

ESTADO ACTUAL DE LAS POBLACIONES DEL CORAL HERMATÍPICO *Colpophyllia
natans* (Houttuyn, 1772) EN EL ÁREA DE SANTA MARTA Y EL PARQUE NACIONAL
NATURAL TAYRONA, CARIBE COLOMBIANO

NATALIA MARÍA HURTADO LÓPEZ

UNIVERSIDAD DE BOGOTÁ JORGE TADEO LOZANO
FACULTAD DE CIENCIAS NATURALES E INGENIERÍA
PROGRAMA DE BIOLOGÍA MARINA
SANTA MARTA
2010

ESTADO ACTUAL DE LAS POBLACIONES DEL CORAL HERMATÍPICO *Colpophyllia
natans* (Houttuyn, 1772) EN EL ÁREA DE SANTA MARTA Y EL PARQUE NACIONAL
NATURAL TAYRONA, CARIBE COLOMBIANO

NATALIA MARÍA HURTADO LÓPEZ

Trabajo de formación para la investigación
para optar al título de Bióloga Marina

Directora
VALERIA PIZARRO NOVOA
Bióloga. Ph. D.

Asesor
ADOLFO SANJUAN MUÑOZ
Biólogo Marino. M. Sc.

UNIVERSIDAD DE BOGOTÁ JORGE TADEO LOZANO
FACULTAD DE CIENCIAS NATURALES E INGENIERÍA
PROGRAMA DE BIOLOGÍA MARINA
SANTA MARTA
2010

Nota de aceptación

Firma del presidente de jurado

Firma del jurado

Firma del jurado

A mi familia
Mi mamita María Helena
Mi papito Juan Pablo
Mi hermano y mejor amigo Juan Felipe
Mi hermana y consejera Paula
Tita (†) y Zuka

AGRADECIMIENTOS

Primero quiero agradecer a mi directora de tesis, Valeria Pizarro, Bióloga y Ph.D., por creer en mí para realizar esta tesis, impulsarme a trabajar en corales y a su vez transmitirme un amor especial por estos animales, además por su tiempo, correcciones, paciencia, ayuda en campo y sus múltiples consejos en todo momento. A mi asesor Adolfo Sanjuán-Muñoz, Biólogo Marino y M. Sc., por sus correcciones, asesoría estadística, consejos para la elaboración del documento e incluirme en este proyecto. A mi hermana Paula Hurtado, Microbióloga y M. Sc., por sus sugerencias. A Andrés Franco, Biólogo Marino y Ph.D., por sus sugerencias para el resumen.

A las instituciones y personas que hicieron de esta tesis un hecho: La Universidad Jorge Tadeo Lozano por el préstamo de los materiales, equipos, y tanques de buceo, al sub-programa de restauración de Ecosistemas Acuáticos (REA), Jairo Varela, Alberto Arévalo, Cesar García, Gustavo Sánchez, Parque Nacional Natural Tayrona - Parques Nacionales Naturales de Colombia Dirección Caribe, por permitirnos la entrada al Parque Tayrona.

A mis padres por el apoyo económico para algunos muestreos, a Natha por su ayuda en la última salida y a mis compañeros de muestreo.

Finalmente a mi mamita por su apoyo incondicional en todo lo que se me ha ocurrido en la vida y el amor que me ha dado, a mi papito por sus buenos consejos y ser un apoyo, a mis hermanos por creer en mí y estar conmigo en todo momento, a todos mis amigos y compañeros que compartieron conmigo buenos momentos durante la carrera y a mi centro de buceo DRIFT.

TABLA DE CONTENIDO

1. INTRODUCCIÓN.....	1
2. JUSTIFICACIÓN	5
3. MARCO TEÓRICO Y ESTADO DEL ARTE.....	7
4. PROBLEMA DE INVESTIGACIÓN, OBJETIVO GENERAL Y OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	14
4.1. PROBLEMA DE INVESTIGACIÓN.....	14
4.2. OBJETIVO GENERAL.....	14
4.3. OBJETIVOS ESPECÍFICOS	14
5. HIPÓTESIS	15
6. METODOLOGÍA.....	16
6.1. ÁREA DE ESTUDIO	16
6.1.1. Ensenada de Gaira.....	17
6.1.1.1. Playa Blanca.....	19
6.1.2. Bahía de Santa Marta.....	19
6.1.3. Parque Nacional Natural Tayrona (PNNT).....	19
6.1.3.1. Bahía de Granate.....	20
6.1.3.1.1. Isla Aguja.....	20
6.1.3.2. Ensenada de Concha.....	20
6.1.3.3. Ensenada de Chengue.....	21
6.1.3.4. Bahía de Gayraca.....	21
6.1.3.5. Bahía de Neguanje.....	21
6.1.3.6. Bahía de Cinto.....	22
6.2. FASE DE CAMPO Y MANEJO DE DATOS	22
6.2.1. UBICACIÓN GEOGRÁFICA.....	22
6.2.2. Abundancia	23
6.2.3. Distribución.....	24
6.2.4. Estructura de tallas.....	25
6.2.5. Estado de salud	27
6.2.6. Complejidad del sustrato.....	28
6.2.7. Exposición al oleaje y área superficial de la colonia.....	28
7. RESULTADOS	29
7.1. DISTRIBUCIÓN	29
7.2. ABUNDANCIA	29
7.3. PATRÓN DE DISTRIBUCIÓN ESPACIAL.....	31
7.4. ESTRUCTURA DE TALLAS	31
7.5. ESTADO DE SALUD.....	33
7.6. COMPLEJIDAD DEL SUSTRATO.....	37
7.7. EXPOSICIÓN AL OLEAJE Y ÁREA SUPERFICIAL DE LAS COLONIAS.....	38
8. DISCUSIÓN DE RESULTADOS	40

8.1. DISTRIBUCIÓN	40
8.2. ABUNDANCIA	41
8.3. PATRÓN DE DISTRIBUCIÓN ESPACIAL	42
8.4. ESTRUCTURA DE TALLAS	42
8.5. ESTADO DE SALUD	43
8.6. COMPLEJIDAD DEL SUSTRATO ARRECIFAL	45
8.7. EXPOSICIÓN AL OLEAJE Y ÁREA SUPERFICIAL DE LAS COLONIAS.....	45
9. CONCLUSIONES	47
10. RECOMENDACIONES.....	48
11. BIBLIOGRAFÍA.....	49
COMPLEMENTARIOS.....	55
ANEXOS	55

LISTA DE TABLAS

Tabla 1. Clasificación taxonómica de *Colpophyllia natans* (Veron, 2000; Prahly Erhardt, 1985)..9

Tabla 2. Estadígrafos de las áreas superficiales de las colonias (tejido vivo + tejido muerto), medidas de forma (sesgo y curtosis estandarizadas) para los sectores (transformación logarítmica 10). \bar{X} : Promedio, S: Desviación estándar; CV: Coeficiente de variación.33

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1.** Distribución de *Colpophyllia natans* a nivel mundial (Modificado de Veron, 2000).9
- Figura 2.** Colonias de *Colpophyllia natans*. A. B y C: Variaciones de forma y color, D: Esqueleto de la especie (A: Foto de Mary Stafford-Smith; B y D: Fotos de Veron (2000); C: Foto de Scott S. Bloom. Tomado de <http://www.reefbase.org>).....10
- Figura 3.** Enfermedades y signos de deterioro más comunes en colonias de *Colpophyllia natans* A. Banda negra, B. Plaga blanca, C. Banda roja, D. Blanqueamiento (A y D. Tomado de http://people.uncw.edu/millers/Images_CoralDiseases.htm, B. Foto de Bruckner, C. Foto de Brooks).12
- Figura 4.** Área de Santa Marta (líneas) y Parque Nacional Natural Tayrona (puntos) indicando las estaciones de muestreo: 1: IP, 2: PBLA, 3: MSM, 4: PMED, 5: CAN, 6: SAL, 7: CAL, 8: PAGU, 9: MLAR, 10: TOR, 11: BGOR, 12: PVIG, 13: CHEN-EXP, 14: CHEN-PROT, 15: GAY-EXP, 16: GAY-PROT, 17: PAHO, 18: PCRUZ, 19: CIN-EXP, 20: CIN-PROT (tomado de Martínez y Acosta, 2005).18
- Figura 5.** Esquema de los transectos de banda lanzados en cada estación muestreada22
- Figura 6.** Esquema representativo de las colonias en el transecto, donde los puntos rosados son las colonias que no fueron contadas y los puntos cafés las colonias que fueron incluidas en el estudio.23
- Figura 7.** Medición de las colonias de *Colpophyllia natans*. En la foto de la izquierda se observa las medidas tomadas donde L es longitud mayor y W ancho mayor. La medición de las colonias en campo se realizó con un metro de costura (Foto derecha).....26
- Figura 8.** Esquema de medición de las áreas muertas de *Colpophyllia natans*, donde L: longitud mayor y W: ancho mayor.27
- Figura 9.** Procedimiento para determinar la complejidad del sustrato por medio de una cadena liviana.28
- Figura 10.** Mapa cartográfico indicando la densidad poblacional de *Colpophyllia natans* y las posiciones más aproximadas de las estaciones de muestreo tomadas con un GPS (Garmin Etrex), donde la sección superior izquierda corresponde a las estaciones de la Ensenada de Gaira (1: IP y 2: PBLA), sección superior derecha corresponde a la primera parte del Parque Nacional Natural Tayrona (4: PMED, 5: CAN ,6: SAL 7: CAL, 8: PAGU, 9: MLAR, 10: TOR, 11: BGOR y 12: PVIG), y finalmente en la parte inferior del mapa se encuentran el resto de estaciones del PNNT (13: CHEN-EXP, 14: CHEN-PROT, 15: GAY-EXP, 16: GAY-PROT, 17: PAHO, 18: PACRUZ, 19: CIN-EXP y 20: CIN-PROT) (modificado de SIAM, 2009)30
- Figura 11.** Mapa cartográfico indicando el patrón de distribución de *Colpophyllia natans* y la distribución de frecuencias con los datos transformados (LOG 10) con línea de tendencia central (Eje X: Clase de talla; Eje Y: N° Colonias), donde la sección superior izquierda corresponde a las estaciones de la Ensenada de Gaira (1: IP y 2: PBLA), sección superior derecha corresponde a la primera parte del Parque Nacional Natural Tayrona (4: PMED, 5: CAN ,6: SAL 7: CAL, 8: PAGU, 9: MLAR, 10: TOR, 11: BGOR y 12: PVIG), y finalmente en la parte inferior del mapa se encuentran el resto de estaciones del PNNT (13: CHEN-EXP, 14:

CHEN-PROT, 15: GAY-EXP, 16: GAY-PROT, 17: PAHO, 18: PACRUZ, 19: CIN-EXP y 20: CIN-PROT) (modificado de SIAM, 2009).....	32
Figura 12. Porcentaje promedio (barra de error estándar) de tejido vivo de las colonias de <i>Colpophyllia natans</i> presentes en las diferentes estaciones de muestreo de los tres sectores: Ensenada de Gaira (azul), PNNT 1 (verde) y PNNT 2 (morado).....	34
Figura 13. Condiciones de deterioro encontradas en <i>Colpophyllia natans</i> . Invasión por organismos sésiles (naranja), agresión por organismos móviles (amarillo), signos generales de deterioro (morado), signos causados por agentes físicos (verde), enfermedades (rojo) y otras observaciones (azul).....	35
Figura 14. Condiciones de deterioro observadas en <i>Colpophyllia natans</i> (la línea roja representa 3 cm). A-E: Invasión por organismos sésiles (A: Esponja, B y C: Poliquetos, D y E: Algas); F y G: Depredación; H: Banda Negra; I: Plaga Blanca; J: Volcamiento; K: Tumor; L: Sobrecrecimiento.	36
Figura 15. Frecuencia de signos y condiciones de deterioro encontrados en <i>Colpophyllia natans</i> en algunos sectores de muestreo.	37
Figura 16. Índice de rugosidad para cada una de las estaciones muestreadas ubicadas en la Ensenada de Gaira (azul), PNNT 1 (verde) y PNNT 2 (morado).....	38
Figura 17. Grado de exposición al oleaje relacionado con el tamaño de <i>Colpophyllia natans</i>	39

LISTA DE ANEXOS

Anexo A. Estaciones de muestreo indicando la posición geográfica con GPS y profundidad a la cual fue establecido el transecto (espacios en blanco corresponden a las estaciones en las que no se tomaron los datos de posición).	55
Anexo B. Abundancia en cada una de las estaciones con sus respectivas medidas de tendencia central (\bar{X} = promedio), de variabilidad (S: desviación estandar, EE: error estándar y CV: coeficiente de variación). Resultados de la prueba de normalidad (Shapiro Wilks) para las abundancias encontradas en las estaciones de muestreo y en los sectores (nivel de confianza 95%).	56
Anexo C. Tabla de comparaciones múltiples con la prueba Duncan para determinar las diferencias estadísticamente significativas entre las medias de las abundancias de las diferentes estaciones de muestreo, los valores en rojo indican diferencias significativas (95% de confianza).	57
Anexo D. Número de individuos encontrados en cada estación de muestreo, indicando el patrón de distribución en cada una de estas, donde T1: transecto uno; T2: transecto dos; T3: transecto tres; I_d : índice de dispersión de Morisita; M_u : índice de uniformidad; M_c : índice de agrupamiento; I_p : índice estandarizado de dispersión de Morisita.	58
Anexo E. Diferentes tamaños de colonias de <i>Colpophyllia natans</i> encontrados en el área de estudio (línea roja representa 1 cm).	59
Anexo F. Tabla de contingencia entre siete sectores de muestreo con signos y condiciones de deterioro, los valores en rojo indican diferencias significativas.	60
Anexo G. Tabla de contingencia entre las áreas superficiales de las colonias divididas en nueve grupos y el grado de exposición al oleaje, donde EXPUESTA comprende las estaciones IP, TOR, BGOR, CHEN-EXP, GAY-EXP y CIN-EXP las estaciones restantes hacen parte de PROTEGIDA.	61

RESUMEN

Una aproximación para comprender como están siendo afectadas las poblaciones de los corales es realizar estudios sobre la estructura de tallas. Este estudio evaluó el estado de las poblaciones de *Colpophyllia natans* en 20 estaciones de las áreas coralinas de Santa Marta (SM) y el Parque Nacional Natural Tayrona (PNNT). En cada estación se establecieron tres transectos de banda (20 x 2 m) en los cuales se contaron y midieron todas las colonias de *C. natans*. También se determinó la mortalidad parcial de las colonias, la prevalencia de enfermedades y signos, y condiciones de deterioro. *C. natans* se encontró en todas las estaciones, excepto en El Morro de Santa Marta (MSM, SM). En general se presentaron bajas abundancias ($< 0.5 \text{ ind m}^{-2}$) y la estación de Neguanje (PNNT) fue la única con una densidad mayor a 1 ind m^{-2} . No se presentó un patrón de distribución espacial común, pero la distribución homogénea fue la más habitual. Se midieron 649 colonias, las tallas variaron entre 1.43 y 168 213.44 cm^2 y la talla promedio fue de $8\ 352.36 \pm 17\ 322.5 \text{ cm}^2$. Predominaron las colonias de grandes tamaños para toda el área y solo en las últimas bahías del PNNT incluidas en PNNT 2 (Chengue, Gayraca, Neguanje y Cinto) se observaron colonias pequeñas, identificadas positivamente como juveniles ($< 4 \text{ cm}$ de diámetro). Las estaciones donde se encontró la mayor incidencia de mortalidad parcial y enfermedades (Plaga Blanca y Banda Negra) fueron aquellas con mayor actividad antrópica, ya sea por turismo (Ensenada de Gaira, SM) o por actividades de buceo autónomo (Bahía Granate e Isla Aguja, PNNT). El índice de rugosidad se encontró en el rango esperado para el Caribe colombiano pero no se relacionó con la abundancia. Por otro lado la ausencia de *C. natans* en MSM puede explicarse por el deterioro de los arrecifes de la zona, la cercanía al área urbana y al emisario submarino. La baja abundancia de *C. natans* puede deberse a que el área de estudio tiene una fuerte influencia de aguas continentales con coloides y sedimentos, lo cual interfiere en el óptimo desarrollo de especies formadoras de arrecife. Las poblaciones de *C. natans* en SM y PNNT están dominadas por colonias viejas, lo cual indica un bajo reclutamiento y/o una alta mortalidad de colonias pequeñas, de tal manera que no se están incorporando nuevos individuos a la población. Por esta razón, la sobrevivencia de las poblaciones puede estar en entredicho, además de las actividades antrópicas que están afectando la permanencia de la especie.

Palabras clave: *Colpophyllia natans*, estructura de tallas, deterioro arrecifal, Santa Marta, Parque Nacional Natural Tayrona.

ABSTRACT

The study of size structure is an approach to understand how coral reef populations are affected. The study presented hereby was focus on the evaluation of the *Colpophyllia natans* populations status in 20 stations of the reef areas of Santa Marta (SM) and the Tayrona National Natural Park (PNNT). At each station, three belt transects (20 x 2 m) were set to count and measure all the colonies of *C. natans*. Partial mortality of the colonies, as well as, the prevalence of diseases, signs and conditions of deterioration were determined. *C. natans* was found in all the stations except in El Morro de Santa Marta (MSM, SM). In general, low abundances ($< 0.5 \text{ ind m}^{-2}$) were observed in all the stations, but Neguanje station (PNNT) presented a density higher than 1 ind m^{-2} . A common spatial distribution patter was not found, but an homogeneous distribution was predominant. In total, 649 colonies were measured, the size range was established between 1.43 y 168 213.44 cm^2 and the average size was de $8\ 352.36 \pm 17\ 322.5 \text{ cm}^2$. Colonies of large sizes prevailed in the whole area of study, but only in the last bays of PNNT (including PNNT 2: Chengue, Gayraca, Neguanje and Cinto), small colonies were observed and they were identified as juveniles ($< 4 \text{ cm}$ of diameter). The stations with the highest incidence of partial mortality and diseases (white plague and black band) were those with greater human activity, whether for tourism (Ensenada de Gaira, SM) or scuba diving activities (Bahía Granate e Isla Aguja, PNNT). The roughness index was found in the expected range for the Colombian Caribbean but it was not associated with abundance. On the other hand, the absence of *C. natans* in MSM may be explained by the deterioration of coral reefs in the area, the proximity to the urban area and the submarine outfall. The low abundance of *C. natans* could be due to the strong influence of continental waters with colloids and sediments in the area, which interfere with the optimal development of reef-forming species. *C. natans* populations in SM y PNNT are dominated by old colonies, which indicates a low recruitment and/or high mortality of small colonies, so new individuals are not incorporated into the population. Therefore, the survival of *C. natans* populations may be questioned, as well as the human activities affecting the permanence of the specie.

Keywords: *Colpophyllia natans*, size structure, coral reef deterioration, Santa Marta, Tayrona National Natural Park.



1. INTRODUCCIÓN

Los ecosistemas marino-costeros como los arrecifes de coral, las praderas de pastos marinos y los manglares, interactúan entre sí y tienen una gran importancia en los mares tropicales por su alta biodiversidad (Rodríguez-Ramírez y Garzón-Ferreira, 2003). Estos ecosistemas son la base de la producción pesquera, el turismo y contribuyen a la protección del litoral contra procesos erosivos (Prahly y Erhardt, 1985). Los arrecifes de coral forman barreras que dispersan la energía de las olas y tormentas, creando las condiciones apropiadas para el establecimiento de praderas y manglares, y estos últimos favorecen su desarrollo mejorando la transparencia del agua, ya que actúan como trampas de sedimento de materiales que provienen de escorrentía terrestre (Rodríguez-Ramírez y Garzón-Ferreira, 2003). El término arrecife biogénico se define como toda estructura construida por organismos vivos, generalmente se eleva desde el fondo marino hasta la superficie del agua y, debido a su gran tamaño influye considerablemente en las particularidades físicas, y a su vez en las ecológicas del ambiente. Presenta una consistencia sólida que le permite resistir el oleaje y permanecer por muchos años, dividido de tal manera que habitan en el organismos con adaptaciones específicas (Schuhmacher, 1978).

Los arrecifes coralinos son formaciones de carbonato cálcico depositado por animales y plantas, y se caracterizan por albergar una gran biodiversidad (Ruppert y Barnes, 1995). La deposición del carbonato cálcico se realiza de tal manera que la estructura del arrecife crece hacia arriba y hacia mar abierto. Los principales constructores del arrecife son los corales pétreos o escleractíneos (Ruppert y Barnes, 1995; Prahly y Erhardt, 1985), también llamados madreporarios y pertenecen a la Clase Anthozoa. Su principal característica es presentar un esqueleto de carbonato cálcico, el cual es secretado por la epidermis del disco basal y la parte inferior de la columna para producir un cáliz esquelético en el cual se sitúa el pólipo. La gran mayoría de los corales duros se desarrollan como colonias, conformados por dos o más pólipos que se encuentran conectados horizontalmente (Ruppert y Barnes, 1995).

A pesar de la gran diversidad de organismos que forman y habitan el arrecife, las funciones y comportamientos de éstos es similar. Se ha demostrado que las comunidades arrecifales tienen una alta productividad, reflejado en que el rendimiento bioconstructor de los pólipos coralinos no lo alcanza ningún otro organismo (Schuhmacher, 1978; Prahly y Erhardt, 1985). Los arrecifes coralinos



se caracterizan por utilizar todos los niveles tróficos y ofertas de energía, generalmente se forman en aguas tropicales de baja productividad, lejos de zonas de surgencia y del aporte de aguas continentales (Prahl y Erhardt, 1985). Su distribución vertical está dada por la penetración de la luz, la cual es transformada por algas simbióticas aumentando la capacidad de carga de los arrecifes (Crabbe y Smith, 2002; Prahl y Erhardt, 1985).

Actualmente, las diferentes especies y poblaciones que hacen parte de los ecosistemas marinos costeros están deteriorándose, por esto es importante su conservación, manejo y restauración, evaluando los factores biológicos y antropogénicos que las pueden estar afectando (Pomeroy *et al.*, 2004). A pesar del deterioro que están presentando las especies de corales escleractíneos, la gran mayoría no están incluidas en el libro rojo de invertebrados marinos de Colombia (Ardila *et al.*, 2002). Sin embargo, todas las especies de coral están catalogadas como vulnerables (Reyes y Santodomingo, 2002) y hacen parte de la segunda categoría (amenazadas o de comercio restringido) dentro de la lista de la Convención Sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestre – CITES (Barrios, 2000). Al catalogar una especie como “amenazada” o en “estado crítico”, se asume que si continúan las presiones actuales, la especie no tendrá la capacidad de recuperarse. Sumado a esto, el cambio global está generando amenazas inevitables, cuyo tiempo de acción es de difícil predicción. Se estima que, a nivel mundial, los arrecifes coralinos tendrán mortandades masivas si no se controla la emisión de gases de invernadero (Wilkinson, 2008).

En todo el mundo se han presentado mortandades masivas de diferentes organismos arrecifales (Wilkinson, 2008; Wilkinson, 2000). Aunque no están muy claras las causas de estas mortandades, es probable que estén directamente relacionadas con el uso que el hombre está dando a las áreas donde los arrecifes coralinos se encuentran (Moberg y Folke, 1999). Una de las principales amenazas sobre los arrecifes es la actividad directa por parte del hombre el cual, para aumentar las actividades y ganancias provenientes del turismo, se ha encargado de destruirlo. Paradójicamente se ha obviado la fuerte dependencia turismo – arrecifes coralinos (Wilkinson, 2008), dejando a un lado los bienes y servicios que presta este ecosistema (Moberg y Folke, 1999) ignorando sus bondades como barrera rompeolas para frenar la erosión en las franjas costeras expuestas y estabilizar la playa (Rodríguez-Ramírez y Garzón-Ferreira, 2003). Así mismo, actividades como la pesca con dinamita, la sobrepesca y la contaminación, son perjudiciales para los arrecifes coralinos (Schuhmacher, 1978; Prahl y Erhardt, 1985). Otros factores como el calentamiento global, el fenómeno meteorológico “El Niño –



La Niña” y la incidencia de enfermedades también tienen efectos perjudiciales sobre los arrecifes (Ardila *et al.*, 2002). Todo lo anterior, no solo se ve reflejado en los organismos formadores de arrecifes, sino también en la infinidad de organismos que dependen de éste ecosistema (Prahl y Erhardt, 1985).

Debido al deterioro en los arrecifes coralinos, una herramienta usada actualmente como medida de manejo, conservación, protección y mantenimiento de la biodiversidad de los ecosistemas costeros, es la creación de las Áreas Marinas Protegidas - AMP (Carr, 2000). Por medio de éstas, y en los lugares donde su implementación ha sido exitosa, se ha reducido el nivel de sobrepesca de peces arrecifales, resultando en un aumento en la herbívora y consecuentemente en una mayor cobertura coralina viva, lo que significa una recuperación en el área arrecifal. Adicionalmente, en los casos donde la implementación de las AMP ha sido efectiva se ha presentado una retroalimentación positiva ya que los corales les dan un sustrato para vivir a peces que pueden controlar el crecimiento algal (Aronson y Precht, 2006).

Para aumentar el conocimiento sobre el estado de los arrecifes coralinos, se han venido fomentando investigaciones orientadas al estudio de especies de coral consideradas focales indicadoras y así establecer como los diferentes disturbios están afectando el ecosistema, a su vez estableciendo como ha sido el manejo de estas (Zacharias y Roff, 2001; Pomeroy *et al.*, 2004). Para dar inicio a este tipo de investigaciones, es fundamental conocer aspectos básicos de la biología de la especie y posteriormente estudiar la ecología poblacional. Ésta última es una herramienta importante para predecir los diferentes procesos en la historia de vida, la estructura y desarrollo de las especies (Begon *et al.*, 1996). La importancia del estudio a nivel de poblaciones radica en que éstas presentan diversas características de grupo, las cuales son medidas estadísticas que no aplican a los individuos (Krebs, 1985). Evaluar la abundancia en términos de densidad de individuos en una población, puede ser útil para establecer la existencia de problemas a nivel ecológico, bien sea por características físicas del ambiente, históricas o su relación con otros organismos (Rabinovich, 1978; Krebs, 1985).

Para las especies de coral escleractíneas los estudios poblacionales deben plantearse teniendo en cuenta que el incremento de la talla se presenta por la adición de segmentos sucesivos o unidades modulares (Meesters *et al.*, 2001). Por lo anterior, la estructura de la población está relacionada más a la talla que a la edad, así como los procesos poblacionales, ya que existe la posibilidad de encontrar



individuos de talla similar pero de edad diferente (Hughes, 1984). Establecer el estado de una población por medio del tamaño permite conocer las respuestas ante las condiciones del ambiente, como es el caso de las zonas degradadas donde es más factible encontrar individuos de tallas grandes (Hughes, 1984). Esto se debe a que diferentes procesos de la historia de vida de las colonias se ven afectados por el medio ambiente (Meesters *et al.*, 2001). Por todo lo anterior, estudiar la estructura de tallas es útil cuando se tienen diferentes sitios de muestreo y se desea comparar el estado de las poblaciones con respecto a factores ambientales o antropogénicos que las pueden estar afectando (Meesters *et al.*, 2001).

Debido a las condiciones del ambiente, la estructura de una población puede variar, lo cual se ve reflejado en especies de coral sensibles, como es el caso de *Colpophyllia natans* y *Diploria labyrinthiformis* (Meesters *et al.*, 2001). Estas especies son de gran importancia en la formación de arrecifes, principalmente *C. natans* por su gran tamaño y alta tasa de bioconstrucción. Actualmente es muy poco lo que se sabe sobre el estado de esta especie, lo cual se agrava con el rápido deterioro arrecifal. Si las poblaciones de *C. natans* se ven afectadas negativamente en conjunto con las poblaciones de las especies que hacen parte del complejo *Montastraea annularis* (*M. faveolata*, *M. franksii* y *M. annularis*) (Weil y Knowlton, 1994), la tasa de acreción será mucho más lenta que la de erosión y los arrecifes cambiarán de tal forma que se va a ver afectada la biodiversidad (Budd y Klaus, 2001). Es, por todo lo anteriormente expuesto, que con este trabajo se evaluó el estado actual de las poblaciones de *C. natans* en las zonas arrecifales del área de Santa Marta (SM - Bahías de Santa Marta y Ensenada de Gaira) y el Parque Nacional Natural Tayrona (PNNT). La evaluación tuvo en cuenta lo relacionado con la estructura de tallas, abundancia y estado de salud de *C. natans*. Este trabajo se realizó como requisito para optar por el título de Bióloga Marina.



2. JUSTIFICACIÓN

Los arrecifes coralinos se están deteriorando rápidamente, de tal manera que se estima un gran cambio en menos de 50 años (Wilkinson, 2008). Éste deterioro se ha evidenciado en el aumento de las tasas de mortalidad parcial y total de las colonias, mortandades masivas y cambio en la dominancia de corales duros a algas (en el Caribe), entre otros (Hughes, 1989; Aronson y Precht, 2006). Como consecuencia, se ha afectado la comunidad coralina y así, la estructura de tallas de las poblaciones de los corales. Las altas tasas de mortalidad, la incidencia de enfermedades y el sobrecrecimiento de organismos bentónicos como las algas, son los principales responsables de los cambios en la estructura de tallas (Wilkinson, 2008). La alteración de esta característica se evidencia en que las poblaciones dejan de tener una distribución normal, y se distribuyen hacia la izquierda (sesgo negativo) o hacia la derecha (sesgo positivo). Esta tendencia corresponde al aumento en número de colonias ya sea de tamaños grandes o pequeños (Meesters *et al.*, 2001). Aunque es posible que en poblaciones sin perturbaciones el sesgo positivo sea un indicador de altas tasas de reclutamiento, actualmente por el deterioro de los arrecifes éste sesgo está más relacionado con el aumento de la mortalidad parcial y de fisión (Meesters *et al.*, 2001). Como resultado, no sólo no se estaría presentando reclutamiento, sino que las tallas de las colonias podrían ser menores a las que necesitan para poder reproducirse (Babcock, 1991). De continuar este patrón, las poblaciones de coral que estén presentando esta distribución podrían llegar a un punto de no retorno y desaparecer. Por otro lado, el sesgo negativo puede ser indicativo de una baja tasa de reclutamiento y de mortalidad parcial (Meesters *et al.*, 2001), la cual tiene un mayor efecto sobre las colonias pequeñas debido a la naturaleza clonal de los corales, por lo que al ocurrir eventos de mortalidad parcial, las colonias pequeñas generalmente sufren mortalidad total (Hughes, 1984; Bak y Meesters, 1998).

Debido a la importancia de las especies de corales escleractíneos en la formación de arrecifes, es indispensable realizar estudios sobre el estado de las poblaciones por medio de la estructura poblacional (Bak y Meesters, 1998). En el caso de Colombia hacer este tipo de investigaciones es muy pertinente, ya que es el tercer país con mayor biodiversidad y el segundo en cuanto a biodiversidad marina en América (Alonso *et al.*, 2008), además es el único país de Suramérica que presenta costas en los océanos Pacífico y Atlántico. Existen en total 21 áreas coralinas en una extensión de 2860 km², con un 76.5 % abarcado por las áreas oceánicas del Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina. El sector de SM y el PNNT hacen parte de las áreas arrecifales



continentales, en éstas se encuentran formaciones que se han desarrollado cerca a la costa, en ensenadas, bahías y acantilados rocosos (Díaz *et al*, 2000), aunque son formaciones más pequeñas no son menos importantes. Hasta el momento se desconoce el estado de las poblaciones de la mayoría de las especies de coral que hacen parte de las comunidades arrecifales. Por lo tanto, conocer el estado de especies restringidas al Caribe y con un alto aporte en la bioconstrucción arrecifal como es el caso de *C. natans*, es primordial para poder determinar el estado de los lugares en los cuales se encuentra y, consecuentemente, poder tomar medidas de manejo y conservación.



3. MARCO TEÓRICO Y ESTADO DEL ARTE

En la actualidad una gran cantidad de estudios se han llevado a cabo en los arrecifes coralinos alrededor del mundo. Esto no ha sido una excepción para las áreas arrecifales de SM y el PNNT. A nivel de comunidades, se han realizado comparaciones en cuanto a composición y cobertura coralina para los años 2002 y 1989 (Martínez y Acosta, 2005), estudios sobre la diversidad (Villa, 2001), distribución de las formaciones coralinas (López y Rendón, 1998), y cobertura coralina observando la interacción alga-coral (Mejía-Niño y Garzón-Ferreira, 2003). Los resultados de Martínez y Acosta (2005) y de López y Rendón (1998) demostraron un deterioro en el arrecife al encontrar pérdida de la cobertura y cambios en la comunidad en cuanto a composición y estructura. Mejía-Niño y Garzón-Ferreira (2003) determinaron que en la zona de estudio dominan las colonias masivas como *C. natans*. Esto fue corroborado en los estudios de López y Rendón (1998) y de Vega-Sequeda *et al.* (2008) quienes reportaron a esta especie como dominante de las áreas arrecifales de Santa Marta.

Además de los estudios de las comunidades, se han llevado a cabo investigaciones a nivel poblacional, que han permitido observar aspectos como son la composición y densidad de corales juveniles (Vidal *et al.*, 2005), el estado de algunas poblaciones (*C. natans*, *D. labyrinthiformis* y *D. strigosa*) (Pizarro, 2002), caracterizaciones de poblaciones de especies específicas como es el caso de *C. natans* y *D. strigosa* (Acosta *et al.*, 2002), el estado de salud y tasas de crecimiento en *C. natans* (Castro, 2000), así como aspectos reproductivos de esta misma especie (Rojas *et al.*, 1999). Para este tipo de estudios es fundamental el concepto de población, el cual puede definirse como el conjunto de individuos pertenecientes a una misma especie, los cuales ocupan un área determinada de tal manera que existe un intercambio de información genética y comparten atributos como distribución por edades, proporción de sexos y tasas de natalidad y mortalidad (Cole, 1957 En: Rabinovich, 1978). Para corales, así como para organismos clonales, dentro de este concepto se debe manejar y diferenciar si la mortalidad es parcial o total (Meesters *et al.*, 1994). En el caso de ocurrir mortalidad parcial, los pólipos sobrevivientes siguen creciendo sexual o asexualmente y pueden recuperar el tejido que murió (Paz-García y Reyes-Bonilla, 2006). El tiempo de recuperación del tejido perdido depende del tamaño de la lesión y la competencia que tenga con los organismos bentónicos que haya invadido las áreas lesionadas (Meesters *et al.*, 1994).



El tipo de reproducción que tiene un organismo es un aspecto fundamental para determinar su historia de vida, en el caso de los corales, las estrategias reproductivas se relacionan con la formación del arrecife. Existen dos mecanismos reproductivos en corales: asexual y sexual. El primero está estrechamente relacionado con el crecimiento por división o gemación (Prahl y Erhardt, 1985). La importancia de este mecanismo radica en la producción de nuevos pólipos, los cuales presentan un potencial para crecer de forma independiente a los parentales. Estos nuevos pólipos son llamados ramets, los cuales por tener la misma información genética se llaman genets o clones, y es por esto que todas las especies de corales escleractíneos coloniales son clonales (Begon *et al.*, 1996). Por otro lado, la reproducción sexual tiene la ventaja de aportar a la variabilidad genética de una población, y da la posibilidad de colonización de áreas nuevas por medio de la dispersión de la plánula (Prahl y Erhardt, 1985). Aunque en el caso de los cnidarios la diferencia entre estos dos tipos de reproducción no tiene una gran importancia biológica, ya que la dinámica poblacional puede estar dominada por la producción y muerte de ramets, de tal manera que nuevos genets no son muy comunes (Fautin, 2002).

Hasta ahora, los estudios sobre la reproducción de *C. natans* son escasos. Rojas *et al.* (1999) realizaron un estudio en Playa Blanca (Santa Marta) con el objetivo de determinar la época reproductiva de los corales escleractíneos *C. natans* y *D. strigosa* y relacionar la capacidad reproductiva con la talla. Los resultados encontrados determinaron que estas especies se reproducen en septiembre, coincidiendo con la época de desove de varias especies de coral en el Caribe colombiano, sin embargo no lograron establecer la relación entre la talla de las colonias con su actividad reproductiva (Rojas *et al.*, 1999). En el área arrecifal de la isla de San Andrés se realizó un estudio sobre la composición y densidad de corales juveniles teniendo en cuenta factores como mortalidad parcial, total, enfermedades y signos de depredación (Vidal *et al.*, 2005). Sumado a esto, los investigadores que llevaron a cabo este estudio, encontraron que no hay una concordancia entre la abundancia de los juveniles con la abundancia de adultos para las especies *Montastraea* spp., *C. natans*, *Siderastrea siderea* y *Diploria* spp. Los autores concluyeron que se desconoce si los juveniles presentes son especies fugitivas o se está dando un cambio en la comunidad con respecto a los principales constructores.

La especie foco de estudio, *C. natans* es un coral escleractíneo que por pertenecer a la Familia Faviidae (Tabla 1), se caracteriza por ser zooxantelado y con crecimiento colonial. La distribución de *C. natans* a nivel mundial se restringe al Caribe (Figura 1) (Veron, 2000). Esta especie tiene la estructura de los



septos simple, la columnela presenta dientes septales alargados y las colonias varían en cuanto a forma ya que los pólipos pueden formarse asexualmente (Veron, 2000). Según Prahly y Erhardt (1985) *C. natans* se caracteriza por presentar colonias grandes de aspecto cerebroide. Las crestas tienen de ocho a nueve septos por centímetro y los valles son largos y sinuosos (Figura 2). Los valles pueden tener un ancho entre 15 y 20 mm y una profundidad entre 10 y 12 mm. El color de las crestas puede variar entre café y amarillo, con valles del mismo color o verde (Figura 2A-C). Las colonias son largas y hemisféricas o incrustantes, con un surco ambulacral fino a lo largo de la parte superior de las paredes. Únicamente en la noche los pólipos extienden los tentáculos.

Tabla 1. Clasificación taxonómica de *Colpophyllia natans* (Veron, 2000; Prahly y Erhardt, 1985)

Phylum	Cnidaria (Hatschek, 1888)
Clase	Anthozoa (Ehrenberg, 1834)
Orden	Scleractinia (Bourne, 1900)
Suborden	Faviina (Vaughan y Wells, 1943)
Familia	Faviidae (Gregory, 1900)
Género	<i>Colpophyllia</i> (Edwards y Haime, 1848)
Especie	<i>C. natans</i> (Houttuyn, 1772)



Figura 1. Distribución de *Colpophyllia natans* a nivel mundial (Modificado de Veron, 2000).

Existen especies similares a la especie de estudio, como es el caso de *Manicina areolata* y especies de *Diploria* spp. que presentan valles y estructuras esqueléticas más pequeñas. La distribución batimétrica de *C. natans* es bastante amplia ya que puede encontrarse desde los 0.5 a 50 m de profundidad. Por lo general, es común encontrar las colonias en zonas protegidas y en arrecifes de sotavento.

Se han realizado pocos estudios sobre las poblaciones de *C. natans* en Colombia. Uno de ellos fue realizado por Pizarro (2002) en el área arrecifal de la isla de San Andrés. Esta investigadora estimó el estado de las poblaciones de ésta y otras dos especies (*D. labyrinthiformis* y *D. strigosa*) por medio de la evaluación de la estructura de tallas y el reclutamiento. Se encontró que las menores tallas fueron para

D. labyrinthiformis y *D. strigosa*, a diferencia de *C. natans*, la cual presentó colonias de grandes tamaños. En este estudio también se encontró que las colonias más pequeñas eran las que sufrían una mayor mortalidad parcial y total. En el caso de *C. natans*, esto puede deberse a la relación que existe entre el gran tamaño que alcanzan estas colonias y su sobrevivencia, de tal manera que entre mayor tamaño alcanzan son menos afectadas por eventos de mortalidad total. Pizarro (2002) también reportó una alta afección en las colonias por recubrimiento algal y concluyó que las poblaciones de corales pétreos pueden disminuir o incluso desaparecer si continua el deterioro en la Isla. Para la región de Santa Marta, específicamente para la Bahía de Gaira, Acosta *et al.* (2002) caracterizaron las poblaciones de *C. natans* y de *D. strigosa*. Este estudio encontró que la disponibilidad de sustrato es un factor limitante para la distribución de *C. natans*, dejando a un lado los efectos que pueda tener sobre las colonias la sedimentación, salinidad y temperatura.

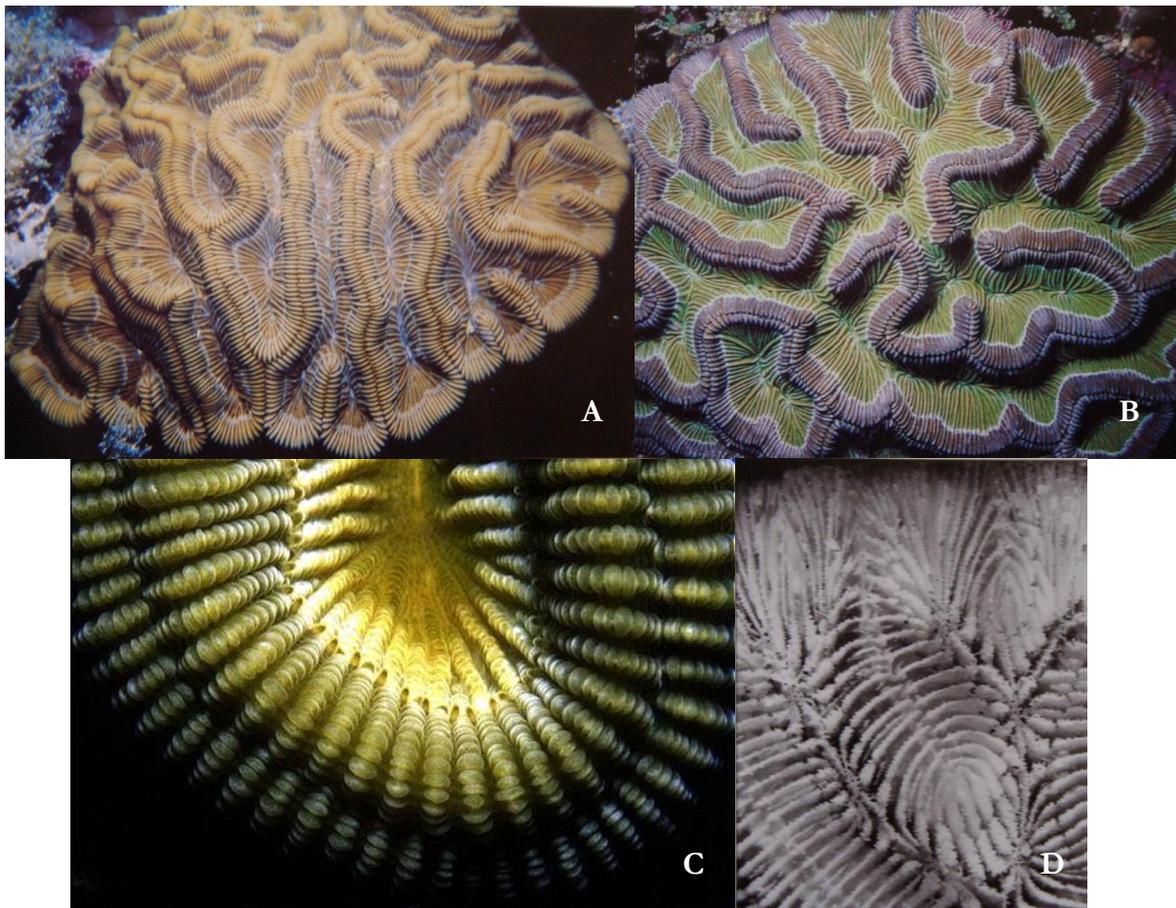


Figura 2. Colonias de *Colpophyllia natans*. A, B y C: Variaciones de forma y color, D: Esqueleto de la especie (A: Foto de Mary Stafford-Smith; B y D: Fotos de Veron (2000); C: Foto de Scott S. Bloom. Tomado de <http://www.reefbase.org>).

Otros estudios en *C. natans* se han centrado en el estado de salud y tasas de crecimiento en el sector de Playa Blanca (Ensenada de Gaira) (Castro, 2000). Los resultados de este estudio sugieren que esta



especie es afectada por factores fisicoquímicos, especialmente por la temperatura y la sedimentación. En cuanto a las tasas de crecimiento, se encontró que presentan un crecimiento promedio de 6.39 ± 2.21 mm año⁻¹, siendo mayor durante la época seca. Éste estudio complementó un monitoreo realizado en 1999 por Castro *et al.*, donde el crecimiento de esta especie en tres meses de muestreo fue de 2.33 ± 0.49 mm, con un promedio de 0.68 ± 0.12 mm. La conclusión más importante de este monitoreo fue que las colonias se están recuperando por presentar condiciones favorables para su desarrollo.

Así como se han tenido en cuenta aspectos biológicos y ecológicos en los estudios de diferentes especies coralinas, también se han venido estudiando las enfermedades coralinas y posibles signos de deterioro, ya que se ha incrementado la pérdida de cobertura coralina (Weil, 2001; Sutherland *et al.*, 2004). En el caso de *C. natans* es común encontrar enfermedades como banda negra (BBD), plaga blanca (WPL), anomalías esqueléticas, banda amarilla (YBL), lunares oscuros (DSD) y banda roja (RDB) (Sutherland *et al.*, 2004), de las cuales es más susceptible a la enfermedad WPL tipo II (Whelan *et al.*, 2007). La incidencia de enfermedades puede estar directamente relacionada con la temperatura del agua, como es el caso de BBD. Esta enfermedad es ocasionada por un consorcio microbiano y se caracteriza por un pigmento oscuro que forma una banda que separa el tejido vivo del esqueleto que ha quedado desnudo recientemente (Figura 3A). La pérdida de tejido afecta el tamaño de la colonia ya que disminuye la tasa de crecimiento (Sutherland *et al.*, 2004).

Las lesiones en las colonias pueden expandirse en un rango de unos pocos milímetros por día de tal manera que puede darse mortalidad en la colonia entera y transmitirse a colonias cercanas, como ocurre con WPL (Tipos I, II y III). En colonias de *C. natans* puede presentarse WPL-III (Figura 3B) con una tasa extremadamente rápida de progresión de la lesión (dm x día⁻¹), la cual es más o menos uniforme. Otras enfermedades pueden avanzar lentamente y a medida que progresa va quedando expuesto el esqueleto (Figura 3C), como es el caso de RBD (Rosenberg y Loya, 2004). Las lesiones pueden ser de forma circular de una manera irregular, esto se presenta en corales con la enfermedad YBL (Sutherland *et al.*, 2004). La presencia de manchas oscuras en las colonias es conocida como DSD. En el Caribe colombiano esta enfermedad se asocia con la profundidad y temperatura, además puede ser contagiosa (Sutherland *et al.*, 2004). La enfermedad de DSD fue estudiada en un sector del PNNT y se encontró que se distribuye en el área superior de las colonias masivas, además que



presenta una alta incidencia en las zonas menos profundas, con una distribución agregada y con una mayor afección en *S. siderea* y *Montastraea cavernosa* (Garcés, 2000; Gil, 1998).



Figura 3. Enfermedades y signos de deterioro más comunes en colonias de *Colpophyllia natans* A. Banda negra, B. Plaga blanca, C. Banda roja, D. Blanqueamiento (A y D. Tomado de http://people.uncw.edu/millers/Images_CoralDiseases.htm, B. Foto de Bruckner, C. Foto de Brooks).

Hasta el momento el estudio más completo realizado para determinar la salud coralina en el Caribe es el que realizó Barrios (2000). Este estudio evaluó las condiciones de deterioro de los corales pétreos, entre ellas la mortalidad (pérdida de tejido coralino vivo), la cual se clasificó entre actual (pérdida reciente, parte externa de los cálices visible y esta conservada) y reciente (colonización por algas filamentosas u otros organismos). Además encontró que las enfermedades fueron las condiciones menos frecuentes, a diferencia de las invasiones y la alta mortalidad asociada a organismos móviles. Sumado a lo anterior, concluyó que actualmente el Caribe colombiano está presentando una modificación del paisaje, de tal manera que es mayor la dominancia de los ambientes de corales mixtos, además las condiciones de deterioro y variables ambientales pueden estar relacionadas directa o indirectamente entre sí, produciéndose un continuo deterioro en los ambientes coralinos. Otra condición de deterioro evaluada fue el blanqueamiento (Figura 3D). El cual se caracteriza por la expulsión de zooxantelas simbiotes por parte de la colonia; si esta pérdida es temporal la colonia puede sobrevivir y recuperar la simbiosis (Douglas, 2003). La mortalidad de la colonia se presenta cuando el blanqueamiento es prolongado y afecta de una manera más directa a corales de crecimiento rápido que a corales masivos de crecimiento lento. El palidecimiento (pérdida parcial de zooxantelas) puede considerarse como un tipo de blanqueamiento leve, se cree es la recuperación del blanqueamiento (Barrios, 2000).



Otros signos de deterioro que pueden encontrarse en los corales son el volcamiento (inclinación de la colonia coralina hacia un lado) y las agresiones por organismos móviles, en este último se presenta un contacto directo pero no continuo. En el caso específico de *C. natans*, se conoce la depredación por parte de peces loro (Familia Scaridae) como “Rapid Wasting Disease” (Cervino *et al.*, 1998 En: Barrios, 2000). En un estudio realizado se encontró que la depredación por peces afecta directamente a los corales de tal manera que el crecimiento se ve limitando y a su vez la abundancia y distribución (Chasqui-Velasco *et al.*, 2007). A su vez se concluyó que la pérdida de tejido coralino a causa de las mordeduras reduce posibilidades de supervivencia, aunque la depredación de los peces es de gran importancia en la interacción competitiva alga-coral. También se ha observado la tasa de depredación por parte del molusco *Coralliophila abbreviata*. En una investigación realizada en Venezuela, al observar ésta tasa en diferentes especies coralinas, se observó que el neogasterópodo presentó una alta voracidad relacionada con los grandes tamaños alcanzados por las colonias de *C. natans*, lo cual a su vez generó una insatisfacción nutricional (Mónaco *et al.*, 2008). Los investigadores concluyeron que el efecto de este depredador en las colonias es la reducción de la cobertura y un descenso en la reproducción y tasa de crecimiento, debido al desgaste energético que se ocasiona al regenerar el tejido, de tal manera que se está retardando la recuperación de los arrecifes.

Debido a que las enfermedades coralinas han incrementado de una manera progresiva (Garzón-Ferreira *et al.*, 2001), en el Caribe colombiano ya se han venido realizando estudios del estado de salud de las formaciones coralinas, como la evaluación realizada en algunos sitios turísticos del PNNT, en el cual se encontró que existe una relación estrecha entre los cambios de temperatura y las condiciones de deterioro, además a una fuerte invasión algal y en una menor proporción blanqueamiento, palidecimiento y cobertura de esponjas (Leal y Maldonado, 2003). Por todo lo expuesto anteriormente, es fundamental realizar un estudio poblacional de *C. natans*, determinando su estado actual en la región de Santa Marta, de tal manera que se observe la estructura poblacional de acuerdo a la frecuencia de tallas, su abundancia, las diferentes enfermedades y signos de deterioro. Esta especie es de gran importancia para la formación de los arrecifes y se desconoce cómo se encuentran sus poblaciones en las diferentes áreas arrecifales de la zona, además no se sabe si tiene la posibilidad de persistir en el tiempo, o poco a poco se va a incrementar la mortalidad en las colonias de tal manera que se va a reflejar en la disminución de la abundancia y en el incremento de la cobertura algal.



4. PROBLEMA DE INVESTIGACIÓN, OBJETIVO GENERAL Y OBJETIVOS ESPECÍFICOS

4.1. PROBLEMA DE INVESTIGACIÓN

El deterioro que están sufriendo los arrecifes coralinos está llevando a una pérdida en la complejidad estructural de estos ecosistemas, lo que puede resultar en la pérdida de biodiversidad y consecuentemente afectar las comunidades humanas que viven directa e indirectamente de ellos. La velocidad de pérdida puede ser mayor si las especies de coral afectadas son aquellas que más aportan a la construcción de arrecifes. Una de estas especies es *C. natans*, especie de la cual se tiene muy escaso conocimiento.

4.2. OBJETIVO GENERAL

Este estudio pretende incrementar el conocimiento sobre el estado actual de *C. natans* por medio de la evaluación de la estructura de tallas y condiciones de salud en las áreas arrecifales de SM y el PNNT.

4.3. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Determinar la distribución, abundancia (en términos de densidad) y frecuencia de tallas de las poblaciones de *C. natans* en las áreas arrecifales de SM y el PNNT.
- Diagnosticar el estado de salud de las poblaciones de *C. natans* presentes en el área de estudio, teniendo en cuenta las enfermedades coralinas y los signos de deterioro.
- Establecer si el tamaño y la estructura de tallas de las poblaciones de *C. natans* es similar en las formaciones coralinas del área de SM y el PNNT.



5. HIPÓTESIS

H1: La abundancia de las colonias de *C. natans* en SM va a ser más baja que en el PNNT por la mayor influencia de aportes continentales y la mayor afluencia turística en el área de SM.

H2: La distribución de tallas en el PNNT va a presentar sesgo negativo (mayor número de colonias grandes con respecto al número de colonias pequeñas) ya que en esta zona las colonias pueden crecer en plataformas submarinas y en el área de SM el sesgo será positivo (mayor número de colonias pequeñas con respecto al número de colonias grandes).

H3: Se observarán pocas enfermedades en el área de estudio, el signo de deterioro más común será el ocasionado por organismos móviles y las colonias más afectadas se encontrarán en el PNNT por la mayor abundancia de fauna asociada en las áreas coralinas de esta zona.



6. METODOLOGÍA

6.1. ÁREA DE ESTUDIO

Este estudio fue realizado en el área de SM y el PNNT ($11^{\circ}15' - 11^{\circ}22' \text{ N}$, $73^{\circ}57' - 74^{\circ}12' \text{ W}$), ubicados en el Departamento del Magdalena en la costa oriental colombiana. Esta área se caracteriza por ser rocosa, estar influenciada por la Sierra Nevada de Santa Marta y presentar Islotes, Puntas, Bahías, Ensenadas y Acanilados (Garzón-Ferreira y Cano, 1990). La costa presenta ensenadas semi-cerradas como es el caso de Granate, Concha, Chengue, Gayraca, Neguanje, Cinto, Guachaquita y Palmarito (de W a E), las cuales se caracterizan por presentar los costados occidentales más expuestos al viento y oleaje. Además hay prolongaciones interrumpidas de estribaciones montañosas representados por islotes rocosos como Isla Aguja, Isla Pelicano y El Morro de Santa Marta (Díaz *et al.*, 2000).

La superficie es de 9.3 km^2 , de los cuales 6.7 km^2 corresponde a zonas con formaciones coralinas recientes, entre las que se encuentran arrecifes franjeantes, tapetes coralinos y parches coralinos. En esta zona se presentan diversas actividades humanas como la pesca artesanal, buceo deportivo, turismo recreativo y ecológico, actividades náuticas y portuarias (Díaz *et al.*, 2000). Además se caracteriza por presentar áreas con sustratos adecuados para el crecimiento coralino, aunque se ve fuertemente influenciada por sedimentos procedentes de aportes continentales provenientes del río Magdalena y la Ciénaga Grande de Santa Marta (Prahl y Erhardt, 1985).

En el área de estudio se presenta un evento de surgencia durante el cual hay un afloramiento de aguas subsuperficiales durante la época seca (diciembre-mayo). Este evento ocasiona cambios fisicoquímicos como es el caso del aumento de la salinidad ($36.1 - 37.4 \text{ ‰}$) y el descenso en la temperatura ($20 \text{ °C} - 25 \text{ °C}$), debido a la interacción de los vientos Alisios con la geomorfología de la costa (Ramírez, 1983). Los Alisios provienen del NE y generan una corriente paralela a la costa hacia la parte oriental del área de estudio (Díaz *et al.*, 2000). Durante esta época del año la precipitación es poca y se presenta una mayor concentración de nutrientes (Mejía-Niño y Garzón-Ferreira, 2003).



Las estaciones de muestreo, 20 en total (Figura 4), se establecieron en áreas arrecifales del área de SM (Ensenada de Gaira, Bahía de Santa Marta) y el PNNT. La selección de estas estaciones se realizó teniendo en cuenta la presencia de formaciones coralinas. Las estaciones muestreadas fueron para la Ensenada de Gaira: Isla Pelicano (Morrito de Gaira) – IP y Playa Blanca – PBLA, para la Bahía de Santa Marta el Morro de Santa Marta – MSM, y dentro del PNNT la Bahía de Granate (Piedra del Medio – PMED, El Cantil – CAN, Salidero – SAL, Calichán – CAL, Punta Aguja – PAGU, Morrito Largo – MLAR y El Torín – TOR), Bahía Concha (Bonito Gordo – BGOR y Punta Vigia – PVIG), Bahía Chengue (Chengue Expuesta – CHEN-EXP y Chengue Protegida – CHEN-PROT), Bahía Gayraca (Gayraca expuesta – GAY-EXP y Gayraca Protegida – GAY-PROT), Bahía Neguanje (Piedra del Ahogado – PAHO y Piedra Ahogada de la Cruz – PCRUZ) Y Bahía de Cinto (Cinto Expuesta – CIN-EXP y Bahía Protegida – CIN-PROT).

6.1.1. Ensenada de Gaira

Se caracteriza por presentar varias salientes a lo largo de la costa, con playas similares en cuanto a la composición de sus sedimentos. Se localiza entre (11°10'44" y 11°13'24"N y 74°14'42" y 74°14'43"W) el cerro la Gloria (Sur) y el cerro San Fernando (Norte), además limita con el balneario de El Rodadero, la vía Santa Marta-Ciénaga (Este) y con el mar Caribe (Oeste). Esta ensenada presenta un alto valor ecológico por sus características físicas, químicas y oceanográficas, ya que en ella se presentan diferentes cambios anuales en cuanto a vientos, corrientes, afloramientos fitoplanctónicos, temperatura, salinidad, oxígeno disuelto y el evento de surgencia (Franco, 2005). Entre sus formaciones más características, al norte se encuentra Isla Pelicano, conocida comúnmente como Morrito de Gaira. Es una formación rocosa separada por unos 450 m de la costa. Presenta una fuerte pendiente en el costado Oeste, el cual se caracteriza por presentar formaciones coralinas dominadas por *C. natans*, *S. siderea* y *M. cavernosa*. La Isla está protegida de corrientes y del fuerte oleaje que proviene del Norte. El costado Este es menos pendiente por lo que su fondo es arenoso, lodoso, con algunas cabezas de corales escleractíneos y una baja diversidad de especies coralinas. Esta baja cobertura coralina es el resultado de actividades antropogénicas (Vergara, 1997). En los costados Norte y Sur se presenta una heterogeneidad en cuanto a rugosidad del sustrato y especies de corales, aunque está fuertemente influenciada por las corrientes y el oleaje (Moreno *et al.*, 2000; Vergara, 1997).

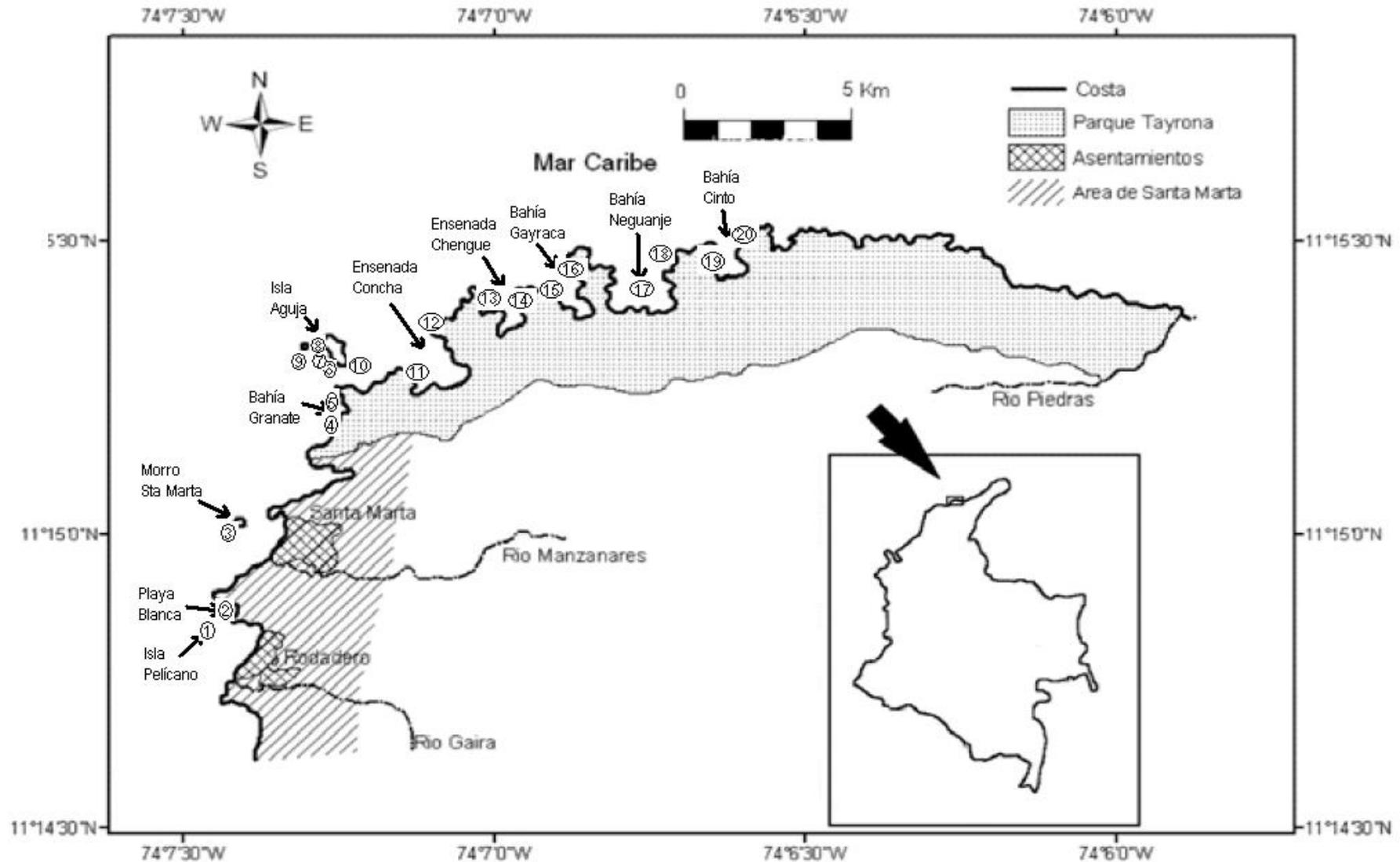


Figura 4. Área de Santa Marta (líneas) y Parque Nacional Natural Tayrona (puntos) indicando las estaciones de muestreo: 1: IP, 2: PBLA, 3: MSM, 4: PMED, 5: CAN, 6: SAL, 7: CAL, 8: PAGU, 9: MLAR, 10: TOR, 11: BGOR, 12: PVIG, 13: CHEN-EXP, 14: CHEN-PROT, 15: GAY-EXP, 16: GAY-PROT, 17: PAHO, 18: PCRUZ, 19: CIN-EXP, 20: CIN-PROT (tomado de Martínez y Acosta, 2005).



6.1.1.1. Playa Blanca

Está situada en la Ensenada de Gaira con un área aproximada de 5 km². Presenta una conformación abierta con un predominio en la parte central de playa arenosa. En cuanto a las formaciones coralinas, estas se desarrollan en un sustrato rocoso y las especies coralinas que predominan el sector son *C. natans* y *M. cavernosa* (López *et al.*, 1998).

6.1.2. Bahía de Santa Marta

Se encuentra ubicada entre los 11°14'15" a 11°15'30" N y 74°13'12" a 74°14'30", los extremos Norte y Sur se caracterizan por ser rocosos, pero en la parte central de la bahía existe una deposición aluvial por parte del río Manzanares (Ramírez, 1983). Escobar (1981), describió tres formaciones rocosas importantes, la primera es una punta en la parte Norte de la bahía conocida como Punta Betín, a aproximadamente 280 y 927 m de la costa, emergen dos islotes rocosos conocidos como Morrito y Morro Grande. Esta bahía es conocida por el Terminal Marítimo en la ensenada de Ancón, la cual se encuentra al Este de la bahía. A 1500 m al Oeste de Punta Betín, se encuentra localizado el Morro de Santa Marta, el cual se caracteriza por una presentar una alta influencia de aguas oceánicas, su costa Oeste y Sur presenta formaciones coralinas que llegan hasta los 40 m de profundidad (Martínez y Acosta, 2005).

6.1.3. Parque Nacional Natural Tayrona (PNNT)

Se encuentra ubicado al oriente de la ciudad de Santa Marta, al norte del departamento del Magdalena. Se caracteriza por presentar estribaciones de la Sierra Nevada de Santa Marta que irrumpen en el mar, de tal manera que se originan bahías y ensenadas con aguas claras que no reciben el impacto directo de las olas, a diferencia de los tramos rectos de costa que también se forman en esta área (Garzón-Ferreira y Cano, 1990). Abarca 150 km² de las cuales 120 km² corresponden a la parte terrestre y 30 km² a la marina, comprende desde Punta Venado en Taganga hasta la desembocadura del río Piedras (Figura 4) (Moreno, 1979). En este sector fueron ubicadas las siguientes estaciones:



6.1.3.1. Bahía de Granate

Se encuentra a 6.5 km al Noreste de Santa Marta, entre Cabo de la Aguja y Punta Granate. Por su ubicación geográfica, esta Bahía se encuentra protegida del efecto directo de los vientos Alisios del Noreste por Punta de la Aguja. Además, no se ve influenciada por el efecto directo del oleaje. Cabe resaltar que las comunidades coralinas se encuentran en los bordes rocosos de la bahía (Martínez y Acosta, 2005; Prahly y Erhardt, 1985).

6.1.3.1.1. Isla Aguja

Porción de tierra emergida que presenta un sustrato rocoso-coralino que alcanza los 45 m de profundidad y a diferencia de las Bahías y Ensenadas la pendiente del fondo es más pronunciada. Esta zona tiene una alta incidencia de oleaje y corrientes unidireccionales. A partir de los 5 m de profundidad se encuentran formaciones coralinas, aunque las mayores formaciones están entre los 10 y 20 m (Botero, 1987).

6.1.3.2. Ensenada de Concha

Presenta un área de 4.71 km² con un ancho aproximado de 2000 m desde Punta Bomba hasta Punta Vigía (11° 18' N y 74° 10' W) y se considera la más profunda del PNNT (25 – 30 m). Es una Bahía abierta hacia el Norte, su costado occidental está expuesto a la acción directa de vientos procedentes del Noreste (Camacho y Galvis, 1980). Predomina el fondo rocoso-arenoso o areno-fangoso. Esta Ensenada se ve influenciada por corrientes que penetran desde el Occidente (Barrios y Reyes, 1997) y no presenta condiciones favorables para el desarrollo de comunidades coralinas (Prahly y Erhardt, 1985). Aunque en el extremo Sureste a una profundidad de 10 m pueden encontrarse cabezas esféricas grandes, pero hacia el norte estos tamaños van disminuyendo y son reemplazados por formas laminares y empieza a predominar el sustrato rocoso (Camacho y Galvis, 1980).



6.1.3.3. Ensenada de Chengue

Es una pequeña Bahía localizada a 15 km al Este de la ciudad de Santa Marta ($11^{\circ}20'N - 74^{\circ}08'W$), con un área de 3.3 km^2 y un ancho de 2.5 km (Prahl y Erhardt, 1985). La topografía costera es heterogénea y pendiente, con diversos Cabos, Ensenadas, Bahías e Islotes. En la parte interna de la Bahía desembocan riachuelos y se encuentran ambientes sedimentarios. En esta ensenada hay dos tipos de arrecifes en la franja costera; planos arrecifales someros dominados por corales ramificados y foliares como las especies *Acropora palmata*, *Agaricia tenuifolia* y *Millepora* spp., y un talud arrecifal entre los 15 – 25 m donde dominan los géneros masivos e incrustantes de los géneros *Diploria*, *Montastraea* y *Colpophyllia* (Rodríguez-Ramírez y Garzón-Ferreira, 2003).

6.1.3.4. Bahía de Gayraca

Geográficamente esta Bahía se localiza a $74^{\circ}07'N$ y $11^{\circ}20'O$, a unos 13 km de la ciudad de Santa Marta por vía marítima. Por su forma, gran parte de la Bahía está protegida de los vientos Alisios. Las formaciones arrecifales son parches coralinos originados en el cinturón rocoso costero (Garcés, 2000) y un talud con una pendiente pronunciada en la que se desarrollan corales escleractíneos hasta los 25 m de profundidad (Martínez y Acosta, 2005).

6.1.3.5. Bahía de Neguanje

Localizada entre las bahías de Gayraca y Cinto ($11^{\circ}20' N$ y $74^{\circ}05'$), está comprendida entre Punta Gloria y Río Piedras, presenta costas acantiladas, bahías y ensenadas. Al igual que otras bahías del PNNT, está abierta hacia el norte, el costado occidental está formado por playas y litorales rocosos sometidos a un fuerte oleaje a diferencia del oriental con un oleaje más tranquilo y con una mayor riqueza biológica. Es la Bahía más grande del PNNT, se encuentra influenciada por la Quebrada Rodríguez. Presenta una ensenada conocida como Playa Viva, Playa del Pozo o Playa Pescadores, de aguas someras con diversas formaciones coralinas y tipos de fondos, se encuentra separada de Playa del Muerto o Playa Cristal por una saliente rocosa. Esta última se caracteriza por estar menos expuesta al oleaje, fondo poco pendiente y una gran variedad de ecosistemas (González y Rojas, 1999).

6.1.3.6. Bahía de Cinto

Se encuentra ubicada en la parte centro – oriental de la costa del PNNT, es una Bahía abierta hacia la parte norte aunque no se puede acceder directamente por carretera y por vía marítima tiene un difícil acceso, ya que la punta entre Neguanje y Cinto está altamente expuesta al oleaje (Villa, 2001). La vegetación en la Bahía ha ido desapareciendo, ya que ha sido removida por escorrentía y vientos secos con sales que inciden en la zona, esto ha creado acantilados con altas pendientes, sumado a esto las playas al no ser muy amplias no se amortigua la acción erosiva (Fletcher y Cortés, 1975 En: Villa, 2001).

6.2. FASE DE CAMPO Y MANEJO DE DATOS

6.2.1. Ubicación geográfica

Para determinar el estado de las poblaciones de *C. natans*, se escogieron zonas arrecifales, en las cuales se colocaron en cada estación tres transectos de banda de 20 m x 2 m (original y dos réplicas) separados entre sí por 10 m, para un área total muestreada de 120 m² (Figura 5). Los transectos se lanzaron paralelos a la línea de costa para evitar el gradiente de profundidad. Adicionalmente, en cada estación se hallaron las coordenadas geográficas de su posición por medio de un GPS (Global Positioning System - Garmin Etrex).

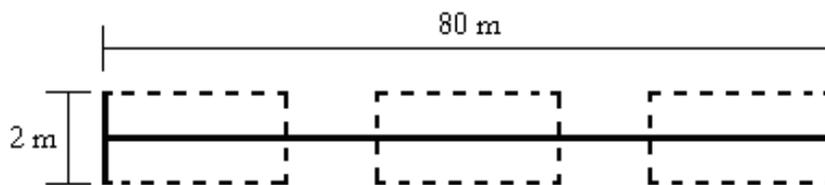


Figura 5. Esquema de los transectos de banda lanzados en cada estación muestreada.

Con las coordenadas geográficas obtenidas en cada una de las estaciones de muestreo, se creó un mapa dividido en tres secciones, de acuerdo al impacto que allí se presenta por el hombre. El primer

sector es Ensenada de Gaira (IP y PBLA), el cual se caracteriza por una mayor afluencia turística, paso de embarcaciones y aportes continentales, PNNT 1 (Bahía Granate - PMED, CAN, SAL, CAL, PAGU, MLAR, TOR y Bahía Concha - BGOR y PVIG), donde se practica el buceo, pesca, hay paso de embarcaciones, se ve influenciado por descargas continentales en un menor grado. Finalmente PNNT 2 (Bahía de Chengue - CHEN-EXP y CHEN-PROT, Bahía Gayraca - GAY-EXP y GAY-PROT, Bahía Neguanje - PAHO y PCRUZ y Bahía Cinto - CIN-EXP y CIN-PROT), la cual hace parte de una zona marina protegida pero también se ve influenciada por el turismo, pesca, buceo esporádico, entre otros. Este mapa fue realizado con el fin de identificar más fácilmente las estaciones de muestreo. (SIAM, 2009). Se generaron dos mapas informáticos, el primero con la ubicación y la densidad y el segundo con la distribución y estructura de tallas.

6.2.2. Abundancia

La abundancia se determinó en términos de densidad (número de colonias por m^2). Se contaron todas las colonias de *C. natans* que se encontraban total o parcialmente dentro de los transectos de banda (Figura 6), para minimizar el efecto de borde.

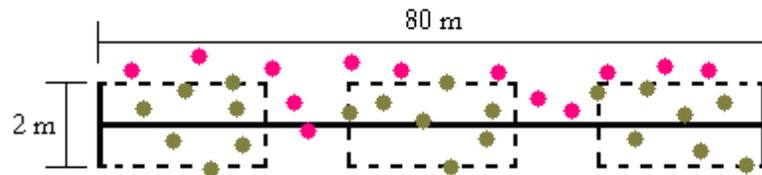


Figura 6. Esquema representativo de las colonias en el transecto, donde los puntos rosados son las colonias que no fueron contadas y los puntos cafés las colonias que fueron incluidas en el estudio.

Se determinó la densidad, dada por la razón entre el número de individuos (en este caso colonias) y el área muestreada (Rabinovich, 1978). Se realizaron análisis exploratorios de los datos mediante medidas de tendencia central como es el caso del promedio y medidas de variabilidad o de dispersión como la desviación estándar, error estándar y coeficiente de variación (Milton, 2001).

$$\rho = \frac{\text{Número individuos}}{\text{Área muestreada}}$$

Se generó un mapa indicando la presencia de *C. natans* y la densidad ($\text{ind} \times m^2$). Ésta fue ordenada en tres grupos: $< 0.1 \text{ ind } m^2$, entre 0.1 y $1.0 \text{ ind } m^2$ y $> 1 \text{ ind } m^2$. Además se observó la normalidad de



los datos por medio de la prueba Shapiro Wilks, en el caso de la varianza fue utilizada la prueba de Barlett, debido a la anormalidad de los datos se aplicó la prueba no paramétrica de Kruskal Wallis y se compararon los datos por medio de la prueba de Duncan. (Zar, 1999).

6.2.3. Distribución

Para determinar la distribución de las poblaciones de *C. natans* en las diferentes estaciones de muestreo, se utilizó el índice de dispersión desarrollado por Morisita (1962 En: Krebs, 1999), ya que éste es independiente a la densidad, aunque hay que tener en cuenta que está afectado por el tamaño de la muestra, la fórmula es la siguiente:

$$I_d = n \left[\frac{\sum x^2 - \sum x}{(\sum x)^2 - \sum x} \right]$$

De tal manera que I_d hace referencia al índice de dispersión de Morisita, n al tamaño de la muestra, en este caso el número de transectos dispuestos en cada una de las estaciones de muestreo, $\sum x$ es la suma de los individuos encontrados en los transectos y finalmente $\sum x^2$ que es la suma de los cuadrados del número de individuos en los transectos.

Una vez obtenido el índice de Morisita es necesario determinar dos valores críticos por medio del índice de uniformidad, el cual se halla con la siguiente fórmula:

$$M_u = \frac{x^2 0.975 - n + \sum x_i}{(\sum x_i) - 1}$$

De modo que $x^2 0.975$ hace referencia al valor de chi-cuadrado obtenido de la tabla teniendo en cuenta los grados de libertad que tiene el 97.5% del área de la derecha, en el caso de x_i es el número de organismos en cada uno de los transectos y n el número de transectos. Por otra parte el índice de agrupamiento fue hallado con la siguiente fórmula:

$$M_c = \frac{x^2 .025 - n + \sum x_i}{(\sum x_i) - 1}$$



Donde $\chi^2_{.025}$ es el valor de chi-cuadrado de la tabla con los grados de libertad que presenta 2.5% del área de la derecha. Con estos valores se puede seguir una de las siguientes cuatro fórmulas

Cuando $I_d \geq M_c > 1.0$

$$I_p = 0.5 + 0.5 \left(\frac{I_d - M_c}{n - M_c} \right)$$

Cuando $M_c > I_d \geq 1.0$

$$I_p = 0.5 \left(\frac{I_d - 1}{M_u - 1} \right)$$

Cuando $1.0 > I_d > M_u$

$$I_p = -0.5 \left(\frac{I_d - 1}{M_u - 1} \right)$$

Cuando $1.0 > M_u > I_d$

$$I_p = -0.5 + 0.5 \left(\frac{I_d - M_u}{M_u} \right)$$

Si el valor obtenido para el Índice estandarizado de dispersión de Morisita (I_p) es cero, se puede asegurar con una confianza del 95% que la población presenta un patrón de distribución al azar, en el caso de los valores mayores a cero se dice que es agrupada y menores a cero uniforme (Krebs, 1999). Estos datos se usaron para elaborar un mapa informativo indicando el tipo de distribución en cada una de las estaciones de muestreo.

6.2.4. Estructura de tallas

Siguiendo la metodología de Yap *et al.* (1992) a cada una de las colonias encontradas se le midió con una cinta métrica flexible la longitud mayor (L) y el ancho mayor (W, la parte más larga perpendicular a L) (Figura 7). Estas medidas fueron empleadas para determinar el área (A) circular proyectada por medio de la siguiente fórmula:

$$A = \pi \left[\frac{\sqrt{L \times W}}{2} \right]^2$$

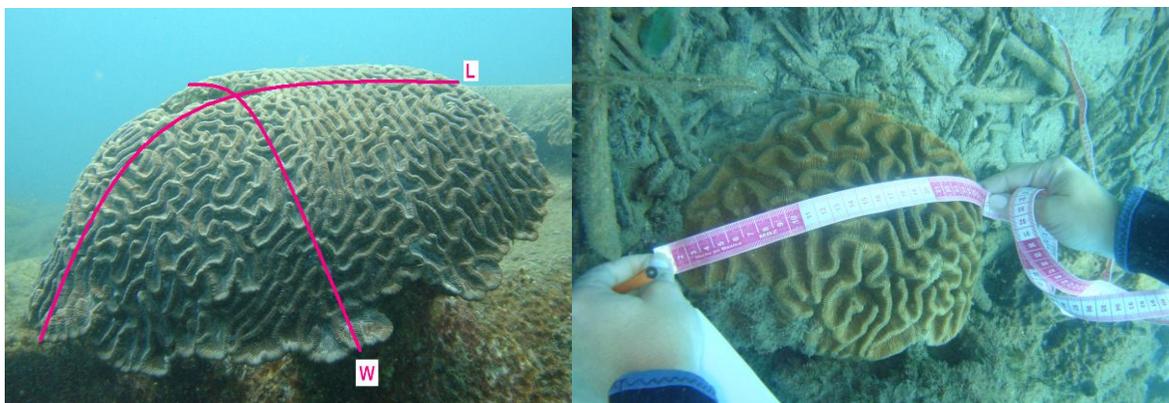


Figura 7. Medición de las colonias de *Colpophyllia natans*. En la foto de la izquierda se observa las medidas tomadas donde L es longitud mayor y W ancho mayor. La medición de las colonias en campo se realizó con un metro de costura (Foto derecha).

Los datos de las áreas de las colonias se agruparon, teniendo en cuenta los intervalos de clase, siguiendo la metodología propuesta por Sturges (1926; $k = 1 + 3.322 \{\log_{10} n\}$). Donde k corresponde al número de intervalos de clase y n es el número total de individuos, en este caso colonias observadas. Para determinar la amplitud del intervalo (w) de clase se dividió el rango (R ; diferencia entre la menor talla y la mayor talla dentro del conjunto de datos) entre k . ($w = R/k$). Con los valores obtenidos con las fórmulas anteriores se obtuvo una distribución de frecuencias, y se realizó un histograma de frecuencias (Milton, 2001; Daniel, 2004), y se agregó una línea de tendencia central a cada uno de los histogramas para observar la distribución normal en las estaciones y a su vez analizar el sesgo (o asimetría) y la curtosis. Las estaciones de muestreo fueron divididas en tres sectores, según el impacto antrópico, alto en Ensenada de Gaira, medio en PNNT 1 (bahías de Granate y Concha) y bajo en PNNT 2 (bahías de Chengue, Gayraca, Neguanje y Cinto). El sesgo indica una mayor presencia de colonias grandes (negativo – hacia la derecha) o colonias pequeñas (positivo – izquierda). La curtosis, al igual que el sesgo, es una medida de distribución de los datos respecto a la media, se caracteriza porque permite determinar si una población coralina posee colonias de todas las tallas o sólo de unas pocas.

Para poder aplicar estadísticos a la distribución y debido al alto sesgo que presentaban los datos, se realizaron transformaciones con Log10 y raíz cuadrada, se tuvo en cuenta si se cumplían los supuestos de normalidad (Shapiro-Wilks) y homogeneidad de varianzas (Bartlett), (Zar, 1999; Bak y Meesters, 1998). Los datos resultantes, que no presentaron distribución normal, fueron usados para



determinar si existían diferencias entre las estructuras de tallas de las estaciones con el estadístico paramétrico de Kruskal-Wallis y la prueba de comparaciones múltiples de Duncan.

6.2.5. Estado de salud

Se midieron, siguiendo la misma metodología aplicada a la medición de colonias, todas las áreas de las colonias que presentaran alguna enfermedad o signo de deterioro (mortalidad parcial, sobrecrecimiento, etc.) (Figura 8). Con estos datos se obtuvo el porcentaje afectado de la colonia por transecto y estación. Asimismo, se determinaron las enfermedades/señales de deterioro más comunes en *C. natans* para el área de estudio. Se compararon las estaciones agrupadas en siete sectores: Ensenada de Gaira (IP y PBLA), Granate (PMED y CAN), Isla Aguja (SAL, PAGU, MLAR y TOR) y las bahías de Chengue, Gayraca, Concha y Neguanje, con los signos y condiciones de deterioro más comunes: invasiones por organismos sésiles (esponjas, poliquetos y algas), invasiones por organismos móviles, deterioro (blanqueamiento y palidecimiento), agresiones físicas (volcamiento y lesiones) y enfermedades (banda negra, banda blanca y plaga blanca). Se tuvo en cuenta la frecuencia de ocurrencia y para determinar la independencia entre estas dos variables, se tuvieron en cuenta los residuos ajustados.

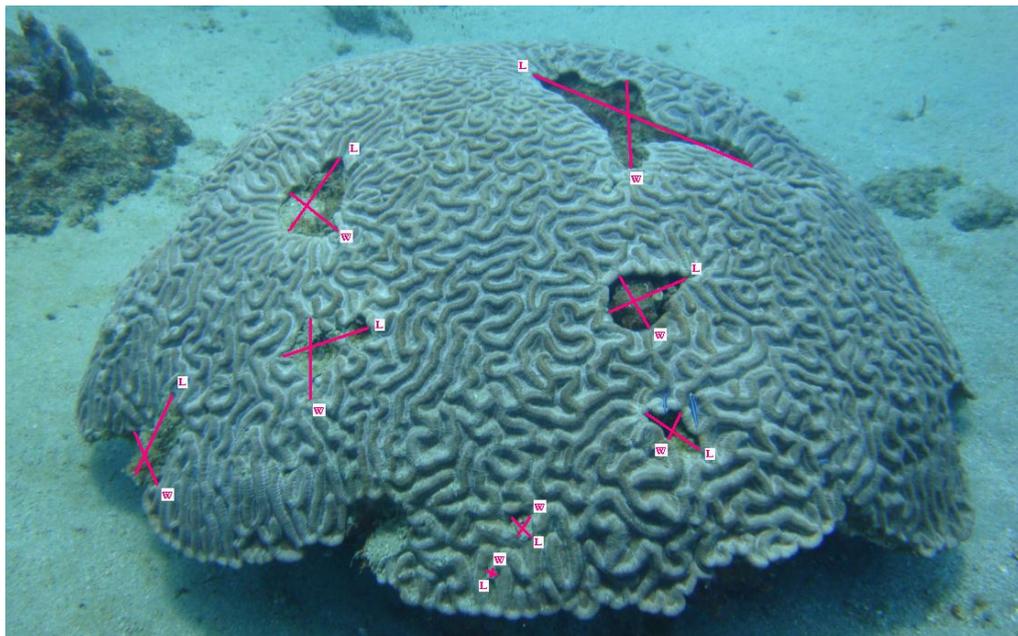


Figura 8. Esquema de medición de las áreas muertas de *Colpophyllia natans*, donde L: longitud mayor y W: ancho mayor.



6.2.6. Complejidad del sustrato

Con el fin de hacer comparaciones a gran escala del sustrato en el cual se encuentra *C. natans* en las diferentes estaciones de muestreo, se determinó de una manera precisa la complejidad del mismo. En cada estación se desplegó una cadena liviana, con eslabones de 1.7 cm, al inicio del transecto siguiendo el contorno del sustrato (Figura 9) y se anotó la distancia lineal que cubrió. Posteriormente, se dividió la longitud de la cadena por la distancia lineal que cubrió (Rogers *et al.*, 1982 En: CARICOMP, 2001). Además, se realizó una correlación para comparar la abundancia con la rugosidad del sustrato, siguiendo la prueba no paramétrica Spearman, por la anormalidad de los datos. Lo anterior con el fin de observar la dependencia del sustrato con el número de colonias presentes.

6.2.7. Exposición al oleaje y área superficial de la colonia

Las estaciones se clasificaron, según su grado de exposición al oleaje o turbulencia, en expuestas o no expuestas. Dentro de las primeras se ubicaron IP, TOR, BGOR, CHEN-EXP, GAY-EXP y CIN-EXP, y dentro de la segunda fueron PBLA, MSM, PMED, CAN, SAL, PAGU, MLAR, PVIG, CHEN-PROT, GAY-PROT, PAHO y CIN-PROT. Por su parte las tallas de las colonias se dividieron en grupos de acuerdo al tamaño de las áreas superficiales de las colonias. Con esta información, por medio de una tabla de contingencia y el ajuste de los residuos, se determinó si existía una dependencia entre exposición al oleaje y tallas de las colonias.

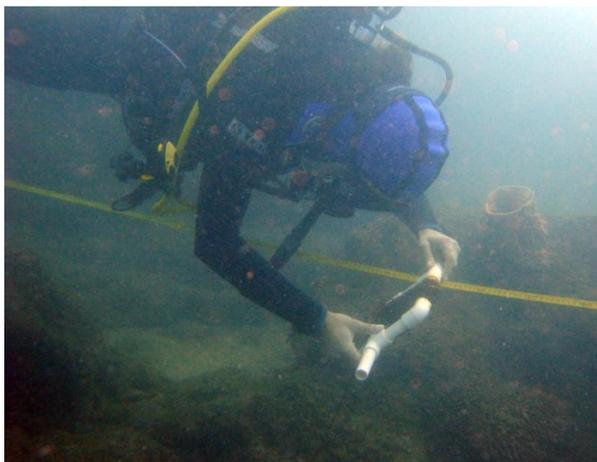


Figura 9. Procedimiento para determinar la complejidad del sustrato por medio de una cadena liviana.



7. RESULTADOS

7.1. DISTRIBUCIÓN

Colpophyllia natans se encuentra actualmente en 19 de las 20 estaciones muestreadas en este estudio, siendo la estación en la Bahía de Santa Marta (MSM) en donde no se encontró. En el mapa realizado usando el GeoVisor (SIAM, 2009) se tuvieron en cuenta las posiciones obtenidas en campo (GPS) de cada una de las estaciones (Figura 10) (Anexo A). En total se midieron 649 colonias en un área muestral de 2400 m² y en profundidades que variaron entre 9 y 16 m (Anexo A)

7.2. ABUNDANCIA

La densidad varió entre estaciones, siendo en general inferior a 1 ind m⁻² (Figura 10). La estación con mayor abundancia fue PAHO (Bahía de Neguanje, PNNT 2) con 154 colonias y una densidad de 1.28 ind m⁻² (Anexo B), a esta le siguieron GAY-PROT, TOR, PBLA y CHEN-PROT, con 0.49, 0.48, 0.46 y 0.43 ind m⁻² respectivamente. La menor densidad fue 0.075 ind m⁻² en las estaciones PAGU, PMED, CAL, PCRUZ y CIN-EXP (Anexo B).

Al explorar la normalidad de las estaciones, se encontró que en la mayoría de estaciones es normal, excepto GAY-EXP (Anexo B) y en cuanto a los tres sectores de muestreo solo es normal Ensenada de Gaira. Por otro lado en la varianza (prueba de Bartlett = 2.82) se encontró una diferencia estadísticamente significativa ($P = 0.016$), al igual que en la abundancia entre las estaciones ($H_{18}=39.2$; $P=0.003$). Al aplicar la prueba de Duncan se encontró que las estaciones están divididas en cinco grupos (Anexo C), donde PAHO forma un grupo independiente por ser estadísticamente diferente a todas las demás, se observan diferencias entre PBLA con PMED, CAL, PAGU, PCRUZ y CIN-EXP, PMED, CAL y PAGU difieren con TOR y GAY-PROT (Anexo C).

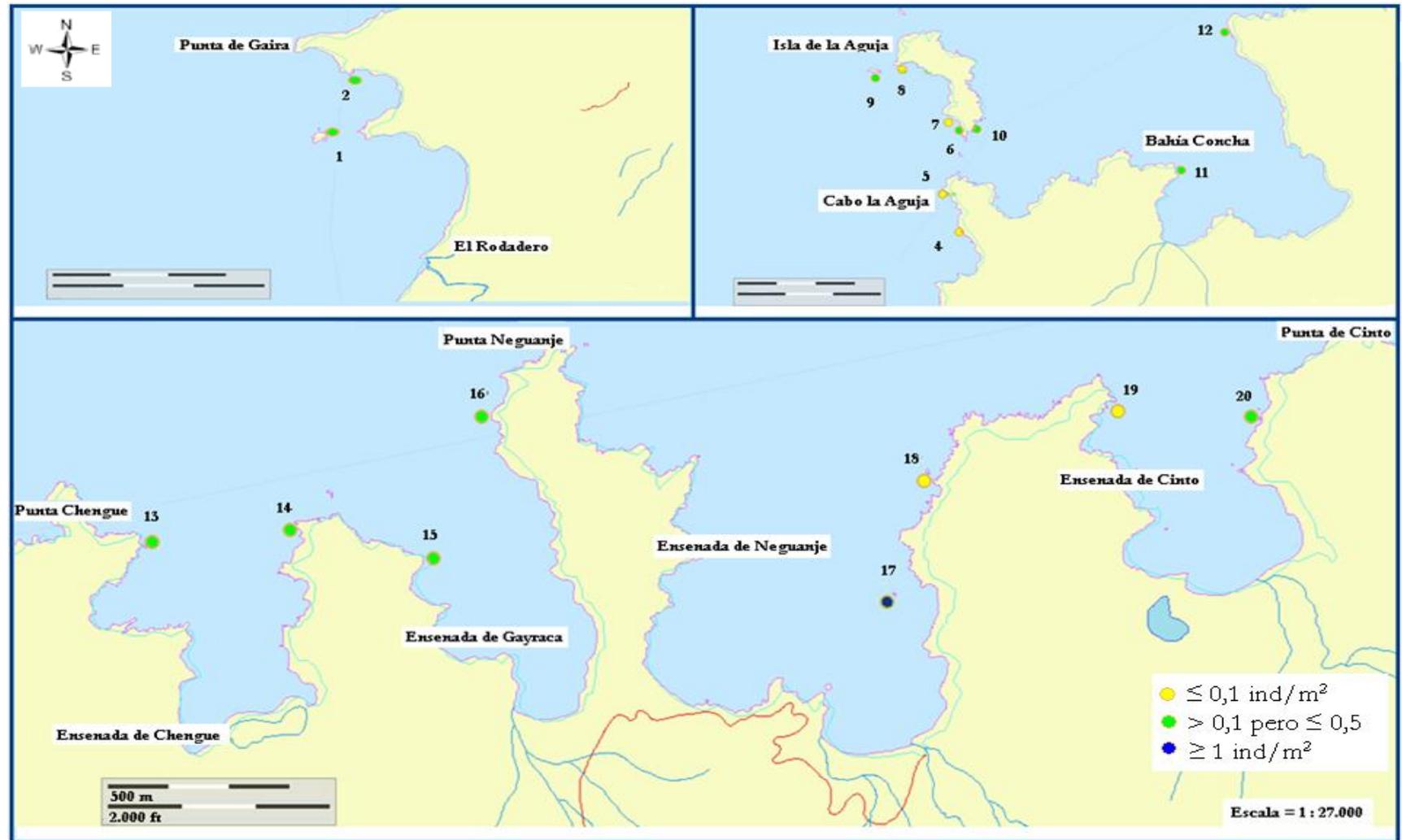


Figura 10. Mapa cartográfico indicando la densidad poblacional de *Colpophyllia natans* y las posiciones más aproximadas de las estaciones de muestreo tomadas con un GPS (Garmin Etrex), donde la sección superior izquierda corresponde a las estaciones de la Ensenada de Gaira (1: IP y 2: PBLA), sección superior derecha corresponde a la primera parte del Parque Nacional Natural Tayrona (4: PMED, 5: CAN, 6: SAL, 7: CAL, 8: PAGU, 9: MLAR, 10: TOR, 11: BGOR y 12: PVIG), y finalmente en la parte inferior del mapa se encuentran el resto de estaciones del PNNT (13: CHEN-EXP, 14: CHEN-PROT, 15: GAY-EXP, 16: GAY-PROT, 17: PAHO, 18: PACRUZ, 19: CIN-EXP y 20: CIN-PROT) (modificado de SIAM, 2009)



7.3. PATRÓN DE DISTRIBUCIÓN ESPACIAL

El patrón de distribución hallado varió entre estaciones (Figura 11). En la Ensenada de Gaira la distribución fue agrupada, a diferencia de PNNT donde predominó el patrón homogéneo (Anexo D). Para PNNT 1 en tres estaciones se presentó un patrón agrupado (MLAR, TOR y BGOR), al igual que en PNNT 2 (CHEN-EXP, CHEN-PROT y GAY-PROT), y en este último sector se observó la única estación con un patrón de distribución al azar.

7.4. ESTRUCTURA DE TALLAS

Las tallas de las colonias de *C. natans* variaron ampliamente entre 1.43 y 168 213.44 cm² (Tabla 2). Para toda el área de estudio la talla promedio fue de 8352.36 ± 17 322.5 cm² y por sectores fue de 9146.63 ± 16 056.1 cm² para la Ensenada de Gaira, de 14 219.12 ± 25 296.9 cm² PNNT 1 y de 5283.74 ± 10 816.1 cm² para PNNT 2. Las mayores tallas promedio se hallaron en PNNT 1 (Tabla 2) y en general predominaron las colonias de grandes tamaños (Figura 11). Sin embargo, en las últimas bahías del PNNT las colonias fueron de todos los tamaños y fue donde se observó la mayor cantidad de colonias jóvenes. Adicionalmente fue en este sector donde se encontró el mayor número de colonias.

Aunque en la Ensenada de Gaira no se encontraron colonias de tallas pequeñas, los datos se ajustaron a una distribución normal (Tabla 2). Para los sectores de PNNT 1 y PNNT 2 la distribución no fue normal, aunque se encontraron colonias de todas las tallas (Anexo E) y los valores del sesgo estandarizado y de la curtosis estandarizada se encuentran dentro del rango esperado para datos que provienen de una distribución simétrica (Tabla 2). Una vez realizada la prueba de Kruskal Wallis, la prueba de comparaciones múltiples de Duncan agrupo a los sectores de Ensenada de Gaira y PNNT 1 y dejó aparte a PNNT 2.

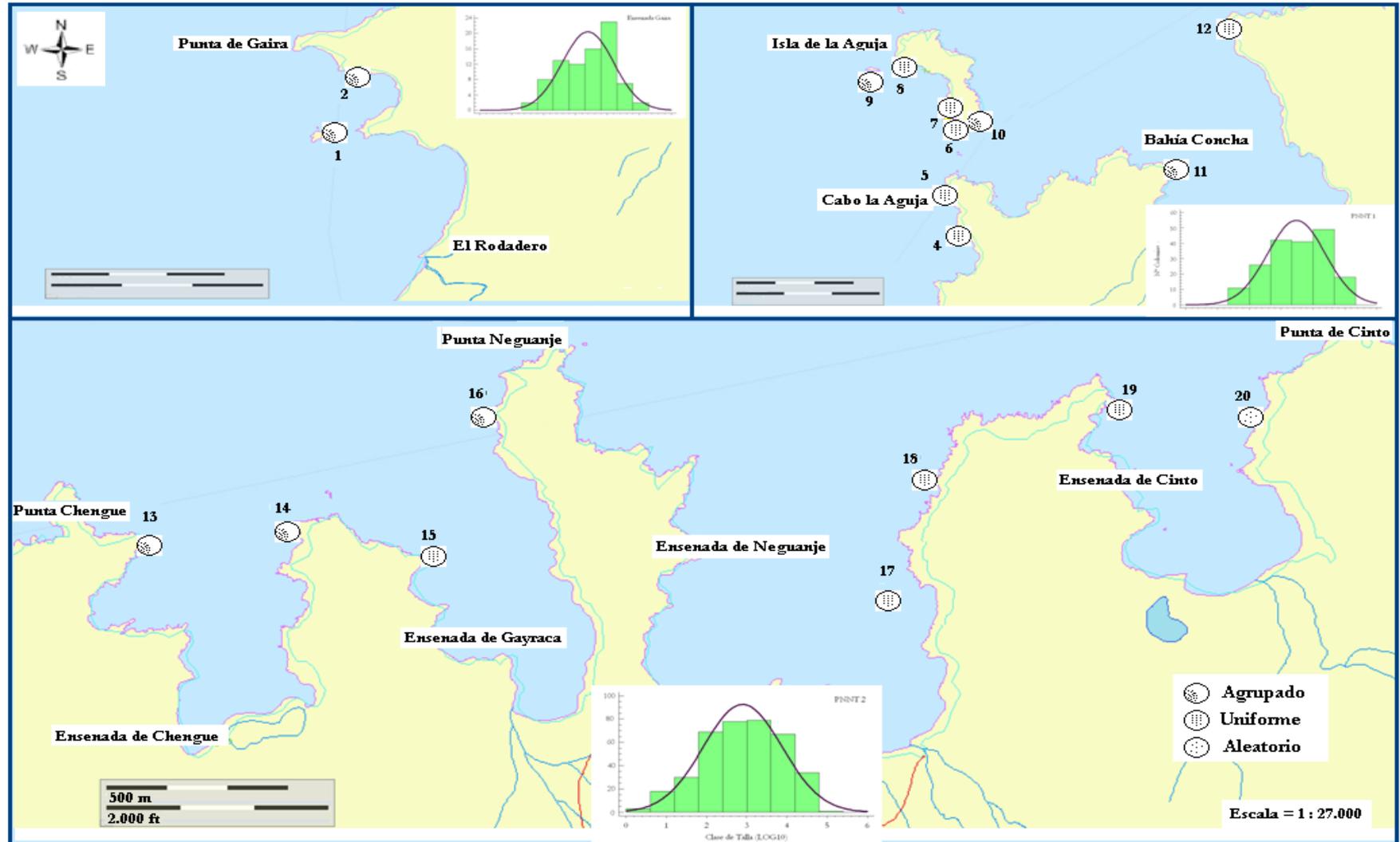


Figura 11. Mapa cartográfico indicando el patrón de distribución de *Colpophyllia natans* y la distribución de frecuencias con los datos tranformados (LOG 10) con línea de tendencia central (Eje X: Clase de talla; Eje Y: N° Colonias), donde la sección superior izquierda corresponde a las estaciones de la Ensenada de Gaira (1: IP y 2: PBLA), sección superior derecha corresponde a la primera parte del Parque Nacional Natural Tayrona (4: PMED, 5: CAN ,6: SAL 7: CAL, 8: PAGU, 9: MLAR, 10: TOR, 11: BGOR y 12: PVIG), y finalmente en la parte inferior del mapa se encuentran el resto de estaciones del PNNT (13: CHEN-EXP, 14: CHEN-PROT, 15: GAY-EXP, 16: GAY-PROT, 17: PAHO, 18: PACRUZ, 19: CIN-EXP y 20: CIN-PROT) (modificado de SIAM, 2009).

Tabla 2. Estadígrafos de las áreas superficiales de las colonias (tejido vivo + tejido muerto), medidas de forma (sesgo y curtosis estandarizadas) para los sectores (transformación logarítmica 10). \bar{X} : Promedio, S: Desviación estándar; CV: Coeficiente de variación.

Estación	Mínimo (cm ²)	Máximo (cm ²)	$\bar{X} \pm S$ (cm ²)	CV	Sesgo estándar	Curtosis estándar
E GAIRA (LOG 10)	1.49	4.98	3.38 ± 0.81	23.94 %	-0.97	-1.32
IP	47.12	52071.90	5890.32 ± 10233.90	173.74 %		
PBLA	31.42	97691.00	10804.4 ± 18188.10	168.34 %		
PNNT 1 (LOG 10)	1.37	5.22	3.47 ± 0.90	26.06 %	-1.45	-2.14
PMED	131.95	142710.00	23691.6 ± 45087.30	190.31%		
CAN	75.40	168213.00	40905 ± 52380.00	128.05%		
SAL	837.23	69745.70	13141.3 ± 18654.00	141.95%		
CAL	64.80	79746.20	26808.6 ± 26732.90	99.72%		
PAGU	100.53	24872.00	5058.84 ± 8138.03	160.87%		
MLAR	25.13	59815.90	7939.69 ± 13146.30	165.58%		
TOR	23.56	118564.00	14750.3 ± 24486.10	166.00%		
BGOR	100.73	20162.00	4402.99 ± 6140.92	139.47%		
PVIG	37.70	66915.90	13158.7 ± 18327.70	139.28%		
PNNT 2 (LOG 10)	0.15	4.81	2.89 ± 0.97	33.79 %	-1.23	-2.42
CHEN-PROT	1.43	37331.50	3556.25 ± 8008.70	225.20%		
GAY-EXP	70.69	15915.30	5791.05 ± 5357.09	92.51%		
GAY-PROT	9.42	55739.70	8255.65 ± 13043.10	157.99%		
PAHO	3.14	65491.20	6668.08 ± 13333.10	199.95%		
PCRUZ	7.85	22383.80	5069.66 ± 8196.89	161.69%		
CIN-EXP	42.41	12172.10	4310.27 ± 5388.59	125.02%		
CIN-PROT	5.89	12714.00	2553.76 ± 3489.73	136.65%		

7.5. ESTADO DE SALUD

El 54 % de las colonias no presentaron ningún signo de deterioro, las demás colonias (46 %) presentaron mortalidad parcial en una o más partes de la colonia. El 58 % de las estaciones no superaron el 5 % de mortalidad parcial o total. En la estación IP ubicada en la Ensenada de Gaira se encontró la mayor mortalidad (15.68 %) y el menor porcentaje se observó en TOR en PNNT 1. Para las estaciones MLAR, CHE-EXP, CHEN-PROT, BGOR, PBLA, PCRUZ, PAHO y GAY-PROT la mortalidad tuvo porcentajes cercanos a 3 % (Figura 12). Se tuvo en cuenta la desviación estándar del tejido vivo de las colonias por estación, para así determinar el error estándar, ya que es una medida inferencial que depende del tamaño de la muestra (Cumming *et al.*, 2007).

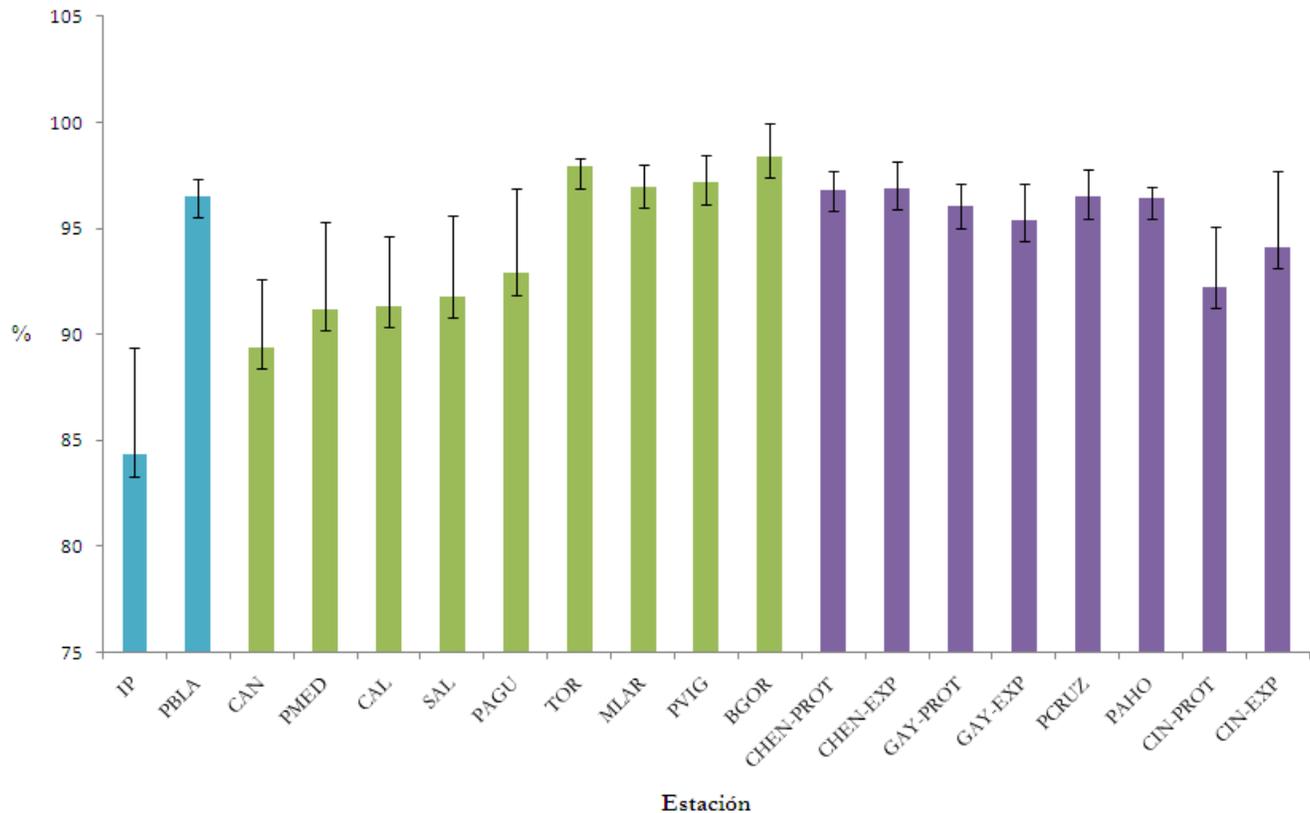


Figura 12. Porcentaje promedio (barra de error estándar) de tejido vivo de las colonias de *Colpophyllia natans* presentes en las diferentes estaciones de muestreo de los tres sectores: Ensenada de Gaira (azul), PNNT 1 (verde) y PNNT 2 (morado).

Las otras condiciones de deterioro (e. g. depredación e invasiones algales) tuvieron baja frecuencia (Figura 13). La observación más frecuente fue la fisión (2.77 %) y el palidecimiento, que es la condición que precede al blanqueamiento fue el signo más común (2.15 %), seguido por la enfermedad de plaga blanca (1.38 %) e invasión por esponjas (0.62 %) (Figura 14). La invasión por algas, depredación por parte de *Stegastes* spp. y volcamiento presentaron la misma frecuencia (0.30 %) (Figura 14). En el caso de la invasión por poliquetos, el blanqueamiento, banda negra y tumores presentaron iguales porcentajes y a su vez, éstos fueron los más bajos (0.15 %).

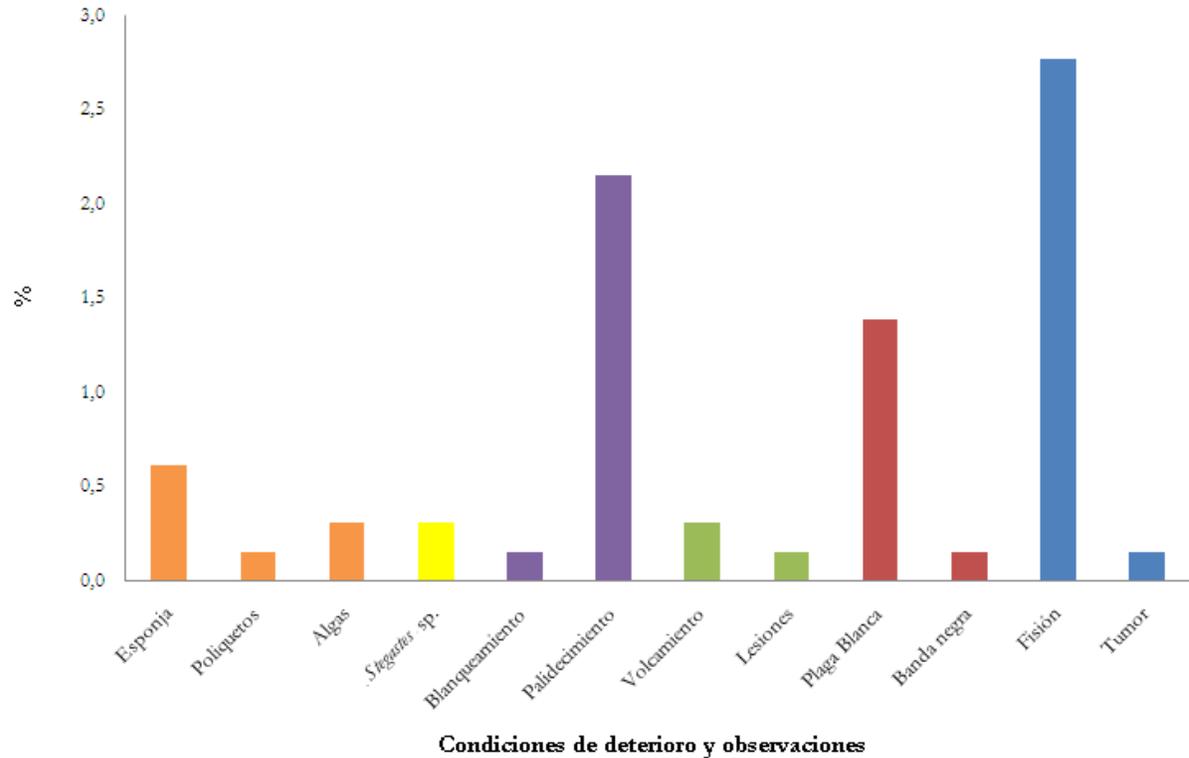


Figura 13. Condiciones de deterioro encontradas en *Colpophyllia natans*. Invasión por organismos sésiles (naranja), agresión por organismos móviles (amarillo), signos generales de deterioro (morado), signos causados por agentes físicos (verde), enfermedades (rojo) y otras observaciones (azul).

En Isla Aguja se observaron todos los signos y condiciones de deterioro descritos, siendo las últimas las más comunes (Figura 15). Las estaciones de las bahías Gaira y Granate presentaron todos los signos y condiciones excepto las causadas por agentes físicos. El resto de las bahías presentó una o dos de los signos o condiciones de deterioro (Figura 15). Los signos y condiciones de deterioro dependen del sector en que se muestreó ($X^2_{24}=46.79$; $P=0.003$). En Isla Aguja la dependencia encontrada fue con los signos de deterioro por agentes físicos (Figura 15; Anexo F). Para Bahía Gaira con enfermedades. En esta Bahía y en la Bahía de Granate se encontró dependencia con invasión de organismos sésiles y en las bahías de Chengue, Gayraca y Neguanje con los signos de deterioro: blanqueamiento y paliddecimiento.

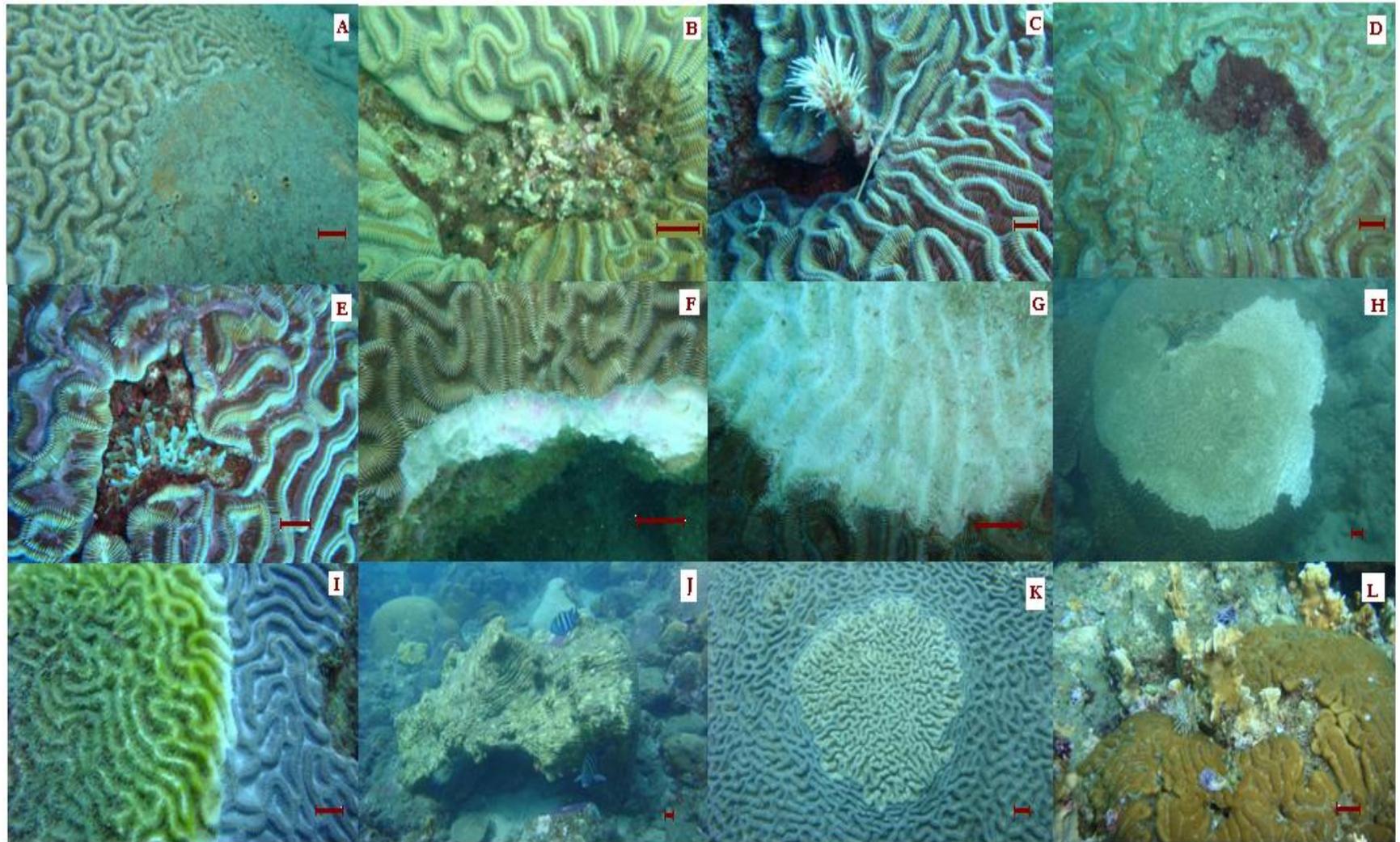


Figura 14. Condiciones de deterioro observadas en *Colpophyllia natans* (la línea roja representa 3 cm). A-E: Invasión por organismos sésiles (A: Esponja, B y C: Poliquetos, D y E: Algas); F y G: Depredación; H: Banda Negra; I: Plaga Blanca; J: Volcamiento; K: Tumor; L: Sobrecrecimiento.



Al hacer comparaciones por grupos más pequeños se aceptó la hipótesis de la dependencia entre las invasiones por organismos sésiles, móviles y las enfermedades ($X^2_4=9.49$; $P=15.59$), con las áreas de muestreo con una mayor afluencia turística, pesca y buceo, como es Ensenada de Gaira, Granate e Isla Aguja (Figura 15).

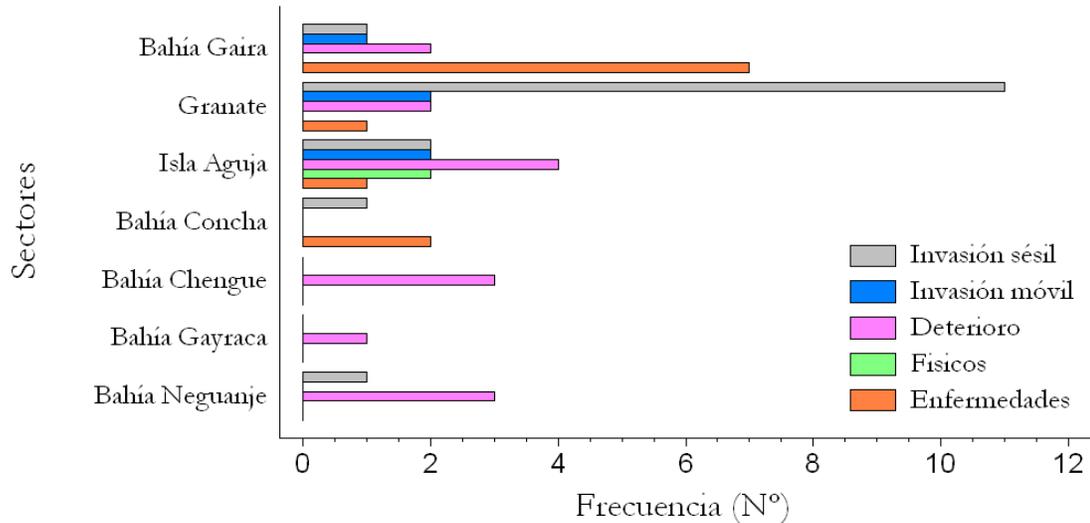


Figura 15. Frecuencia de signos y condiciones de deterioro encontrados en *Colpophyllia natans* en algunos sectores de muestreo.

7.6. COMPLEJIDAD DEL SUSTRATO

El índice de rugosidad presentó valores muy similares entre estaciones (Figura 16), oscilando entre 1.27 y 1.76, con un promedio de 1.44 ± 0.15 . Los valores más bajos se encontraron en PCRUZ, BGOR y TOR y los más altos en GAY-PROT y PAHO. Al mirar la fuerza de asociación entre la rugosidad y la abundancia de *C. natans*, por medio de los coeficientes de Spearman ($r_s=0.49$; $p=0.03$), se encontró que la correlación es significativamente diferente de cero.

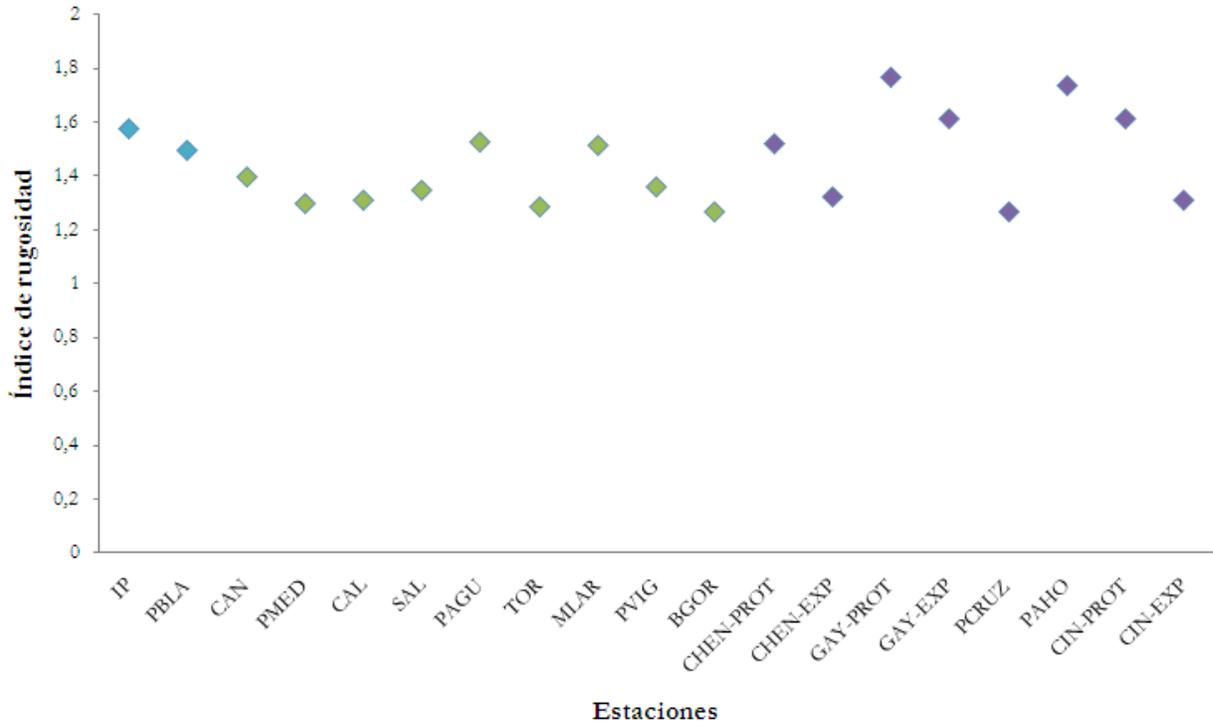


Figura 16. Índice de rugosidad para cada una de las estaciones muestreadas ubicadas en la Ensenada de Gaira (azul), PNNT 1 (verde) y PNNT 2 (morado).

7.7. EXPOSICIÓN AL OLEAJE Y ÁREA SUPERFICIAL DE LAS COLONIAS

Los resultados obtenidos en la tabla de contingencia indican que hay dependencia entre las tallas de las colonias de *C. natans* y la exposición de las estaciones al oleaje (Anexo G), de tal manera que hay una mayor cantidad de colonias en las estaciones protegidas y además hay una mayor cantidad de colonias de todas las tallas, lo cual se observa en que todas las categorías establecidas para las tallas de las colonias están en las zonas protegidas (Figura 17). Las colonias de *C. natans* que alcanzaron tallas superiores a 50 000 cm², no predominaron ni en las estaciones expuestas ni en las protegidas, a diferencia de las colonias más pequeñas. Las colonias de tallas grandes que fueron las que predominaron en este estudio se caracterizaron por presentarse en los dos tipos de exposición al oleaje pero la cantidad de colonias en las zonas protegidas es muy superior a las no protegidas del oleaje a lo largo de toda el área de estudio.

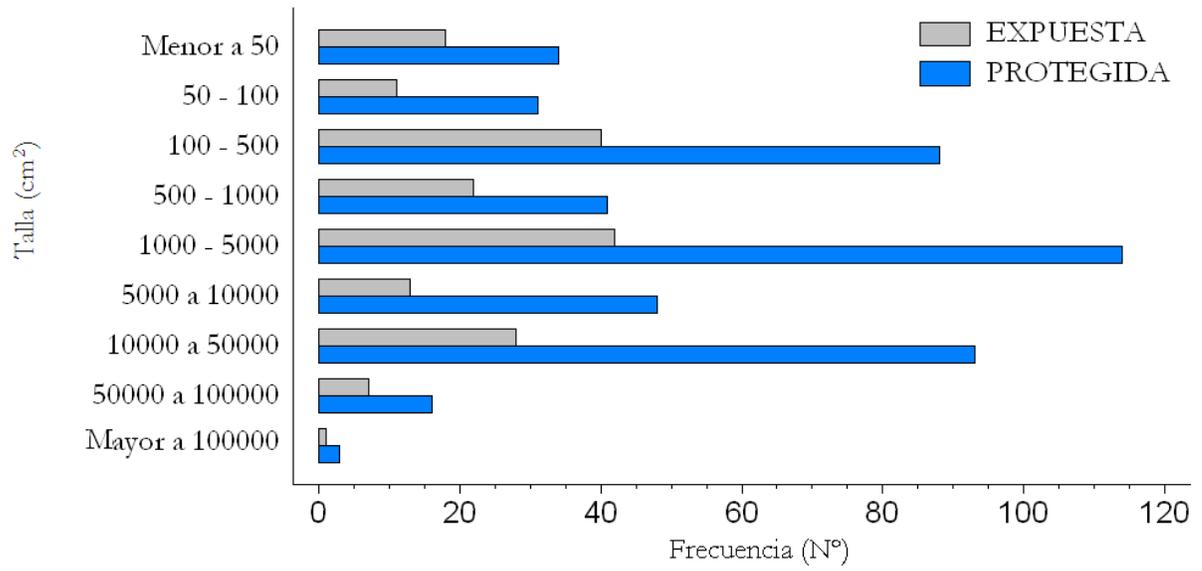


Figura 17. Grado de exposición al oleaje relacionado con el tamaño de *Colpophyllia natans*.



8. DISCUSIÓN DE RESULTADOS

8.1. DISTRIBUCIÓN

La ausencia de *C. natans* en el Morro de Santa Marta puede explicarse por el deterioro de los arrecifes de la zona como causa de la influencia de aguas continentales, coloides, sedimentos, hidrocarburos y la actividad portuaria durante las últimas décadas (Troncoso *et al.*, 2009). Zea (1990 En: Castro, 2003) asegura que en esta zona existían grandes colonias de *C. natans* las cuales desaparecieron, posiblemente como resultado de la actividad portuaria, que ha venido influyendo hace varios años en la morfología de la costa de la Bahía de Santa Marta. La ausencia también puede ser atribuida a la mayor dominancia actual de algas en los ecosistemas arrecifales (Zea, 1993). A lo anterior, se suma que esta estación está ubicada cerca al área urbana de Santa Marta y en cercanías al emisario submarino, lo cual puede inhibir el desarrollo de especies coralinas por la contaminación orgánica. Vega-Sequeda (2006) establece que *C. natans* es la especie dominante en el Morro. Es posible que los cambios en las especies de coral en el Morro no se limiten a *C. natans*, por lo menos para el caso de las esponjas se ha reportado un aumento en abundancia asociado posiblemente a la mayor capacidad que tienen estos organismo de usar el material disuelto (Zea, 1993).

Las modificaciones en las formaciones coralinas de la Bahía de Santa Marta son comunes para toda el área de estudio (Garzón-Ferreira y Díaz, 2003). Según lo encontrado en este estudio y en concordancia con lo expuesto por Marrugo (2009) es posible que *C. natans* esté sufriendo un deterioro que la está llevando a ser una especie común cuando antes era una de las dominantes (Castro, 2003).



8.2. ABUNDANCIA

Además de la desaparición de *C. natans* de El Morro, la densidad encontrada en el resto de estaciones se considera como baja. De especial interés es la alta abundancia encontrada en la estación PAHO, en la Bahía de Neguanje. Aunque esta Bahía tiene similitudes con algunas de las Bahías del Parque, está considerada como una de las áreas arrecifales de mayor diversidad de la costa Caribe colombiana, favorecida por las estribaciones de la Sierra Nevada (Werding, 1976) y esto puede estar creando un ambiente poco perturbado que esté permitiendo el desarrollo de las colonias (Zea, 1993).

La baja abundancia encontrada en el presente trabajo y la disminución de cobertura de la especie en el área de estudio, según lo reportado por Marrugo (2009), Castro (2003) y Zea (1993) entre otros, puede deberse a que toda esta área tiene una fuerte influencia de aguas continentales, ya que estas no solo provienen de los diversos ríos que desembocan en la zona sino de los aportes de la Ciénaga Grande, este tipo de aportes no solo es de agua dulce sino también de coloides y sedimentos, lo cual interfiere en el óptimo desarrollo de especies formadoras de arrecife como es el caso de *C. natans* (Troncoso *et al.*, 2009; Prahly y Erhardt, 1985). La baja densidad encontrada en las estaciones de Bahía Concha puede estar relacionada con el deterioro que esta muestra por el aumento de las actividades antrópicas y a que en el sector no se presenta el desarrollo de comunidades coralinas debido a que hay un predominio de sustrato arenoso, de tal manera que las condiciones no son favorables por la inestabilidad del sustrato (Prahly y Erhardt, 1985). La abundancia registrada para Bahía Chengue es consistente con lo reportado en estudios anteriores (Rodríguez-Ramírez y Garzón-Ferreira, 2003; Werding y Erhardt, 1976; Garzón-Ferreira y Cano, 1990).

Aunque no existe un estudio que evalúe la densidad poblacional de *C. natans*, se afirma que ésta es baja comparada con las densidades de otras especies de corales escleractíneos que también alcanzan grandes tamaños. Un claro ejemplo es *S. siderea*, la cual en Cuba supera los 4 ind m⁻² y en Barbados es superior a 1 ind m⁻², aunque en el caso de Colombia la mayor densidad reportada es de 0.2 ind m⁻² (Alcolado *et al.*, 1999 y Lewis, 1997; En: Salazar, 2007) y para *D. labyrinthiformis* es de 0.02 ind m⁻² (Giraldo, 2007).



8.3. PATRÓN DE DISTRIBUCIÓN ESPACIAL

La variación en el patrón de distribución encontrada entre Ensenada de Gaira, PNNT 1 y PNNT 2, puede deberse a las diferencias ambientales de las áreas. Los aporte continentales y el mayor uso por parte del sector turístico en Gaira respecto al PNNT (Troncoso *et al.*, 2009) pueden explicar dichas variaciones. Es posible que la distribución agrupada de las colonias en Gaira este reflejando que las colonias en estas zonas están bajo condiciones en las que puedan sobrevivir. No es posible hablar de condiciones adecuadas debido a la ausencia de colonias pequeñas, por lo cual se puede asegurar que se está presentando una dispersión limitada, lo cual se ve evidenciado en que la distribución de frecuencias tiende hacia las tallas grandes (Vallejo y Galeano, 2009; Castro, 2000). Por otro lado, el patrón uniforme en PNNT es común en colonias grandes, hay que tener en cuenta que se presentó un predominio de colonias viejas y de gran tamaño, indicando que las colonias jóvenes están más separadas de sus padres potenciales (Vallejo y Galeano, 2009). Para determinar la distribución de *C. natans* hay que tener en cuenta su capacidad de flotación, ya que este es el principal mecanismo para su distribución, de otra manera podría establecerse una interpretación ecológica incorrecta (Kornicker y Squires, 1962). Por esta razón tendría que realizarse un estudio de la capacidad de flotación que presenta esta especie y como se está presentando la dispersión en el área de estudio.

8.4. ESTRUCTURA DE TALLAS

Siguiendo las asociaciones entre las variables ambientales y las frecuencias de tallas propuestas por varios autores como Bak y Meesters (1998) y Meesters *et al.* (2001) es posible sugerir que los resultados de estructura de tallas de *C. natans* en el área de estudio demuestran el efecto de actividades relacionadas con el turismo (SM y PNNT 1) en donde dominan las tallas grandes. La dominancia de colonias grandes evidencia la mayor sobrevivencia de estas colonias, la mortalidad total de colonias medianas y pequeñas, y el no reclutamiento de nuevos individuos (Bak y Meesters, 1998; Meesters *et al.*, 2001). Se ha demostrado que los cambios en las condiciones ambientales afecta a colonias adultas en la tasa de crecimiento, la sobrevivencia y la capacidad de reproducirse sexualmente, así como la frecuencia de reclutamiento lo que finalmente tiene consecuencias en la dinámica poblacional (Gilmour, 2004). Consecuentemente es posible sugerir que SM y PNNT 1 pueden considerarse como sectores degradados.



La presencia, aunque sea baja, de colonias pequeñas en el sector denominado PNNT 2 sugiere una mejor calidad ambiental para *C. natans* y por tanto mejores perspectivas en el mantenimiento de las poblaciones de esta especie. Sin embargo, debe tenerse en cuenta que la presencia de colonias pequeñas puede ser el resultado de mortalidad parcial o reclutamiento, un solo factor o la combinación de estos puede ocasionar cambios en la estructura de tallas de la población (Meesters *et al.*, 2001). Aunque para poder asegurar si se trata de colonias jóvenes o resultado de la mortalidad parcial se debe realizar un monitoreo de las poblaciones, se hace necesario recalcar, como ya se mencionó, que para este sector se reconocieron positivamente varias colonias jóvenes.

En general, por los resultados encontrados en este estudio se puede sugerir que por la presencia de colonias de gran tamaño de *C. natans* la especie se mantendrá en el área de estudio. Sin embargo, se recomienda que se realice un monitoreo sobre los cambios en la estructura de tallas para poder determinar si las poblaciones están estables, creciendo o decreciendo y relacionar dicho estado con los factores bióticos y abióticos de la zona. Lo anterior permitirá un mejor acercamiento sobre la dinámica poblacional de la especie (Gilmour, 2004; Meesters *et al.*, 2001).

8.5. ESTADO DE SALUD

Las estaciones con el mayor porcentaje de tejido muerto se encontraron en la Ensenada de Gaira y en PNNT 1, en estos sectores hay un efecto directo del turismo en los ecosistemas coralinos, donde se ignora la capacidad de carga, causándoles daño y contribuyendo a su deterioro paulatino, y de paso a la presencia de enfermedades (Barker y Roberts, 2004; Prior *et al.*, 1995; Rouphael y Inglis, 1995; Allison, 1996; Harriott *et al.*, 1997; Medio *et al.*, 1997). Se ha probado que en corales masivos como *C. natans*, existe un mayor impacto del estrés de fondo en presencia del buceo (Hawkins *et al.*, 1999) como es el caso de las estaciones de PNNT 1, donde se encuentran los sitios de buceo más concurridos (Leal y Maldonado, 2003). Esta actividad tiene un efecto directo debido al contacto intencional y no intencional con el ecosistema coralino cuando se llevan cámaras subacuáticas por malas técnicas en cuanto a natación, no manejar la flotabilidad o simplemente ignorancia (Barker y Roberts, 2004). Este tipo de impacto sobre el ecosistema también puede aumentar la susceptibilidad



de las colonias a enfermarse, disminuyendo la tolerancia a algún tipo de disturbio por parte de toda la comunidad coralina (Hawkins *et al.*, 1999), por este motivo solo se observaron lesiones por agentes físicos en sectores de buceo.

Los bajos porcentajes de mortalidad parcial y que se observara únicamente en colonias de gran tamaño, puede explicarse por la fuerte dependencia existente entre la mortalidad parcial y total de las colonias con el tamaño, además teniendo en cuenta que en las poblaciones de corales masivos es mayor la pérdida de tejido vivo que la mortalidad de la colonia entera (Bak y Meesters, 1998; Hughes y Jackson, 1985). El predominio de colonias grandes en toda el área de estudio muestra que las tallas mayores son las más resistentes, a pesar de presentar mortalidades parciales, lo cual puede verse como normal basándose en que a medida que la talla es mayor, también lo es su mortalidad parcial y la fisión (Lewis, 1997; Hughes y Jackson, 1985). Se debe resaltar que la recuperación de las colonias de gran tamaño de esta especie puede tardar cientos de años, teniendo en cuenta que el crecimiento anual de *C. natans* es de 6.39 ± 2.21 mm (Castro, 2000).

El cambio en los ecosistemas arrecifales y la disminución de especies de corales escleractíneos en el área de Santa Marta ha afectado especies como *C. natans*, aunque en este estudio no se tuvo en cuenta la cobertura algal es importante resaltar que las condiciones de la zona están favoreciendo su crecimiento (Vega-Sequeda, 2006; Mejía-Niño, 2001). Durante los últimos años se ha venido presentando un incremento en la dominancia de macroalgas en los ecosistemas arrecifales en el Caribe, no siendo excepción el Caribe colombiano, de tal manera que ha cambiado la estructura de la comunidad y han disminuido los corales escleractíneos, todo esto se debe a diversos factores naturales y antropogénicos (Edmunds y Carpenter, 2001). Se ha comprobado que el incremento algal no es una consecuencia de la mortalidad coralina, por el contrario el hecho de que las algas reemplacen corales escleractíneos está ocasionando su muerte, además hay una influencia directa del sobrecrecimiento algal con respecto al reclutamiento coralino afectando la viabilidad de las poblaciones coralinas (McCook *et al.*, 2001). El balance ecológico entre las algas y corales, está relacionado con las condiciones medioambientales (Knowlton, 2001), ya que la alta cobertura de algas se relaciona con los arrecifes más vulnerables a las actividades humanas, debido a que el reemplazo de algas por corales se está dando por una perturbación extrema en el ecosistema (McCook *et al.*, 2001), como es el caso de la Bahía de Granate, en la cual se vio una mayor invasión sésil por parte de algas.



8.6. COMPLEJIDAD DEL SUSTRATO ARRECIFAL

La rugosidad promedio del presente estudio fue menor a la registrada en el área de Santa Marta por Vega-Sequeda (2006) y se encuentra en el rango registrado para el Gran Caribe, el cual es de 1.1 para México y 2.1 para Barbados (CARICOMP, 1997). Actualmente es muy poco lo que se sabe en cuanto a complejidad del sustrato arrecifal, una de las estaciones con la mayor complejidad arrecifal (PAHO), también presentó la mayor densidad de individuos, pero no fue posible determinar la relación entre este atributo y la presencia/ausencia de la especie de estudio, ya que la estructura del sustrato arrecifal puede favorecer el asentamiento y crecimiento de *C. natans* o por otro lado podría suponerse que por la presencia de esta especie se está dando un cambio en la complejidad del sustrato en el cual se encuentra.

Además del cambio climático mundial con las altas temperaturas y la acidificación oceánica, entre otras, el alto impacto del turismo en la zona y las condiciones a las cuales está sometida la mayor parte del área de estudio, está contribuyendo al deterioro paulatino de los ecosistemas coralinos, no solo el estado de las poblaciones de *C. natans* es preocupante por la falta de reclutas y reemplazamiento en las poblaciones, también lo es el de otros corales escleractíneos y a su vez de los arrecifes de coral en el mundo entero ya que cada vez se reduce más su longevidad (Wilkinson, 2008).

8.7. EXPOSICIÓN AL OLEAJE Y ÁREA SUPERFICIAL DE LAS COLONIAS

Las colonias de *C. natans* dominaron en las zonas protegidas del oleaje gracias a que las condiciones de baja turbidez y sedimentación pueden favorecer el crecimiento de la especie, ya que de otra manera se vería afectado su desarrollo al no alimentarse por tener los pólipos retraídos (Zea, 1993). El sector de PNNT 2 al estar más protegido por las estribaciones de la sierra nevada de Santa Marta puede verse menos afectado por vientos y corrientes, aunque no solo en los costados protegidos de este sector se presentó un predominio de colonias de todos los tamaños, esto puede atribuirse a que la protección que le brindan estas zonas a las poblaciones de *C. natans* crea un ambiente más propicio para el desarrollo de corales pétreos ya que se está evitando en un cierto grado la resuspensión de sedimentos (Franco, 2005; Henaó, 2008). Puede pensarse que las colonias logran crecer y



desarrollarse en las áreas menos expuestas al oleaje porque no gastan energía en la remoción de sedimento, basándose en que esta especie es propensa a acumular sedimento (Leal y Maldonado, 2003) y la capacidad de limpieza depende de la cantidad de sedimento, así como de su composición y el tamaño de la colonia (Acosta, 1993 En: Leal y Maldonado, 2003).



9. CONCLUSIONES

Las poblaciones de *Colpophyllia natans* en Santa Marta y el Parque Nacional Natural Tayrona, están dominadas por colonias viejas, lo cual indica un bajo reclutamiento y/o una alta mortalidad de colonias pequeñas, de tal manera que no se está presentando un reclutamiento en la población. Por esta razón la sobrevivencia de las poblaciones puede estar en entredicho.

Colpophyllia natans se está manteniendo, gracias a la tolerancia de las colonias grandes a los disturbios de la zona y a la baja incidencia de enfermedades. Aunque existe un predominio de tejido vivo sobre tejido muerto, la mortalidad parcial sugiere que el área de tejido vivo se está reduciendo, lo que puede afectar la capacidad reproductiva de las colonias y a largo plazo su persistencia.

La presencia de signos de deterioro en las colonias de *Colpophyllia natans* se vio restringida a las zonas con una mayor afluencia turística, de tal manera que las actividades antrópicas están afectando la permanencia de la especie.

La ausencia de *Colpophyllia natans* en el Morro de Santa Marta, puede deberse a la actividad portuaria, influencia de hidrocarburos, sedimentos, coloides y al deterioro que se ha presentado en el sector en la últimas décadas.



10. RECOMENDACIONES

Se recomienda un estudio a largo plazo para determinar la capacidad de recuperación de colonias adultas, ya que la persistencia de especies masivas como *Colpophyllia natans* ayuda a asegurar la supervivencia y el mantenimiento del arrecife en el tiempo. Además realizar más estudios de este tipo y ampliarlos a todas las especies de coral para poder inferir, conjuntamente con otros estudios, el futuro de los arrecifes de coral.



11. BIBLIOGRAFÍA

- Acosta, A., C. Martínez, N. Manrique y A. Vásquez. 2002. Caracterización de las poblaciones de *Diploria strigosa* (Danna, 1948) y *Colpophyllia natans* (Houttuyn, 1772) orden scleractinio en las zonas de corales mixtos de la Bahía de Gaira, Caribe colombiano. Seminario de Investigación II. Univ. Jorge Tadeo Lozano. Santa Marta.
- Allison, W. 1996. Snorkeler damage to reef corals in the Maldive Islands. *Coral Reef*. 15: 215-218.
- Alonso, D., L. Ramírez, C. Segura-Quintero, P. Catillo-Torres, J. Díaz y T. Walschburger. 2008. Prioridades de conservación *in situ* para la biodiversidad marina y costera de la plataforma continental del Caribe y Pacífico colombiano. INVEMAR, The Nature Conservancy-TNC y Unidad Administrativa Especial del Sistema de Parques Nacionales Naturales-UAESPNN. Santa Marta, Colombia. 20 p.
- Ardila, N., G. Navas y J. Reyes. 2002. Libro Rojo de Invertebrados Marinos de Colombia. INVEMAR. Ministerio de Medio Ambiente. La serie Libros Rojos de Especies Amenazadas de Colombia. Bogotá, Colombia. 180 p.
- Aronson, R. y W. Precht. 2006. Conservation, precaution, and Caribbean reefs. *Coral reefs*. DOI 10.1007/s00338-006-0122-9.
- Babcock, R. 1991. Comparative demography of three species of Scleractinian Corals using age-and-size-dependent classifications. *Ecol. Monogr.*, 61(3): 225-244.
- Bak, R. y E. Meesters. 1998. Coral population structure: the hidden information of colony size-frequency distributions. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 162: 301-306.
- Barker, N. y C. Roberts. 2004. Scuba diver behavior and the management of diving impacts on coral reefs. *Biol. Conserv.*, 120(4): 481-489.
- Barrios, L. 2000. Evaluación de las principales condiciones de deterioro de los corales pétreos en el Caribe colombiano. Santa Marta. Tesis M.Sc. Biol. Mar., Univ. Nacional de Colombia. 150 p.
- Barrios, L. y J. Reyes. 1997. Patrones de distribución y notas ecológicas de las anémonas (Anthozoa Actinaria y Corallimorpharia) en formaciones arrecifales del Parque Nacional Natural Tayrona, Caribe colombiano. Tesis Biol. Mar., Univ. Jorge Tadeo Lozano. Santa Marta. 161 p.
- Begon, M., M. Mortimer y D. Thompson. 1996. *Population Ecology: A Unified Study of Animals and Plants*. Third Edition. Blackwell Science Ltd, Oxford, Reino Unido. 247 p.
- Botero, L. 1987. Zonación de Octocorales Gorgonáceos en el Área de Santa Marta y parque Nacional Tayrona, Costa Caribe colombiana. *An. Inst. Inv. Mar. Punta de Betún*. 17: 61-80.
- Bloom, S. *Colpophyllia natans*. <http://www.reefbase.org>. 24/03/2009.
- Brooks, S. 1992. Red-band Disease. http://ourworld.compuserve.com/homepages/mccarty_and_peters/coral/rbdpage.htm. 22/04/2009
- Budd, A. y J. Klaus. 2001. The Origin and early evolution of the *Montastraea* “*annularis*” species complex (Anthozoa: Scleractinia). *J. Paleont.*, 75(3): 527-545.
- Camacho, L. y O. Galvis. 1980. “Bahía Concha, aportes ecológicos” Parque Nacional Tayrona, Mag., Colombia. Tesis Biol. Mar., Univ. Jorge Tadeo Lozano. Santa Marta. 81 p.
- Castro, C. 2003. Cambios en la distribución y estructura de las unidades ecológicas de la bahía de Santa Marta, Caribe colombiano, ocurridos durante las últimas décadas. Tesis Biol. Mar., Univ. Jorge Tadeo Lozano. Santa Marta. 123 p.
- Castro, P. 2000. Monitoreo del crecimiento de las especies coralinas *Colpophyllia natans* (Houttuyn) y *Montastraea cavernosa* (Linnaeus) en Playa Blanca (Bahía de Gaira), Caribe colombiano. Tesis Biol. Mar., Univ. Jorge Tadeo Lozano. Santa Marta. 97 p.



- Castro, P., S. Ibarra y C. Prada. 1999. Monitoreo del crecimiento de las especies coralinas *Colpophyllia natans* (Houttuyn) y *Montastraea cavernosa* (Linnaeus) en Playa Blanca (Bahía de Gaira) Caribe colombiano. Seminario de investigación. Univ. Jorge Tadeo Lozano. Santa Marta.
- CARICOMP. 2001. Methods manual levels 1 and 2: manual of methods for mapping and monitoring of physical and biological parameters in the coastal zone of the Caribbean. CARICOMP Data Management Center. Univ. Wet Indies, Kingston. 85 p.
- CARICOMP. 1997. CARICOMP monitoring of coral reefs. Proc 8th Int. Coral Reef Sym., 1: 651 – 656.
- Carr, M. 2000. Marine protected areas: challenges and opportunities for understanding and conserving coastal marine ecosystems. Environ. Conserv., 27(2): 106-109.
- Chasqui-Velasco, L., E. Alvarado, A. Acero y F. Zapata. 2007. Efecto de la herbivoría y coralivoría por peces en la supervivencia de corales transplantados en el Caribe colombiano. Rev. Biol. Trop., 55(3-4): 825–837.
- Coral Reef Monitoring and Assessment. 2004. http://people.uncw.edu/millers/Images_CoralDiseases.htm. 22/04/2009.
- Crabbe, M. y D. Smith. 2002. Computer modelling and estimation of recruitment patterns of non-branching coral colonies at three sites in the Wakatobi Marine Park, S.E. Sulawesi, Indonesia; implications for coral reef conservation. Comput. Biol. Chem., 27: 17-27.
- Cumming, G., F. Fidler y D. Vaux. 2007. Error bars in experimental biology. The journal of Cell Biology., 177(1): 7-11.
- Daniel, W. 2004. Bioestadística. Base para el análisis de las ciencias de la salud. Cuarta edición. Editorial Limusa. México, D.F. 755 p.
- Díaz, J., L. Barrios, M. Cendales, J. Garzón-Ferreira, J. Geister, M. López-Victoria, G. Ospina, F. Parra-Velandia, J. Pinzón, B. Vargas-Angel, F. Zapata. y S. Zea. 2000. Áreas coralinas de Colombia. INVEMAR. Serie de Publicaciones Especiales N° 5. Santa Marta. 176 p.
- Douglas, A. 2003. Coral bleaching – how and why? Mar. Pollut. Bull., 46: 385-392.
- Edmunds, P. y R. Carpenter. 2001. Recovery of *Diadema antillarum* reduces macroalgal cover and increases abundance of juvenile corals on a Caribbean reef. Ecol. PNAS, 98: 5067-5061.
- Escobar, A. 1981. Estudio de algunos aspectos ecológicos y de la contaminación bacteriana en la Bahía de Santa Marta. Tesis Biol. Univ. Antioquia. 196 p.
- Fautin, D. 2002. Reproduction of Cnidaria. Can. J. Zool., 80: 1735-1754.
- Franco, A. 2005. Oceanografía de la ensenada de Gaira: El Rodadero, más que un centro turístico en el Caribe colombiano. Fund. Univ. De Bogotá Jorge Tadeo Lozano. Bogotá. 56 p.
- Garcés, A. 2000. Desarrollo de la enfermedad de lunares oscuros en los corales pétreos *Montastraea annularis* y *Siderastrea siderea* en la bahía de Gayraca, Caribe colombiano. Tesis Biol. Mar., Univ. Jorge Tadeo Lozano, Santa Marta. 101 p.
- Garzón-Ferreira, J. y J. Díaz. 2003. The Caribbean coral reefs of Colombia. En Cortés, J. (ed.): Latin Am. Coral Reefs. Elsevier Science, Amsterdam. 497 p.
- Garzón-Ferreira, J., D. Gil-Agudelo, L. Barrios y S. Zea. 2001. Stony Corals diseases observed in southwestern Caribbean Reefs. Hydrobiología, 460: 65-69.
- Garzón-Ferreira, J. y M. Cano. 1990. Tipos, distribución, extensión y estado de conservación de los ecosistemas marinos costeros del Parque Nacional Natural Tayrona. Versión presentada al Séptimo Concurso Nacional de Ecología “Enrique Pérez Arbelaez” Fondo Para la Protección del Medio Ambiente – FEN Colombia, Santa Marta. 82 p.
- Gil, D. 1998. Características de la incidencia y distribución de la enfermedad de Lunares Oscuros en corales pétreos del Parque Nacional Natural Tayrona Caribe colombiano. Santa Marta. Tesis Biol. Mar., Univ. Jorge Tadeo Lozano, Santa Marta. 114 p.



- Gilmour, J. 2004. Size-structures of populations of the mushroom coral *Fungia fungites*: the role of disturbance. *Coral Reefs*, 23: 493-504.
- Giraldo, A. 2007. Estado actual de los corales *Acropora cervicornis* (Lamarck, 1816), *Acropora palmata* (Lamarck, 1816) y *Diploria labyrinthiformis* (Linneaus, 1758) en el Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo. Tesis Biol. Mar., Univ. Jorge Tadeo Lozano, Santa Marta. 102 p.
- González, M. y A. Rojas. 1999. Descripción del Arrecife coralino costero y parches coralinos frente a “Playa del Muerto” con énfasis en las poblaciones de coral escleractinio (Bahía de Neguange, Parque Nacional Natural Tayrona, 1998. Seminario de Investigación. Univ. Jorge Tadeo Lozano. Santa Marta.
- Harriott, V., D. Davis y S. Banks. 1997. Recreational diving and its impact in marine protected areas in Eastern Australia. *Ambio.*, 26: 173-179.
- Hawkins, J., Roberts, C., Van't Hof, T., De Meyer, K., Tratalos, J. y C. Aldam. 1999. Effects of recreational scuba diving on Caribbean coral and fish communities. *Conserv. Biol.*, 13: 888-897.
- Henao, H. 2008. Composición de la comunidad arrecifal bentónica de un área marina protegida (AMP) y un área marina no protegida (NMP) con y sin exposición al buceo. Tesis Biol. Mar., Univ. Jorge Tadeo Lozano. Santa Marta. 61 p.
- Hughes, T. 1989. Community Structure and Diversity of Coral Reefs: The Role of History. *Ecology*, 70(1): 275-279.
- Hughes, T. 1984. Population dynamics based on individual size rather than age: A general model with a reef coral example. *Am. Nat.*, 123: 778-795.
- Hughes, T. y J. Jackson. 1985. Population Dynamics and Life Histories of Foliose Corals. *Ecol. Monog.*, 55: 141-166.
- Knowlton, N. 2001. The future of coral reefs. *PNAS*, 98: 5419-5425.
- Kornicker, L. y D. Squires. 1962. Floating Corals: a possible source of erroneous distribution data. *Limnology y Oceanography.*, 7(4): 447-452.
- Krebs, C. 1999. *Ecological Methodology*. Second Edition. Addison-Welsey Educational Publishers, Inc. USA. 620 p.
- Krebs, C. 1985. *Ecología: Estudio de la Distribución y Abundancia*. Segunda Edición. Harla, México. 753 p.
- Leal, L. y L. Maldonado. 2003. Evaluación del estado de salud de los corales presentes en algunos sitios de buceo del Parque Nacional Natural Tayrona, Caribe colombiano. Tesis Biol. Mar., Univ. Jorge Tadeo Lozano. Santa Marta. 120 p.
- Lewis, J. 1997. Abundance, Distribution and Partial Mortality of the Maassive Coral *Sideratrea siderea* on Degrading Coral Reefs at Barbados, West Indies. *Mar. Pollut. Bull.*, 34: 622-627.
- López, L., J. Rendón, J. Díaz. y J. Laverde. 1998. Estructura y Distribución Actual de las comunidades Coralinas de la Ensenada de El Rodadero, Caribe colombiano. En: Memorias XI Seminario Nacional de Política, Ciencias y Tecnologías del Mar. 31-32.
- López, L. y M. Rendón. 1998. Estructura, distribución y estado actual de las comunidades de la Ensenada del Rodadero, Caribe colombiano. Seminario de investigación. Univ. Jorge Tadeo Lozano, Santa Marta.
- Marrugo, M. 2009. Composición de la comunidad bentónica de parches coralinos dentro y fuera de un área marina protegida (Parque Nacional Natural Tayrona) en zonas con y sin impacto turístico. Tesis Biol. Mar., Univ. Jorge Tadeo Lozano. Bogotá. 88 p.



- Martínez, S. y A. Acosta. 2005. Cambio temporal en la estructura de la comunidad coralina del área de Santa Marta – Parque Nacional Natural Tayrona (Caribe colombiano). *Bol. Invest. Mar. Cost.*, 34: 161–191. ISSN 0122-9761.
- McCook, L., Jompa, J. y G. Díaz-Pulido. 2001. Competition between corals and algae on coral reefs: a review of evidence and mechanisms. *Coral Reefs.*, 19: 400-417.
- Medio, D., R. Ormond y M. Pearson. 1997. Effect of briefings on rates of damage to corals by scuba divers. *Biol. Conserv.*, 79: 91-95.
- Meesters, E., M. Hilterman, E. Kardinal, M. Keetman, M. Vries y R. Bak. 2001. Colony size-frequency distributions of scleractinian coral populations: spatial and interspecific variation. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 209: 43-54.
- Meesters, E., M. Noordeloos y R. Bak. 1994. Damage and regeneration: links to growth in the reef building coral *Montastraea annularis*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 112: 119-128
- Mejía-Niño, N. 2001. Efecto e incidencia de las interacciones alga-coral en comunidades coralinas de dos bahías de la región de Santa Marta (Caribe colombiano) con distinto grado de influencia antropogénica. Tesis Biol. Mar., Univ. Jorge Tadeo Lozano. Bogotá. 176 p.
- Mejía-Niño, N. y J. Garzón-Ferreira. 2003. Dinámica de las interacciones alga-coral en dos bahías de la región de Santa Marta (Caribe colombiano) con distinto grado de influencia antropogénica. *Bol. Invest. Mar. Cost.*, 32: 243–261.
- Milton, J. 2001. Estadística para biología y ciencias de la salud. Tercera Edición. McGraw-Hill, Interamericana. España. 592 p.
- Moberg, F. y C. Folke. 1999. Ecological goods and services of coral reef ecosystems. *Ecol. Econ.*, 29: 215–233.
- Mónaco, C., E. Villamizar y S. Narciso. 2008. Tasa de depredación de *Coralliophila abbreviata* (Neogastropoda: Coralliophilidae) sobre algunas especies coralinas del Parque Nacional Morrocoy, Venezuela. *Rev. Biol. Trop.*, 56: 235–246.
- Moreno, L. 1979. Especies de vertebrados identificados en el Parque Nacional Natural Tayrona. INDERENA. 15 p.
- Moreno, M., J. Valderrama y M. Torres. 2000. Estructura y Distribución de corales negros (Anthozoa: Antipatharia) presentes en el Morro de Gaira, Ensenada de Gaira, Caribe colombiano. Seminario de investigación. Univ. Jorge Tadeo Lozano. Santa Marta. 47 p.
- Paz-García, D. y H. Reyes-Bonilla. 2006. Variaciones temporales en la tasa de regeneración a lesiones artificiales de dos morfotipos de *Porites panamensis*. *Cienc. Mar.*, 32(1B): 187–194.
- Pizarro, V. 2002. Dinámica poblacional de corales cerebro (Scleractinia: Faviidae) en la Isla de San Andrés, Caribe suroccidental: una aproximación. Tesis M.Sc. Biol. Mar., Univ. Nacional. Bogotá, Colombia. 65 p.
- Pomeroy, R., J. Parks. y L. Watson. 2004. How is your MPA doing. A guidebook of Natural and Social Indicators for Evaluating Marine Protected Area Management Effectiveness. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK. 216 p.
- Prahl, H. y H. Erhardt. 1985. Colombia – Corales y arrecifes coralinos. Publicación FEN. Colombia. 295 p.
- Prior, M., R. Ormond, R. Hitchen y C. Wormald. 1995. The impact of natural resources of activity tourism: a case study of diving in Egypt. *International Journal of Environmental Studies.*, 48: 201-109.
- Ramírez, G. 1983. Características fisicoquímicas de la Bahía de Santa Marta (agosto 1980-julio 1981). *An. Inst. Invest. Mar.*, 13: 111-121.
- Rabinovich, J. 1978. Ecología de Poblaciones Animales. (Serie de Biología. Monografía N° 21). OEA. Washington, 114 p.



- Reyes, J. y N. Santodomingo. 2002. Manual de identificación CITES de invertebrados marinos de Colombia. Serie de documentos generales/INVEMAR; N°8; Serie de Manuales de identificación CITES. Colombia. 100 p.
- Rodríguez-Ramírez, A. y J. Garzón-Ferreira. 2003. Monitoreo de arrecifes coralinos, pastos marinos y manglares en la Bahía de Chengue (Caribe colombiano) 1993 – 1999. INVEMAR, Serie de Publicaciones Especiales N° 8, Santa Marta. 170 p.
- Rogers, C., T. Sucharek y F. Pecora. 1982. Effects of hurricanes David and Frederic (1979) in shallow *Acropora palmate* communities: St. Croix, U.S. Virgin Islands. Bull. Mar. Sci., 32: 532-548.
- Rojas, X., A. Trujillo y N. Valencia. 1999. Caracterización de la reproducción sexual de los corales (Scleractinia) *Colpophyllia natans* (Houttuyn, 1772) y *Diploria strigosa* (Dana, 1848) en Playa Blanca, Bahía Gaira, Caribe colombiano. Seminario de Investigación. Univ. Jorge Tadeo Lozano. Santa Marta.
- Rosenberg, E. y Y. Loya. 2004. Coral Health and Disease. Springer-Verlag. Berlin, Heidelberg. 488 p.
- Rouphael, A. y G. Inglis. 2002. Increased spatial and temporal variability in coral damage caused by recreational scuba diving. Ecological applications. 12 (2): 427-440.
- Ruppert, E. y R. Barnes. 1995. Zoología de los Invertebrados. Sexta Edición. McGraw-Hill Interamericana Editores, S.A. México. 1114 p.
- Salazar, D. 2007. Distribución, Abundancia, Estructura de tallas y Estado de salud de *Siderastrea siderea* (Ellis y Solander 1786) (Scleractinia: Siderastreidea) en el área marina protegida (AMP) “Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo” (PNNCRSB). Tesis Biol. Mar., Univ. Jorge Tadeo Lozano, Bogotá. 104 p.
- Schuhmacher, H. 1978. Arrecifes Coralinos. Su extensión, mundo animal y ecología. Ediciones Omega, S. A. Barcelona. 290 p.
- SIAM, 2009. Sistema de Información Ambiental marina de Colombia. GeoVisor <http://geoportal.invemar.org.co/?q=node/1>
- Sturges, H. 1926. The choice of a class interval. j. Amer. Statist. Assoc., 21: 65.66. En: Hyndman, R. 1995. The problema with Sturges’ rule for constructing histograms. <http://robjhyndman.com/papers/sturges.pdf>. 25/04/2009.
- Sutherland, K., J. Porter y C. Torres. 2004. Disease and immunity in Caribbean and Indo-Pacific zooxanthellate corals. Mar. Ecol. Prog. Ser., 266: 273-302.
- Troncoso, W., L. Vivas, J. Sánchez, S. Narváez, L. Echeverry y J. Parra. 2009. Diagnóstico y evaluación de la calidad ambiental marina en el Caribe y el Pacífico colombiano. Red de vigilancia para la conservación y protección de las aguas marinas costeras de Colombia-REDCAM. Informe técnico 2009. INVEMAR. Santa Marta, 185 p.
- Vallejo, M. y G. Galeano. 2009. Cambios a corto plazo en los patrones de distribución espacial de nueve especies de plantas comunes en un bosque nublado al sur-occidente de Colombia. Caldasia., 31(1): 77-98.
- Vega-Sequeda, J. 2006. Formaciones coralinas del área de Santa Marta: Estado y Patrones de distribución espacial de la comunidad bentónica. Tesis Biol. Mar., Univ. Jorge Tadeo Lozano. Santa Marta. 75 p.
- Vega-Sequeda, J., A. Rodríguez-Ramírez, M. Reyes-Nivia y R. Navas-Camacho. 2008. Formaciones coralinas del área de Santa Marta: Estado y Patrones de Distribución espacial de la comunidad bentónica. Bol. Invest. Mar. Cost., 37: 87–195.



- Vergara, J. 1997. Efectos del coral de fuego *Millepora* spp (Milleporina: Hidrozoa) y las grietas de las rocas sobre la distribución de especies de tapete algas en el Morro de Gaira, Caribe colombiano. Tesis Biol. Mar., Univ. Jorge Tadeo Lozano. Santa Marta. 68 p.
- Veron, J. 2000. Corals of the World. Australian Institute of Marine Science. Townsville, Australia. 1410 p.
- Vidal, A., C. Villamil y A. Acosta. 2005. Composición y densidad de corales juveniles en dos arrecifes profundos de San Andrés Isla, Caribe colombiano. Bol. Invest. Mar. Cost., 34: 211-225. ISSN 0122-9761.
- Villa, A. 2001. Caracterización de las formaciones coralinas de la Bahía de Cinto, Parque Nacional Natural Tayrona, Caribe colombiano, de acuerdo con la Ecología del paisaje. Tesis Biol. Mar., Univ. Jorge Tadeo Lozano. Santa Marta. 73 p.
- Weil, E. 2001. Caribbean coral reef diseases, status and research needs. Priorities for Caribbean Coral Reef Research. Miami, Florida. 10 p.
- Weil, E. y N. Knowlton. 1994. A Multi-character analysis of the caribbean coral *Montastraea annularis* (Ellis and Solander, 1786) and its two sibling species, *M. faveolata* (Ellis and Solander, 1786) and *M. franksi* (Gregory, 1895). Bull. Mar. Sci., 55(1): 151 – 175.
- Werding, B. 1976. Estudio ecológico en la Bahía de Neguanje, Parque Nacional Natural Tayrona: Informe final. Colciencias. 118 p.
- Werding, B. y H. Erhardt. 1976. Formaciones coralinas de la Ensenada de Chengue. Colombia. Corales y arrecifes coralinos. Henry Von Prahl y Harry Erhardt (eds). Fondo para la Protección del Medio Ambiente “José Celestino Mutis” FEN Colombia. Bogotá. 240-244.
- Whelan, K., Miller, J., Sanchez, O. y M. Patterson. 2007. Impact of the 2005 coral bleaching event on *Porites porites* and *Colpophyllia natans* at Tektite Reef, US Virgin Islands. Coral Reefs, 26: 689–693.
- Wilkinson, C. 2008. Status of Caribbean coral reefs after bleaching and hurricanes in 2005. Global Coral Reef Monitoring Network, and Reef and Rainforest Research Centre, Townsville, Australia. 148 p.
- Wilkinson, C. 2000. Status of coral reefs of the world: 2000. Global Coral Reef Monitoring Network, Australian Institute of Marine Science, Queensland, Australia. 363 p.
- Yap, H., P. Aliño y E. Gómez. 1992. Trends in growth and mortality of three coral species (Anthozoa: Scleractinia), including effects of transplantation. Mar. Ecol. Prog. Ser., 83: 91-101.
- Zacharias, A. y J. Roff. 2001. Use of focal species in marine conservation and management a review and critique. Aquat. Conserv.: Mar. Freshwat. Ecosyst., 11: 59-76.
- Zar, J. 1999. Biostatistical Analysis. Prentice Hall, New Jersey. 663 p.
- Zea, S. 1993. Recruitment of Demosponges (Porifera, Demospongiae) in rocky and coral reef habitats of Santa Marta, Colombia Caribbean. Mar. Ecol. 14(1): 1 – 21.



COMPLEMENTARIOS

ANEXOS

Anexo A. Estaciones de muestreo indicando la posición geográfica con GPS y profundidad a la cual fue establecido el transecto (espacios en blanco corresponden a las estaciones en las que no se tomaron los datos de posición).

Estación	Fecha	Coordenadas (GPS)	Profundidad (m)
Ensenada de Gaira			
IP	03/13/09	11° 12' 33.2" N - 74° 14' 25.3" W	10
PBLA	09/08/09		12
MSM	03/20/09	11° 14' 57.1" N - 74° 13' 50.5" W	12
PNNT 1			
PMED	04/21/09	11° 17' 49.8" N - 74° 11' 34.0" W	16
CAN	04/18/09	11° 18' 06.7" N - 74° 11' 40.9" W	15
SAL	04/28/09	11° 18' 36.3" N - 74° 11' 33.4" W	15
CAL	04/28/09	11° 18' 38.4" N - 74° 11' 34.2" W	13
PAGU	05/20/09	11° 19' 4.9" N - 74° 11' 57.6" W	10
MLAR	09/30/09	11° 19' 2.2" N - 74° 12' 9.7" W	12
TOR	05/23/09	11° 18' 37.18" N - 74° 11' 26.3" W	8
BGOR	09/29/09		10
PVIG	09/29/09	11° 19' 22.3" N - 74° 09' 8.8" W	13,5
PNNT 2			
CHEN-EXP	05/28/09	11° 19' 93" N - 74° 07' 59" W	9
CHEN-PROT	05/28/09	11° 19' 56.2" N - 74° 04' 35.6" W	10
GAY-EXP	06/03/09		9
GAY-PROT	06/03/09	11° 20' 31.7" N - 74° 6' 44" W	12
PCRUZ	06/05/09	11° 20' 14.0" N - 74° 04' 42.1" W	12
PAHO	06/05/09	11° 20' 06.2" N - 74° 04' 37.2" W	12
CIN-EXP	05/27/09		10
CIN-PROT	05/27/09		12

Anexo B. Abundancia en cada una de las estaciones con sus respectivas medidas de tendencia central (\bar{X} = promedio), de variabilidad (S: desviación estandar, EE: error estándar y CV: coeficiente de variación). Resultados de la prueba de normalidad (Shapiro Wilks) para las abundancias encontradas en las estaciones de muestreo y en los sectores (nivel de confianza 95%).

Estación	Estadísticos				Densidad (ind/m ²)	Prueba Shapiro Wilks		
	N	$\bar{X} \pm S$ (ind/m ²)	EE	CV (%)		W	P	Distribución
Ensenada de Gaira						0.93	0.65	Normal
IP	28	9.33 ± 11.85	6.84	1.27	0.23	0.78	0.08	Normal
PBLA	55	18.33 ± 9.45	5.46	0.52	0.46	0.91	0.40	Normal
PNNT 1						0.96	0.0001	No normal
PMED	9	3.00 ± 2.65	1.53	0.88	0.08	0.89	0.36	Normal
CAN	12	4.00 ± 2.65	1.53	0.66	0.10	0.89	0.36	Normal
SAL	13	4.33 ± 1.53	1.53	0.35	0.11	0.96	0.63	Normal
CAL	9	3.00 ± 1.00	0.58	0.33	0.08	1.0	0.99	Normal
PAGU	3	3.00 ± 0.00	0.00	0.00	0.08			Normal
MLAR	39	13.00 ± 7.00	4.04	0.54	0.33	0.86	0.27	Normal
TOR	57	19.00 ± 10.82	10.82	0.57	0.48	0.94	0.53	Normal
BGOR	19	6.33 ± 6.51	3.76	1.03	0.16	0.99	0.91	Normal
PVIG	20	6.67 ± 3.06	1.76	0.46	0.17	0.96	0.63	Normal
PNNT 2						0.78	0.00001	No normal
CHEN-EXP	50	16.67 ± 16.77	9.68	1.01	0.42	0.96	0.11	Normal
CHEN-PROT	52	17.33 ± 9.61	5.55	0.55	0.43	0.79	0.71	Normal
GAY-EXP	18	6.00 ± 1.73	1.00	0.29	0.15	0.75	3.2 x 10 ⁻⁹	No normal
GAY-PROT	59	19.67 ± 9.02	5.21	0.46	0.49	0.99	0.87	Normal
PAHO	154	51.33 ± 13.43	13.43	0.26	1.28	0.86	0.28	Normal
PCRUZ	9	3.00 ± 2.65	1.53	0.88	0.08	0.89	0.36	Normal
CIN-EXP	9	3.00 ± 2.65	1.53	0.88	0.08	0.89	0.36	Normal
CIN-PROT	28	9.33 ± 3.06	1.76	0.33	0.23	0.96	0.63	Normal

Anexo C. Tabla de comparaciones múltiples con la prueba Duncan para determinar las diferencias estadísticamente significativas entre las medias de las abundancias de las diferentes estaciones de muestreo, los valores en rojo indican diferencias significativas (95% de confianza).

Estación	IP	PBLA	PMED	CAN	SAL	CAL	PAGU	MLAR	TOR	BGOR	PVIG	CHEN-EXP	CHEN-PROT	GAY-EXP	GAY-PROT	PAHO	PCRUZ	CIN-EXP	CIN-PROT
IP	-9.00	6.33	5.33	5.00	6.33	6.33	6.33	-3.67	-9.67	3.00	2.67	-7.33	-8.00	3.33	-10.33	-42.00	6.33	6.33	0.00
PBLA		15.33	14.33	14.00	15.33	15.33	15.33	5.33	-0.67	12.00	11.67	1.67	1.00	12.33	-1.33	-33.00	15.33	15.33	9.00
PMED			-1.00	-1.33	0.00	0.00	0.00	-10.00	-16.00	-3.33	-3.67	-13.67	-14.33	-3.00	-16.67	-48.33	0.00	0.00	-6.33
CAN				-0.33	1.00	1.00	1.00	-9.00	-15.00	-2.33	-2.67	-12.67	-13.33	-2.00	-15.67	-47.33	1.00	1.00	-5.33
SAL					1.33	1.33	1.33	-8.67	-14.67	-2.00	-2.33	-12.33	-13.00	-1.67	-15.33	-47.00	1.33	1.33	-5.00
CAL						0.00	0.00	-10.00	-16.00	-3.33	-3.67	-13.67	-14.33	-3.00	-16.67	-48.33	0.00	0.00	-6.33
PAGU							-10.00	-16.00	-3.33	-3.67	-13.67	-14.33	-14.33	-3.00	-16.67	-48.33	0.00	0.00	-6.33
MLAR								-6.00	6.67	6.33	6.33	-3.67	-4.33	7.00	-6.67	-38.33	10.00	10.00	3.67
TOR									12.67	12.33	12.33	2.33	1.67	13.00	-0.67	-32.33	16.00	16.00	9.67
BGOR										-0.33	-0.33	-10.33	-11.00	0.33	-13.33	-45.00	3.33	3.33	-3.00
PVIG											-10.00	-10.00	-10.67	0.67	-13.00	-44.67	3.67	3.67	-2.67
CHEN-EXP													-0.67	10.67	-3.00	-34.67	13.67	13.67	7.33
CHEN-PROT														11.33	-2.33	-34.00	14.33	14.33	8.00
GAY-EXP															-13.67	-45.33	3.00	3.00	-3.33
GAY-PROT																-31.67	16.67	16.67	10.33
PAHO																	48.33	48.33	42.00
PCRUZ																		0.00	-6.33
CIN-EXP																			-6.33
CIN-PROT																			-6.33

Anexo D. Número de individuos encontrados en cada estación de muestreo, indicando el patrón de distribución en cada una de estas, donde T1: transecto uno; T2: transecto dos; T3: transecto tres; I_d : índice de dispersión de Morisita; M_u : índice de uniformidad; M_c : índice de agrupamiento; I_p : índice estandarizado de dispersión de Morisita.

Estación	T1	T2	T3	Total	I_d	M_u	M_c	I_p	Distribución
Ensenada de Gaira									
IP	2	3	23	28	2.039	0.927	1.199	0.733	Agrupado
PBLA	29	15	11	55	1.143	0.963	1.099	0.511	Agrupado
PNNT 1									
PMED	4	5	0	9	1.333	0.756	1.672	-0.684	Uniforme
CAN	3	2	7	12	1.136	0.822	1.488	-0.384	Uniforme
SAL	3	6	4	13	0.923	0.837	1.448	-0.236	Uniforme
CAL	4	2	3	9	0.833	0.756	1.672	-0.342	Uniforme
PAGU	3	3	3	9	0.750	0.756	1.672	-0.504	Uniforme
MLAR	8	10	21	39	1.145	0.948	1.141	0.501	Agrupado
TOR	10	16	31	57	1.184	0.965	1.096	0.523	Agrupado
BGOR	6	0	13	19	1.631	0.891	1.298	0.597	Agrupado
PVIG	4	6	10	20	1.042	0.897	1.283	-0.205	Uniforme
PNNT 2									
CHEN-EXP	8	36	6	50	1.648	0.960	1.109	0.642	Agrupado
CHEN-PROT	7	19	26	52	1.169	0.961	1.105	0.517	Agrupado
GAY-EXP	4	7	7	18	0.941	0.885	1.316	-0.256	Uniforme
GAY-PROT	19	29	11	59	1.108	0.966	1.092	0.504	Agrupado
PAHO	61	57	36	154	1.032	0.987	1.035	-1.289	Uniforme
PCRUZ	1	2	6	9	1.333	0.756	1.672	-0.684	Uniforme
CIN-EXP	5	4	0	9	1.333	0.756	1.672	-0.684	Uniforme
CIN-PROT	6	10	12	28	1.000	0.927	1.199	0.000	Azar

Anexo E. Diferentes tamaños de colonias de *Colpophyllia natans* encontrados en el área de estudio (línea roja representa 1 cm).



Anexo F. Tabla de contingencia entre siete sectores de muestreo con signos y condiciones de deterioro, los valores en rojo indican diferencias significativas.

	Invasión sésil (esponjas, poliquetos y algas)	Invasión móvil (<i>Stegastes</i> spp.)	Deterioro (blanqueamiento y palidecimiento)	Físicos (volcamiento y lesiones)	Enfermedades (banda blanca, banda negra y plaga blanca)	Total por Fila
Ensenada de Gaira (IP y PBLA)	1 2.04% -1.89	1 2.04% -0.14	2 4.08% -1.02	0 0.00% -0.78	7 14.29% 3.72	11 22.45%
Granate (PMED y CAN)	11 22.45% 3.75	2 4.08% 0.37	2 4.08% -1.92	0 0.00% -1.01	1 2.04% -1.89	16 32.65%
Isla Aguja (SAL, PAGU, MLAR y TOR)	2 4.08% -1.16	2 4.08% 0.99	4 8.16% 0.47	2 4.08% 2.68	1 2.04% -1.21	11 22.45%
Bahía Concha (BGOR y PVIG)	1 2.04% 0.03	0 0.00% -0.60	0 0.00% -1.19	0 0.00% -0.37	2 4.08% 1.89	3 6.12%
Bahía Chengue (CHEN-EXP y CHEN-PROT)	0 0.00% -1.24	0 0.00% -0.60	3 6.12% 2.69	0 0.00% -0.37	0 0.00% -0.96	3 6.12%
Bahía Gayraca (GAY-EXP y GAY- PROT)	0 0.00% -0.70	0 0.00% -0.34	1 2.04% 1.52	0 0.00% -0.21	0 0.00% -0.54	1 2.04%
Bahía Neguanje (PAHO y PCRUZ)	1 2.04% -0.34	0 0.00% -0.70	3 6.12% 2.01	0 0.00% -0.43	0 0.00% -1.12	4 8.16%
Total por Columna	16 32.65%	5 10.20%	15 30.61%	2 4.08%	11 22.45%	49 100.00%

Anexo G. Tabla de contingencia entre las áreas superficiales de las colonias divididas en nueve grupos y el grado de exposición al oleaje, donde EXPUESTA comprende las estaciones IP, TOR, BGOR, CHEN-EXP, GAY-EXP y CIN-EXP las estaciones restantes hacen parte de PROTEGIDA.

	Expuesta	Protegida	Total por fila
Menor a 50 cm²	18	34	52
	2.77%	5.23%	8.00%
	0.81	0.32	
	1.11	-1.11	
50 – 100 cm²	11	31	42
	1.69%	4.77%	6.46%
	0.05	0.02	
	-0.27	0.27	
100 – 500 cm²	40	88	128
	6.15%	13.54%	19.69%
	0.48	0.19	
	0.91	-0.91	
500 a 1 000 cm²	22	41	63
	3.38%	6.31%	9.69%
	1.08	0.42	
	1.29	-1.29	
1 000 a 5 000 cm²	42	114	156
	6.46%	17.54%	24.00%
	0.06	0.03	
	-0.34	0.34	
5 000 a 10 000 cm²	13	48	61
	2.00%	7.38%	9.38%
	0.97	0.38	
	-1.22	1.22	
10 000 a 50 000 cm²	28	93	121
	4.31%	14.31%	18.62%
	1.02	0.40	
	-1.32	1.32	
50 000 a 100 000 cm²	7	16	23
	1.08%	2.46%	3.54%
	0.05	0.02	
	0.26	-0.26	
Mayor a 100 000 cm²	1	3	4
	0.15%	0.46%	0.62%
	0.01	0.01	
	-0.13	0.13	
Total por Columna	182	468	650
	28.00%	72.00%	100.00%