolymia</i> spp.	14	50	64
	<i>Isophyllastrea rigida</i>	11	0	11
	<i>Mussa angulosa</i>	0	3	3
<i>Madracis</i> spp.	<i>Madracis decactis</i>	7	28	35
	<i>Madracis mirabilis</i>	24	50	74
	<i>Madracis pharensis</i>	4	0	4
<i>Porites astreoides</i>	<i>Porites astreoides</i>	961	978	1939
<i>Porites porites</i>	<i>Porites porites</i>	384	131	515
<i>Siderastrea siderea</i>	<i>Siderastrea siderea</i>	168	115	283
<i>Stephanocoenia</i> spp.	<i>Stephanocoenia michelini</i>	20	45	65
	<i>Stephanocoenia intersepta</i>	7	44	51
TOTAL		3368	5023	8391

ANEXO D

TAXÓN	IRS			IRN			IGN			IPN
	T1	T2	T3	T1	T2	T3	T1	T2	T3	
<i>Agaricia</i> spp.	34	31	29	5	37	13	26	26	62	103
<i>H. cucullata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>A. cervicornis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>C. natans</i>	5	8	2	0	3	0	0	1	1	0
<i>D. labyrinthiformis</i>	2	4	5	0	0	0	0	2	0	0
<i>D. strigosa</i>	19	18	4	0	0	0	2	0	0	0
<i>F. fragum</i>	9	4	7	3	4	0	0	3	1	31
<i>M. cavernosa</i>	13	16	17	0	1	0	0	0	1	0
Complejo <i>Montastraea</i> spp.	19	34	24	0	2	0	10	4	9	4
<i>M. areolata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Solenastrea</i> spp.	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>D. stokesi</i>	3	1	0	0	1	0	0	2	0	1
<i>M. meandrites</i>	2	3	2	0	2	0	0	0	0	0
<i>E. fastigiata</i>	2	0	0	0	3	2	0	0	1	0
Mussidae	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Madracis</i> spp.	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0
<i>P. astreoides</i>	108	84	90	2	17	8	38	70	85	42
<i>P. porites</i>	7	6	2	0	2	0	13	30	41	72
<i>S. siderea</i>	33	15	10	0	0	0	0	0	1	0
<i>Stephanocoenia</i> spp.	4	3	3	0	0	0	0	0	0	1

Abundancia de corales escleractínios no-juveniles (# colonias) registrados en cada taxón en transectos del nivel somero de profundidad para cada localidad muestreada (IRS: Isla Rosario sur, IRN: Isla Rosario norte, IGN: Isla Grande norte, IPN: Isla Periquitos norte, PSO: Pavitos suroeste, ITS: Isla Tesoro sur, BDM: Bajo del Medio y BMT: Bajo Martincito).

ANEXO E

TAXÓN	IRS			IRN			IGN			IPN	ITS	BDM	BMT
	T1	T2	T3	T1	T2	T3	T1	T2	T3	T1	T2	T3	T4
<i>Agaricia</i> spp.	74	45	57	78	101	106	64	88	68	115	1	5	1
<i>H. cucullata</i>	10	0	4	0	13	9	3	0	0	0	0	0	0
<i>A. cervicornis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>C. natans</i>	17	4	9	10	6	1	4	2	0	1	0	0	0
<i>D. labyrinthiformis</i>	3	0	1	13	1	2	0	0	0	0	0	0	0
<i>D. strigosa</i>	2	4	2	11	5	2	0	0	0	0	0	0	0
<i>F. fragum</i>	6	0	0	21	0	0	0	0	6	0	0	0	0
<i>M. cavernosa</i>	7	7	7	23	31	5	1	0	0	0	0	0	0
Complejo <i>Montastraea</i> spp.	29	11	28	31	25	24	27	12	0	0	0	0	0
<i>M. areolata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Solenastrea</i> spp.	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>D. stokesi</i>	0	0	0	3	2	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>M. meandrites</i>	2	0	1	13	10	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>E. fastigiata</i>	0	4	11	9	15	12	1	2	0	0	0	0	0
Mussidae	30	5	7	5	14	17	5	3	0	1	0	0	0
<i>Madracis</i> spp.	2	4	1	13	12	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>P. astreoides</i>	33	23	34	38	50	56	16	12	9	9	0	0	0
<i>P. porites</i>	3	0	1	5	0	0	13	17	14	3	0	0	0
<i>S. siderea</i>	9	5	13	12	14	6	0	0	0	0	0	0	0
<i>Stephanocoenia</i> spp.	6	10	5	10	15	5	0	2	0	0	0	0	0

Abundancia de corales escleractínios no-juveniles (# colonias) registrados en cada taxón en transectos del nivel medio de profundidad para cada localidad muestreada (IRS: Isla Rosario sur, IRN: Isla Rosario norte, IGN: Isla Grande norte, IPN: Isla Periquitos norte, PSO: Pavitos suroeste, ITS: Isla Tesoro sur, BDM: Bajo del Medio y BMT: Bajo Martincito).

ANEXO F

Corales juveniles de cada taxón marcados al comienzo del seguimiento por medio del sistema cuadrante-subcuadrantes, en los transectos del nivel somero y medio de Isla Tesoro, y estado en el que se encontraron al final del seguimiento. Colonias con señal de deterioro: (°) con sobrecrecimiento parcial de algas, (+) quebrada y (++) parcialmente blanqueada.

Especie	Nivel	Transecto	Cuadrante	Subcuad.	Marca	Estado al final del seguimiento
<i>Agaricia</i> spp.	Somero	T1	1	6	24	Vivo (+)
<i>D. strigosa</i>	Somero	T1	2	6	25	Vivo
<i>M. cavernosa</i>	Somero	T1	4	15	26	Vivo
<i>P. astreoides</i>	Somero	T1	4	15	26	Vivo
<i>P. astreoides</i>	Somero	T1	5	5	27	No encontrado
<i>Agaricia</i> spp.	Somero	T3	6	15	28	Vivo
<i>Agaricia</i> spp.	Somero	T3	6	15	28	Vivo
<i>Agaricia</i> spp.	Somero	T5	4	1	29	Vivo
<i>P. astreoides</i>	Somero	T5	9	1	30	Vivo
<i>P. astreoides</i>	Somero	T5	9	5	31	Vivo
<i>P. astreoides</i>	Somero	T5	9	6	32	Vivo
<i>S. siderea</i>	Medio	T1	2	2	13	Vivo
<i>M. cavernosa</i>	Medio	T1	2	10	14	Muerto
<i>M. cavernosa</i>	Medio	T1	4	11	15	Vivo
<i>Agaricia</i> spp.	Medio	T1	6	6	16	Vivo
<i>Agaricia</i> spp.	Medio	T1	7	7	17	Muerto
<i>C. natans</i>	Medio	T1	7	7	17	Vivo
<i>P. astreoides</i>	Medio	T1	7	11	18	Vivo
<i>P. astreoides</i>	Medio	T1	7	11	18	Vivo
<i>Agaricia</i> spp.	Medio	T1	7	12	19	Vivo
<i>Agaricia</i> spp.	Medio	T1	7	12	19	Vivo
<i>P. astreoides</i>	Medio	T1	7	12	19	Vivo
<i>H. cucullata</i>	Medio	T1	9	6	20	No encontrado
<i>P. astreoides</i>	Medio	T1	9	6	21	Vivo
<i>P. astreoides</i>	Medio	T1	9	6	21	Vivo
<i>P. astreoides</i>	Medio	T1	9	6	21	Vivo
<i>P. astreoides</i>	Medio	T1	9	6	21	Vivo
<i>P. astreoides</i>	Medio	T1	9	6	21	Muerto
<i>Agaricia</i> spp.	Medio	T1	9	9	22	No encontrado
<i>Agaricia</i> spp.	Medio	T1	10	12	23	No encontrado
<i>Agaricia</i> spp.	Medio	T1	10	12	23	No encontrado
<i>Agaricia</i> spp.	Medio	T3	5	8	1	Muerto
<i>E. fastigiata</i>	Medio	T3	5	6	2	Vivo
<i>Agaricia</i> spp.	Medio	T3	6	5	3	No encontrado
<i>P. astreoides</i>	Medio	T3	8	2	4	Vivo
<i>M. cavernosa</i>	Medio	T3	8	2	4	Vivo
<i>Agaricia</i> spp.	Medio	T3	10	7	5	Vivo (++)
<i>Agaricia</i> spp.	Medio	T3	10	8	6	Vivo
<i>Agaricia</i> spp.	Medio	T3	10	8	6	Vivo
<i>P. astreoides</i>	Medio	T3	10	8	6	Vivo
<i>S. siderea</i>	Medio	T5	5	6	7	Vivo
<i>M. cavernosa</i>	Medio	T5	5	7	8	Vivo
<i>Agaricia</i> spp.	Medio	T5	5	14	9	Vivo
<i>Agaricia</i> spp.	Medio	T5	6	13	10	Vivo (°)
<i>S. siderea</i>	Medio	T5	7	13	11	Vivo
<i>P. astreoides</i>	Medio	T5	8	14	12	Vivo
<i>P. astreoides</i>	Medio	T5	8	14	12	Vivo