

**EFFECTO 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**

NAZIRA MEJIA NIÑO

UNIVERSIDAD JORGE TADEO LOZANO

FACULTAD DE BIOLOGÍA MARINA

SANTAFE DE BOGOTÁ

2001

**EFFECTO 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**

NAZIRA MEJIA NIÑO

Trabajo de grado presentado como requisito parcial para optar por el
título de Biólogo Marino

Director

JAIME GARZÓN FERREIRA

Biólogo Marino M.Sc.

UNIVERSIDAD JORGE TADEO LOZANO

FACULTAD DE BIOLOGÍA MARINA

SANTAFE DE BOGOTÁ

2001

A mis padres Elvira y Hernando
por el amor infinito, la confianza y
el apoyo incondicional que me han
brindado a lo largo de la vida.

A Karen "mi pequeña hermanita".

AGRADECIMIENTOS

Al instituto de investigaciones marinas y costeras INVEMAR y a COLCIENCIAS – BID (proy. 2105 – 09 – 327 – 97) por el apoyo financiero y logístico a través del proyecto “Sistema de monitoreo para los ambientes arrecifales en Colombia y evaluación de agentes de mortalidad coralina”.

A Jaime Garzón por brindarme la oportunidad de realizar este trabajo; así como por la dirección, correcciones y sugerencias al mismo. Por permitirme trabajar en el proyecto SIMAC donde aprendí valiosas cosas. Por la calidad humana con que trata a las personas y por la inagotable paciencia en la espera de este documento.

A Maria Fernanda Gil por la valiosa colaboración en la formulación de este trabajo y la ayuda infinita en las salidas de campo.

A Sven Zea por la orientación en el tratamiento de los datos.

A mis compañeros de proyecto Alberto Rodriguez y Diego Gil por la colaboración, la confianza y los buenos momentos que compartimos cuando trabajé en el proyecto. A Jaime Rojas por ser ante todo un buen amigo, por la ayuda extra en algunas salidas, por hacer más grato el trabajo en medio de pastos, manglares y nutrientes, y sobre todo por esos apuntes en el momento justo.

De manera especial también quiero agradecer a todas las personas que estuvieron presentes durante toda esta etapa y que de una u otra forma contribuyeron a que este sueño fuera realidad.

A mis padres Elvira y Hernando por el apoyo incondicional y el amor infinito que me han brindado en todo momento; gracias por ofrecerme siempre lo mejor.

A mis “hermanitos” Juan Carlos Gutierrez, Magda Jiménez y Ramiro Torres por el tiempo que vivimos juntos en Santa Marta siendo los mejores cómplices y confidentes; por estar siempre ahí hasta en los momentos más difíciles y porque una verdadera amistad perdura en el tiempo a pesar de la distancia.

A Laura Cantillo y Mabel Mendoza por la amistad sincera e incondicional que tengo con cada una, las cosas que hemos compartido y por los consejos acertados en el momento preciso.

A mis amigos y compañeros Carlos Rangel, Andrés Morales, Milena Benavides, Sandra Vilardy, Alex Galán; Helena Hernández, Olga Arenas, Felix Daza, Cristina Rodríguez, Sair A, Nestor Ardila e Hilayalit Rodríguez, por todos los momentos compartidos en la mayoría de los casos a lo largo de esta carrera, por las cosas vividas especialmente en Santa Marta, por el apoyo y las palabras de aliento sobre todo en la etapa final de este camino.

Nuevamente a Olga por las sugerencias y el intercambio de literatura con respecto al tema de estudio. A Milena por el tiempo invertido en todos los favores “extras” de estos últimos meses.

A Juan Laverde y Andrés Franco por los conocimientos transmitidos cuando fueron mis profesores; por la amistad que me han brindado, los consejos oportunos y los momentos compartidos. Igualmente por la colaboración extra con el manejo de datos y programas estadísticos en este trabajo.

A Diego Olsen por todos los momentos compartidos durante este año, por que a pesar de mi variable estado de ánimo en esta etapa final siempre estuvo ahí acompañándome.

A Hernando Valencia, Nelida Navarro, Alexis Torres, Lamia, Carlos, Edgar, Juancho, Orlando y Walberto, funcionarios de la Universidad Jorge Tadeo Lozano sede Santa Marta; por toda la colaboración que me prestaron, el buen trato que me brindaron y por aguantar mis caprichos durante estos cinco años.

A Eduardo y Jose, conductores de las lanchas en las salidas de campo, gracias por la ayuda extra con los equipos y materiales.

A todos los “pela’os” y amigos samarios, principalmente a Willy, Robert, Rafa, Ivan, Carlos, Raúl, Nano, Johan, el “cacha” y Camilo, con los que compartí momentos agradables y de dispersión que hicieron más placentera mi estancia en Santa Marta; a pesar de que las circunstancias han cambiado siempre quedaran grabados los buenos recuerdos de las cosas que viví en esa ciudad.

A la familia Rincón – Escobar por el cariño que me han brindado.

CONTENIDO

	pág.
<u>LISTA DE TABLAS</u>	
<u>LISTA DE FIGURAS</u>	
<u>LISTA DE ANEXOS</u>	
<u>RESUMEN</u>	
1. <u>INTRODUCCIÓN</u>	22
2. <u>ÁREA DE ESTUDIO</u>	30
2.1. <u>GENERALIDADES</u>	30
2.1.1. <u>Clima</u>	32
2.1.2. <u>Oceanografía</u>	33
2.2. <u>BAHÍA DE SANTA MARTA</u>	34
2.3. <u>BAHÍA DE CHENGUE</u>	38
3. <u>METODOLOGÍA</u>	44
3.1. <u>ESTABLECIMIENTO DE LAS ESTACIONES DE MUESTREO</u>	44
3.2. <u>INTERACCIONES ENTRE ALGAS Y CORALES</u>	46
3.3. <u>COBERTURA ALGAL Y CORALINA</u>	50
3.4. <u>VARIABLES FISICOQUÍMICAS</u>	51
3.4.1. <u>Temperatura</u>	52
3.4.2. <u>Salinidad</u>	52

3.4.3. Transparencia	52
3.4.4. Nutrientes	53
3.4.5. Clorofila –a	53
3.4.6. Tasa de sedimentación	53
3.5. ANÁLISIS DE LA INFORMACIÓN	55
3.5.1. Interacciones entre algas y corales	55
3.5.1.1. Categorías de interacción y grupo funcional algal	55
3.5.1.2. Relación entre la categoría de interacción y el grupo funcional algal	56
3.5.1.3. Síntomas de deterioro	56
3.5.1.4. Tasa de avance de la interacción	57
3.5.2. Cobertura algal y coralina	58
3.5.3. Variables fisicoquímicas	59
4. RESULTADOS	60
4.1. INTERACCIONES ENTRE ALGAS Y CORALES	60
4.1.1. Interacciones por grupos algales	60
4.1.2. Categorías de interacción	69
4.1.3. Relación entre la categoría de interacción y el grupo algal	77
4.1.4. Síntomas de deterioro del tejido coralino	82
4.1.4.1. Relación con la categoría de interacción y el grupo algal	82
4.1.4.2. Variación temporal de los síntomas de deterioro coralino	93
4.1.5. Tasa de avance de la interacción	97
4.1.5.1. Variación temporal de la tasa de interacción de las algas y los corales	97

4.1.5.2. Relación con la categoría de interacción y el grupo algal	101
4.2. COBERTURA ALGAL Y CORALINA	107
4.3. VARIABLES FISICOQUÍMICAS	113
4.3.1. Temperatura	113
4.3.2. Salinidad	114
4.3.3. Transparencia	116
4.3.4. Nutrientes	117
4.3.5. Clorofila-a	121
4.3.6. Tasa de sedimentación	122
5. DISCUSIÓN DE RESULTADOS	128
5.1. INTERACCIONES ENTRE ALGAS Y CORALES	128
5.1.1. Interacciones por grupos algales	128
5.1.2. Categorías de interacción y su relación con los grupos algales	135
5.1.3. Síntomas de deterioro del tejido coralino	140
5.1.4. Tasa de avance de la interacción	151
5.2. COBERTURA ALGAL Y CORALINA	153
5.3. VARIABLES FISICOQUÍMICAS	157
6. CONCLUSIONES	163
7. RECOMENDACIONES	167
BIBLIOGRAFÍA	168

LISTA DE TABLAS

	pág.
Tabla 1. Grupos funcionales de algas bentónicas (modificado de Littler <i>et al.</i> , 1983 y Steneck y Dethier, 1994 en Díaz-Pulido, 1995 y Arenas, 1999).....	49
Tabla 2. Número total de interacciones formadas por cada grupo algal durante el periodo de estudio (noviembre de 1998 a junio de 1999).....	60
Tabla 3. Porcentajes de interacciones mensuales por grupos algales para cada bahía.....	62
Tabla 4. Resultados de la ANOVA no paramétrica de Kruskal – Wallis para probar si existían diferencias en las interacciones por grupo algal entre bahías y profundidades.....	63
Tabla 5. Resultados de la ANOVA no paramétrica de Kruskal – Wallis para probar si existían diferencias en las interacciones de los grupos algales entre los dos periodos climáticos.....	65
Tabla 6. Porcentajes de interacciones mensuales por grupos algales para cada profundidad de la bahía de Chengue.....	67
Tabla 7. Número total de interacciones por categoría durante el periodo de estudio (noviembre de 1998 a junio de 1999).....	69
Tabla 8. Porcentajes mensuales de categorías de interacción para cada bahía.....	71
Tabla 9. Resultados de la ANOVA no paramétrica de Kruskal – Wallis para probar si existían diferencias en las categorías de interacción entre bahías y profundidades.....	73
Tabla 10. Resultados de la ANOVA no paramétrica de Kruskal – Wallis para probar si existían diferencias en las interacciones por categorías entre los dos periodos climáticos.....	76

Tabla 11. Porcentajes mensuales de categorías de interacción para cada profundidad de la bahía de Chengue.....	77
Tabla 12. Número de interacciones alga- coral en relación con la categoría de interacción y el grupo algal interactuante.....	78
Tabla 13. Resultados de la prueba de bondad de ajuste X^2 para probar la independencia entre las categorías de interacción y los grupos algales.....	80
Tabla 14. Porcentaje de interacciones alga- coral por estación y profundidad en relación con la categoría de interacción y el grupo algal interactuante.....	80
Tabla 15. Síntomas de deterioro sobre el tejido coralino asociados a las diferentes categorías de interacción.....	82
Tabla 16. Porcentajes por estación de síntomas de deterioro sobre el tejido coralino asociados a la categoría de interacción.....	83
Tabla 17. Porcentaje de cada síntoma de deterioro observado en el tejido coralino con relación a la categoría de interacción.....	85
Tabla 18. Síntomas de deterioro sobre el tejido coralino asociados al grupo algal.....	87
Tabla 19. Porcentajes por estación de síntomas de deterioro sobre el tejido coralino asociados al grupo algal.....	88
Tabla 20. Porcentaje de cada síntoma de deterioro observado en el tejido coralino con relación al grupo algal.....	90
Tabla 21. Resultados de la prueba de bondad de ajuste X^2 para probar la independencia entre la presencia de los síntomas de deterioro con las categorías de interacción y los grupos algales.....	91
Tabla 22. Porcentaje de síntomas de deterioro por grupo algal entre bahías.....	92
Tabla 23. Porcentaje por estación de la presencia de deterioros durante el periodo de estudio (noviembre de 1998 a junio de 1999).....	94
Tabla 24. Porcentaje de cada síntoma de deterioro para cada estación durante el periodo de estudio (noviembre de 1998 a junio de 1999).....	96
Tabla 25. Tasa de progreso del coral y alga en la interacción a lo largo del estudio (noviembre de 1998 a junio de 1999) comparada entre las bahías de Chengue (CH) y Santa Marta (SM).....	98
Tabla 26. Tasa de progreso del coral y el alga en la interacción a lo largo del estudio (noviembre de 1998 a junio de 1999) comparada entre las profundidades somera (SOM) e intermedia (INT) en Chengue.....	99
Tabla 27. Relación entre las interacciones por categoría y grupo algal	

con la pérdida de espacio del tejido coralino en la interacción.....	101
Tabla 28. Relación de interacciones por categoría con pérdida de tejido coralino en la interacción.....	102
Tabla 29. Resultados de la prueba de bondad de ajuste X^2 para probar la independenciam entre la perdida de tejido coralino interactuante con las categorías de interacción y los grupos algales.....	103
Tabla 30. Relación entre interacciones por grupo algal con pérdida de tejido coralino en la interacción.....	104
Tabla 31. Relación entre la tasa promedio de avance de la interacción (mm) con las categorías de interacción y grupos algales.....	105
Tabla 32. Resultados de la prueba no paramétrica de Kruskall - Wallis para probar si existían diferencias en las tasas de perdida de tejido coralino relacionadas con los grupos algales.....	106
Tabla 33. Porcentaje de cobertura algal y coralina en las bahías de Santa Marta y Chengue a lo largo del periodo de estudio (noviembre de 1998 a junio de 1999).....	108
Tabla 34. Porcentaje de cobertura de los grupos funcionales de algas en las bahías de Santa Marta y Chengue a lo largo del periodo de estudio (noviembre de 1998 a junio de 1999).....	110
Tabla 35. Resultados de la prueba estadística de Pearson para determinar la correlación entre la cobertura de cada grupo funcional algal y las interacciones a través del mismo.....	113
Tabla 36. Valores promedio mensuales de Temperatura ($^{\circ}C$), Salinidad (ups) y Transparencia del disco sechii (m) en las bahías de Chengue y Santa Marta durante el periodo de estudio (noviembre de 1998 a junio de 1999).....	115
Tabla 37. Concentración ($\mu M/l$) promedio mensual de los nutrientes nitritos (NO_2), silicatos (SiO_4), amonio (NH_4) y fósforo reactivo (PO_4) en las bahías de Chengue (CH) y Santa Marta (SM) durante el periodo de estudio (noviembre de 1998 a junio de 1999).....	119
Tabla 38. Concentración promedio mensual de clorofila-a (mg/m^3) en las bahías de Chengue (CH) y Santa Marta (SM) durante el periodo de estudio (noviembre de 1998 a junio de 1999).....	122
Tabla 39. Tasa de sedimentación mensual en las bahías de Chengue y Santa Marta durante el periodo de estudio (noviembre de 1998 a junio de 1999).....	123

Tabla 40. Resultado de la prueba estadística de Pearson para determinar la correlación entre la frecuencia de interacciones por grupo funcional algal y síntomas de deterioro con las variables ambientales de cada estación.....	126
---	-----

LISTA DE FIGURAS

	pág.
Figura 1. Área de estudio. Tomada de las planchas 2 y 3, proyecto Punta Gloria – Río Piedras. IGAC – INVEMAR, 1990.....	31
Figura 2. Mapa de la bahía de Santa Marta con las estaciones de muestreo Islote el morro (IM) y Punta de Betín (PB). Tomada de la plancha 2, proyecto Punta Gloria – Río Piedras. IGAC – INVEMAR, 1990.....	37
Figura 3. Mapa de la bahía de Chengue con las estaciones de muestreo C.1 y C.2. Tomado de la plancha 3, proyecto Punta Gloria – Río Piedras. IGAC – INVEMAR, 1990.....	43
Figura 4. Tipos de interacciones alga-coral, a. Cubrimiento (CU) entre una colonia de <i>Montastraea annularis</i> y un alga frondosa; b. Contacto directo (CD) entre una colonia de <i>Montastraea annularis</i> y un alga cespitosa, c. Contacto indirecto (Ci) entre una colonia de <i>Colpophyllia natans</i> y un alga frondosa; d. No Contacto (NC) entre una colonia de <i>Diploria strigosa</i> y un alga frondosa.....	48
Figura 5. Comparación mensual de los porcentajes de interacciones por grupos funcionales de algas.....	61
Figura 6. Comparación de los porcentajes promedio de interacciones por grupos funcionales algales durante todo el periodo de estudio (noviembre de 1998 a junio de 1999) en la bahía de Chengue (CH) y Santa Marta (SM).....	62
Figura 7. Porcentajes mensuales de interacciones por grupos funcionales algales entre la bahía de Chengue y Santa Marta.....	64
Figura 8. Comparación de los porcentajes promedio de interacciones por grupos funcionales algales durante todo el periodo de estudio (noviembre de 1998 a junio de 1999) en la profundidad somera (SOM) e intermedia (INT) en la bahía de Chengue.....	66

Figura 9. Porcentajes mensuales de interacciones por grupos funcionales algales entre la profundidad somera e intermedia en la bahía de Chengue.....	68
Figura 10. Comparación mensual de porcentajes por categorías de interacción.....	70
Figura 11. Comparación de los porcentajes promedio de categorías de interacción durante todo el periodo de estudio (noviembre de 1998 a junio de 1999) en la bahía de Chengue (CH) y Santa Marta (SM).....	71
Figura 12. Porcentajes mensuales de categorías de interacción en las bahías de Chengue y Santa Marta.....	73
Figura 13. Comparación de los porcentajes promedio de categorías de interacción durante todo el periodo de estudio (noviembre de 1998 a junio de 1999) en la profundidad somera (SOM) e intermedia (INT) de la bahía de Chengue.....	74
Figura 14. Porcentajes mensuales de categorías de interacción entre la profundidad somera e intermedia de la bahía de Chengue.....	76
Figura 15. Porcentaje de interacciones alga-coral por categoría de interacción y grupo funcional algal.....	79
Figura 16. Porcentaje de interacciones alga-coral en relación con la categoría de interacción y el grupo algal interactuante entre bahías y profundidades.....	81
Figura 17. Porcentaje de colonias con síntomas de deterioro (DET) y colonias sanas (SAN) en relación con las categorías de interacción.....	83
Figura 18. Porcentajes por estación de síntomas de deterioro en relación con la categoría de interacción. SAN: ausencia de signos de deterioro; DET: presencia de signos de deterioro.....	84
Figura 19. Porcentaje de cada síntoma de deterioro en relación con la categoría de interacción.....	86
Figura 20. Porcentaje de colonias con síntomas de deterioro (DET) y colonias sanas (SAN) en relación con el grupo algal.....	87
Figura 21. Porcentajes por estación de síntomas de deterioro en relación con los grupos algales interactuantes.....	89
Figura 22. Porcentaje de síntomas de deterioro por grupo algal interactuante.....	91
Figura 23. Porcentaje de síntomas de deterioro por grupo algal interactuante entre bahías.....	93
Figura 24. Porcentaje por estación de la presencia de síntomas de deterioro durante el periodo de estudio (noviembre de 1998 a junio de 1999).....	95

Figura 25. Tasa de progreso del coral y alga en la interacción a lo largo del periodo de estudio (noviembre de 1998 a junio de 1999) comparada entre las bahías de Chengue y Santa Marta.....	98
Figura 26. Tasa de progreso del coral y alga en la interacción a lo largo del estudio (noviembre de 1998 a junio de 1999) comparada entre las profundidades somera e intermedia en Chengue.....	100
Figura 27. Porcentaje de interacciones por categoría y grupo algal con pérdida de espacio del tejido coralino en la interacción.....	104
Figura 28. Relación entre la tasa promedio de avance de la interacción (mm) con las categorías de interacción y grupos algales.....	106
Figura 29. Comparación de la cobertura algal y coralina en las bahías de Chengue (somero e intermedio) y Santa Marta.....	107
Figura 30. Porcentaje de cobertura algal y coralina en las bahías de Santa Marta y Chengue (profundidad somera e intermedia) a lo largo del periodo de estudio (noviembre de 1998 a junio de 1999).....	109
Figura 31. Porcentaje de cobertura de los grupos funcionales de algas en las bahías de Santa Marta y Chengue a lo largo del periodo de estudio (noviembre de 1998 a junio de 1999).....	112
Figura 32. Valor promedio mensual de la temperatura (°C) del agua superficial en la bahía de Chengue (CH) y Santa Marta (SM) durante el periodo de estudio (noviembre de 1998 a junio de 1999).....	114
Figura 33. Valor promedio mensual de la salinidad (ups) del agua superficial en la bahía de Chengue(CH) y Santa Marta (SM) durante el periodo de estudio (noviembre de 1998 a junio de 1999).....	116
Figura 34. Valor promedio mensual de transparencia (m) en la bahía de Chengue (CH) y Santa Marta (SM) durante el periodo de estudio (noviembre de 1998 a junio de 1999).....	117
Figura 35. Concentración ($\mu\text{M/L}$) promedio mensual de los nutrientes: nitritos (NO_2); silicatos (SiO_4); amonio (NH_4) y fósforo reactivo (PO_4) en las bahías de Chengue y Santa Marta durante el periodo de estudio (noviembre de 1998 a junio de 1999).....	120
Figura 36. Valor promedio mensual de clorofila- a (mg/m^3) en la bahía de Chengue (CH) y Santa Marta (SM) durante el periodo de estudio (noviembre de 1998 a junio de 1999).....	121
Figura 37. Tasa de sedimentación total mensual entre las bahías de Chengue (CH) y Santa Marta (SM) durante el periodo de estudio (noviembre de 1998 a junio de 1999).....	123

Figura 38. Tasa de sedimentación mensual en las bahías de Chengue (CH) y Santa Marta (SM) durante el periodo de estudio.....125

LISTA DE ANEXOS

Anexo A. Especies coralinas monitoreadas en las interacciones alga - coral en las bahías de Chengue (CH) y Santa Marta (SM) durante el periodo de estudio (noviembre de 1998 a junio de 1999).

Anexo B. Lista de especies de algas, por grupos funcionales, encontradas en las interacciones alga – coral de las colonias monitoreadas en las bahías de Chengue y Santa Marta durante el periodo de estudio (noviembre de 1998 a junio de 1999).

Anexo C. Número de interacciones por grupo algal para cada una de las estaciones durante el periodo de estudio (noviembre 1998 a junio 1999).

Anexo D. Número de interacciones por categoría de interacción para cada una de las estaciones durante el periodo de estudio (noviembre 1998 a junio 1999).

Anexo E. Fotos de interacciones alga – coral. La imagen superior muestra la interacción por contacto directo entre un alga costrosa y una colonia de *Montastraea cavernosa*. En la imagen inferior se observa la interacción de un alga frondosa con una colonia de *Diploria labyrinthiformis*.

Anexo F. Fotos de interacciones alga – coral. La imagen superior muestra la interacción de un alga frondosa (*Dictyota* sp) con una colonia de *Colpophyllia natans*, el alga se estableció en una parte interna muerta de la colonia. La foto inferior muestra una interacción entre un césped algal y una colonia de *Diploria strigosa*.

Anexo G. Fotografía de colonias con evidencias de algunos signos de deterioro. La foto superior muestra una colonia de *Montastraea cavernosa* interactuando con un alga cespitosa, hacia el borde de la colonia se observa oscurecimiento del tejido coralino. En la foto inferior se puede apreciar signos de depredación de una colonia de *Colpophyllia natans* que está interactuando con un césped algal.

RESUMEN

Las macroalgas son un componente importante en las comunidades de arrecifes coralinos, juegan un sobresaliente papel ecológico y ambiental en las áreas donde se desarrollan y a la vez son los mayores competidores por espacio, luz y nutrientes con los corales. Por eso se cree que están afectando la salud coralina de muchos arrecifes en el mundo, ya que son capaces de invadir a los corales y de este encuentro generalmente resultan ganadas las algas. Con miras a entender la competencia entre estos dos grupos se desarrolló este estudio durante un periodo de ocho meses (noviembre de 1998 - junio de 1999), planteando como principal objetivo evaluar la presencia y el efecto de las interacciones alga - coral en la salud de colonias coralinas de dos bahías de la región de Santa Marta con distinto grado de deterioro ambiental e influencia antropogénica; igualmente, determinar si las interacciones presentan un patrón estacional y alguna relación con la profundidad. Para este fin se establecieron dos estaciones en la Bahía de Chengue, ubicada dentro del Parque Nacional Natural Tayrona y alejada de los focos de influencia antropogénica, y dos en la Bahía de Santa Marta, adyacente a los impactos de la ciudad del mismo nombre. En cada estación se fijaron al azar tres transectos lineales de 10 metros de longitud, dentro de los cuales se seleccionaron 270 colonias de coral distribuidas en las cuatro estaciones. Sobre estas se evaluaron: los tipos de interacciones presentes con las algas (a partir de cinco categorías dependientes de la distancia existente entre el alga y el coral), los síntomas de deterioro que presentaba el tejido coralino en contacto con la interacción, las categorías algales más frecuentes en la interacción y la dinámica de las interacciones. Adicionalmente se midieron algunas variables fisicoquímicas del agua marina como: temperatura, salinidad, transparencia, nutrientes, clorofila - a y tasas de sedimentación y se evaluó la cobertura del sustrato arrecifal a través de un método cuantitativo.

Durante el periodo de estudio se registró un total de 1956 interacciones de las cuales un 67% correspondió a la categoría contacto directo, el 22% a contacto indirecto, el 6% a cubrimiento y el 5% a la categoría no contacto. Así mismo un 58% de las interacciones se dieron con algas cespitosas, un 27% con algas frondosas y un 15 % con algas incrustantes. Únicamente las interacciones con algas frondosas y cespitosas presentaron diferencias significativas entre las dos bahías. De esta manera, en Chengue se evidenció cierta estacionalidad para estos dos grupos y el predominio de cada uno dependió de la época climática,

mientras que en Santa Marta durante todo el estudio dominaron las interacciones con los céspedes algales. Por otra parte, las categorías cubrimiento y contacto directo fueron las únicas que presentaron diferencias significativas entre bahías; aunque en ambas localidades predominaron las interacciones por contacto directo, en Chengue se observó un ligero incremento en los cubrimientos en el mes de diciembre, cuando a la vez se presentaron los mayores encuentros con algas frondosas. En Santa Marta, por el contrario, los cubrimientos estuvieron ausentes y las interacciones por contacto directo dominaron a lo largo del estudio. Al relacionar la categoría de interacción con el grupo algal se observó que las algas frondosas fueron el único grupo que cubrió el tejido vivo de las colonias coralinas. Con relación a los síntomas de deterioro se determinó que el 35% de las interacciones aparentemente produjo en algún momento un tipo de lesión sobre el tejido coralino. La presencia de estos signos se relacionó significativamente con las categorías de interacción y con los grupos algales; de esta manera los signos más observados en relación con las interacciones formadas con algas frondosas y en particular de tipo cubrimiento fueron: palidecimiento del tejido coralino y retracción de pólipos. Al observar el progreso de la interacción se determinó que, tanto para las estaciones de la bahía de Chengue como para las de Santa Marta, las algas se encuentran ganando espacio y los corales están perdiendo tejido vivo; esta pérdida al cabo de los ocho meses fue baja, con valores promedios de 1.24 y 5.57 mm (en Chengue y Santa Marta respectivamente). Igualmente el espacio ganado por las algas fue mayor en Santa Marta que en Chengue, con valores promedio de 8.66 y 2.77 mm respectivamente. Al relacionar la pérdida de tejido con las categorías de interacción se determinó que hubo una dependencia significativa con las interacciones por cubrimiento y no contacto. Por el contrario, no se encontró dependencia significativa entre la pérdida de tejido y el grupo algal interactuante, aunque las algas frondosas estuvieron más asociadas con este evento. Las coberturas algal y coralina también mostraron diferencias entre bahías: en Chengue el mayor porcentaje estuvo representado por los corales mientras que en Santa Marta las algas fueron dominantes; además, en Chengue la cobertura de los grupos algales exhibió un comportamiento estacional, predominando durante el periodo seco las algas frondosas y en época de lluvias los céspedes algales, por el contrario en Santa Marta la cobertura algal estuvo determinada casi exclusivamente por las algas cespitosas. Las variables fisicoquímicas presentaron valores que oscilaron entre los promedios registrados por otros autores para las dos bahías; algunas como la temperatura y la salinidad exhibieron un comportamiento estacional y se correlacionaron significativamente con la frecuencia de interacciones por grupo funcional algal; sin embargo no se pudo establecer una dependencia directa de estas variables en las interacciones entre algas y corales.

A pesar de observarse lesiones sobre el tejido coralino involucrado en las interacciones, es difícil establecer con exactitud si la presencia de estos signos es consecuencia única de la acción competitiva de las algas o si de lo contrario depende de otros factores y las algas simplemente están aprovechando el espacio

abierto por dichas lesiones. Así mismo el hecho de que los corales hayan perdido espacio en la interacción no significa que esta pérdida sea un comportamiento general para el área, puesto que no se descarta la posibilidad de que hacia otras partes de las colonias que no se encuentran bajo la presión de competidores, el tejido coralino se hubiera desarrollado mejor y colonizado más espacio. Al respecto, es importante considerar que los porcentajes de cobertura coralina se mantuvieron relativamente constantes a lo largo del estudio.

INTRODUCCIÓN

Los arrecifes coralinos constituyen uno de los ecosistemas más importantes del planeta ya que su gran diversidad y productividad biológica representan invaluable recursos de interés económico, recreacional, ecológico y cultural. A la vez, este ecosistema es uno de los más frágiles y las amenazas que se presentan sobre él tienden a ser cada día más fuertes, a tal punto que en algunas regiones se les considera en peligro de extinción. En los arrecifes se albergan muchas especies de grupos taxonómicos tan variados como peces, crustáceos, moluscos, anélidos, celenterados, esponjas y algas (Birkeland,1977; Prahly y Erhardt, 1985; Díaz *et al.*, 1996; Garzón – Ferreira, 1997). Los arrecifes también actúan como estabilizadores de playas y franja rompeolas, frenando así procesos erosivos sobre las costas (Prahly y Erhardt, 1985).

Los corales hermatípicos están restringidos a las aguas cristalinas y cálidas de la zona costera de los mares tropicales. Se desarrollan en temperaturas que oscilan entre los 20 y 29 °C, salinidades de 33 -36 ups y aguas con bajas cantidades de nutrientes. Entre los factores físicos y biológicos que determinan la estructura y zonación del arrecife se encuentran: disponibilidad del sustrato, luz, turbidez,

sedimentación, profundidad, temperatura, competencia inter e intraespecífica por espacio, luz y alimento, así como la bioerosión por peces e invertebrados (Lang, 1973; Ramirez y De la Pava, 1981; Huston 1985; Acosta, 1989).

En Colombia la mayor parte de sus costas está influenciada por descargas continentales y alta turbidez, limitando la presencia de arrecifes si se compara con otras regiones en el mundo. Sin embargo es posible encontrar estos ecosistemas tanto en el pacífico como en el caribe Colombiano (Prahl y Erhardt, 1985; Díaz *et al.*, 1996).

El ecosistema de arrecifes coralinos debido a su elevada importancia biológica y ecológica ha despertado interés en cuanto a estudios de caracterización y estructura de comunidades, pero es poco lo que se ha venido desarrollando con respecto a la problemática de la degradación arrecifal. Trabajos al respecto indican que durante la década de los ochenta se presentaron en América (incluyendo las costas Colombianas) las mayores mortalidades masivas de corales, así como de otros organismos arrecifales, y el hecho se relaciona principalmente con eventos de blanqueamiento, enfermedades epidémicas y proliferación de algas; esto posiblemente como consecuencia del calentamiento global, la eutroficación generalizada en el mar y la reducción de herbívoros por sobrepesca (Brown,1987; Hughes,1994; Díaz *et al.*,1996; Garzón – Ferreira, 1997). Estos últimos ayudan a mantener en equilibrio el ecosistema y su ausencia trae cambios en la estructura de las comunidades arrecifales, por ejemplo

umentando significativamente la cobertura de las algas que les sirven de alimento (Rogers, 1985; Hutchings, 1986; Díaz-Pulido, 1997; Lapointe *et al.*, 1997; Díaz, 1998; Kaehler y Williams, 1998).

Las macroalgas son un componente importante en las comunidades de arrecifes coralinos ya que juegan un sobresaliente papel ecológico y ambiental en las áreas donde estos se desarrollan. Ejercen una fuerte influencia en la dinámica de estos sistemas actuando como fuente importante de la productividad primaria del ecosistema, sirviendo como alimento para diversos organismos y produciendo efectos en la estructura del arrecife (deposición, consolidación y erosión) (Dahl, 1974; McCook, 1996). A la vez son los mayores competidores por espacio, luz y nutrientes con los corales. Por eso se cree que están afectando la salud coralina de muchos arrecifes en el mundo, ya que son capaces de invadir a los corales y del encuentro entre estos dos grupos generalmente resultan ganando las algas. Estas pueden afectar adversamente la sobrevivencia y distribución de los corales por abrasión y apropiación del espacio (Chadwick, 1988; Hughes, 1989; Tanner, 1995).

La cobertura coralina puede ser reemplazada por la de las macroalgas, quienes debido a sus altas tasas de crecimiento se extienden rápidamente sobre los parches disponibles, contribuyendo a precipitar la muerte del coral y convirtiéndose en uno de los elementos dominantes de los arrecifes (Bula-Meyer, 1986, 1994; Littler y Littler 1988). La capacidad de invasión de las algas en los

arrecifes es tan fuerte que en muchos casos las colonias coralinas resultan sofocadas al ser recubiertas por algas vecinas o por movimientos en los márgenes del tejido vivo que afectan la retracción y expansión de los pólipos (Coyer *et al.*, 1993; Tanner, 1995; Díaz, 1998;), provocando también bajas tasas de reclutamiento coralino (Littler y Littler, 1988). Arrecifes que eran dominados por corales, debido a su gran disminución en la cobertura coralina hoy día se les ha llamado “arrecifes algales” (Hallock *et al.*, 1993).

Se cree que el deterioro actual de las comunidades coralinas esta relacionado en gran parte con el incremento y productividad de la población algal en muchos arrecifes (McCook, 1996; McCook *et al.*, 1997). Este incremento se presenta por diversos factores que favorecen el desarrollo algal como: la disminución de herbívoros (Carpenter, 1986,1990; Sammarco, 1982; Hughes, 1989, 1994; Hay, 1991; Steneck y Testa, 1997), aumento de nutrientes (Tomasick y Sander, 1987; Wittenberg y Hunte, 1992), cambios climáticos estacionales y variaciones en el ambiente físico (Vuki y Price, 1994; Kaehler y Williams, 1998; Runnalls, 1999; Santavy *et al.*, 1999). Por lo tanto las variaciones estacionales de uno o varios de estos factores generan periodos favorables o desfavorables para el desarrollo de ellas, observándose diferencias marcadas en diversidad y abundancia principalmente en épocas de afloramiento (Bula – Meyer, 1990; Ormond y Banaimoun, 1994; Vuki y Price, 1994; Santavy *et al.*, 1999).

Por otra parte se plantea que el deterioro de las comunidades coralinas se debe a otras causas y que las algas simplemente aprovechan esta degradación para colonizar y ganar espacio con respecto a los corales, presentándose así la invasión algal posterior a la muerte del tejido coralino, siendo más una consecuencia que una causa de la mortalidad coralina (Hallock *et al.*, 1993; McCook, 1996; McCook *et al.*, 1997). Estos planteamientos enfatizan la importancia de estudiar las interacciones entre corales y algas, como contribución al conocimiento sobre ecología arrecifal y sobre la dinámica de las comunidades coralinas.

La gran mayoría de los estudios sobre competencia entre corales y algas se han enfocado en establecer una jerarquía competitiva entre las especies interactuantes, así como en identificar los mecanismos que emplean en estas interacciones; sin embargo son pocas las evidencias directas que se tienen de los efectos de esta competencia.

Entre los estudios realizados a nivel mundial sobre competencia entre algas y corales se destacan los desarrollados por autores como Hughes (1989); Chadwick (1991) y Coyer *et al.* (1993) quienes plantean que la competencia inter e intraespecífica de los corales puede llegar a afectar su crecimiento y fecundidad; ya sea disminuyendo la reproducción sexual, incrementando la mortalidad larval, alterando los patrones de reclutamiento o produciendo retracción y muerte de los pólipos. Esto es corroborado por Tanner (1995) al afirmar que existen ciertos patrones de competencia como los encuentros naturales o contactos directos,

cubrimientos y las interacciones alelopáticas entre corales escleractínios y macroalgas que pueden afectar la supervivencia y desarrollo de los corales, anotando además, que la cobertura coralina se encuentra influenciada por la presencia de las algas las cuales hacen que esta varíe notablemente. En contraste De Ruyter *et al.*, (1988) encontraron que los corales escleractínios son capaces de prevenir invasiones del alga *Lobophora variegata* y reducir su crecimiento en las vecindades, a pesar de que en algunas ocasiones esta alga puede invadir el tejido coralino. De otro lado Day (1983) sugiere que la presencia de las algas alrededor del tejido vivo coralino contribuye a que los peces herbívoros durante su alimentación desprendan algunas estructuras de las colonias.

Recientemente, McCook *et al.* (en prensa) hacen una revisión de estudios que proporcionan evidencias y mecanismos de la competencia entre corales y algas, concluyendo que es poco lo que se sabe acerca de las causas y procesos por los cuales las algas interactúan con los corales, así como de los efectos de estas interacciones, ya que la mayoría de las evidencias se basan en simples observaciones. Sin embargo, sugieren que a pesar de que la competencia entre estos dos grupos es un evento general en los arrecifes, existe una ligera evidencia de que cuando las algas ocupan el espacio de los corales es más una causa y no una consecuencia de la mortalidad coralina.

A nivel nacional y específicamente para zonas como el Parque Natural Corales del Rosario, el Archipiélago de San Andrés y el Parque Nacional Natural Tayrona se han generado diversos trabajos que se han centrado en describir la estructura y composición de las comunidades coralinas, encontrando en algunos casos que este ecosistema a partir de la década de los ochenta viene presentando un progresivo deterioro que pone de manifiesto síntomas como enfermedades, mortandad, blanqueamientos, depredación por peces y colonización algal o de esponjas sobre colonias coralinas vivas. Entre estos estudios se destacan los realizados por: Alvarado *et al.*, 1986; Solano, 1987, 1994; Werding y Sanchez, 1988; Zea y Duque-Tobón, 1988; Acosta, 1989, 1994; Garzón – Ferreira y Cano, 1991; Garzón – Ferreira y Kielman, 1993; Díaz *et al.*, 1996; Aerts y van Soest, 1997; Garzón – Ferreira, 1997. Sin embargo, es escasa la información específica con respecto al tema de deterioro coralino y los agentes que están causando mortandades coralinas, imposibilitando así la determinación de la evolución de estos sucesos en las últimas décadas y dejando un interrogante sobre si los arrecifes continúan en un proceso de degradación o si por el contrario se encuentran en etapa de recuperación.

No obstante, en recientes investigaciones se identificaron a las invasiones de algas, el territorialismo del pez pomacéntrico *Stegastes planifrons*, la depredación por peces y la enfermedad de los lunares oscuros (ELO), como agentes naturales importantes de mortalidad coralina en arrecifes del caribe Colombiano (Diaz *et al.*, 1996; Garzón-Ferreira *et al.*, 1996; Garzón-Ferreira, 1997; Gil – Agudelo, 1998).

Concretamente sobre la competencia entre algas y corales, Arenas (1999) evalúa el efecto de las algas bentónicas en la sobrevivencia de colonias transplantadas en el arrecife de Isla Grande (PNNCR), determinando que ellas no afectan la sobrevivencia parcial de las colonias; sin embargo las interacciones entre estos dos grupos producen pequeñas lesiones en los corales, ocasionadas por la abrasión y el sobrecrecimiento de los talos sobre el tejido coralino.

En el Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras (INVEMAR), bajo el programa de Biodiversidad de Ecosistemas Marinos y Costeros (BEM), se desarrolló el proyecto “Sistema de monitoreo para los ambientes arrecifales en Colombia y evaluación de agentes de mortalidad coralina”, dentro del cual se enmarcó el presente trabajo. En este estudio se plantea como principal objetivo evaluar la presencia y el efecto que tienen los diversos tipos de interacciones alga-coral en la salud de colonias coralinas de dos bahías de la región de Santa Marta (Caribe Colombiano) con distinto grado de deterioro e influencia antropogénica; y de manera específica: identificar las categorías de interacción alga-coral, discriminadas también de acuerdo con el grupo funcional algal; determinar la tasa de progreso de la interacción; relacionar las interacciones con la presencia de diferentes síntomas de deterioro en el tejido coralino; comparar entre profundidades y localidades con diferente calidad ambiental la dinámica de las interacciones a través del tiempo para determinar una posible relación entre la frecuencia de las interacciones y estas variables. Para esto se realizaron

monitoreos mensuales durante un periodo de ocho meses (noviembre de 1998 a junio de 1999), en estaciones ubicadas en las bahías de Chengue y Santa Marta.

2. ÁREA DE ESTUDIO

2.1. GENERALIDADES

El área de estudio la comprenden dos Bahías de la región de Santa Marta que se caracterizan por presentar diferentes grados de deterioro ambiental e influencia antropogénica. Estas son la Bahía de Santa Marta, localizada en las inmediaciones de la ciudad de Santa Marta, y la Bahía de Chengue, ubicada dentro del Parque Nacional Natural Tayrona (Fig.1). En términos generales se caracterizan por presentar una costa rocosa y heterogénea de relieve inclinado y playas arenosas, así como una plataforma continental bastante estrecha; estas características se deben principalmente a que la zona hace parte del complejo sistema litoral que está determinado por la entrada al mar de una parte de la Sierra Nevada de Santa Marta, lo que genera formaciones como acantilados, bahías, ensenadas, puntas e islotes (Solano, 1987; Acosta y Díaz 1990; Garzón - Ferreira y Cano, 1991).

N

2.1.1. CLIMA

La región exhibe cuatro periodos climáticos durante el año, alternando épocas húmedas con secas. El primer periodo se denomina época seca mayor, inicia en diciembre y se prolonga hasta finales de abril; durante este tiempo prevalecen los vientos Alisios que son fuertes y alcanzan una velocidad media de 3.5 m s^{-1} y una máxima superior a los 30 m s^{-1} ; la precipitación es poca, oscilando entre 9 y 174 mm (menos del 20% anual) (Salzwedel y Muller, 1983). Posteriormente se presenta la época húmeda menor que se prolonga hasta mediados del mes de junio, en la cual hay un receso del Alisio que es reemplazado por los vientos del sur-oeste, los cuales en algunas oportunidades vienen acompañados de lluvias. Le sigue otro periodo corto hasta finales de agosto denominado el “veranillo de San Juan”, el cual se caracteriza por la presencia nuevamente de los vientos Alisios pero esta vez de menor intensidad. Finalmente ocurre la época húmeda mayor, abarcando los meses de septiembre a diciembre, cuando retornan los vientos del sur - oeste y la precipitación es elevada, oscilando entre 121 - 523 mm (52% del total anual); ocasionalmente aparecen los vientos Alisios pero muy suaves. Sin embargo estos patrones pueden variar de un año a otro en intensidad y duración (Márquez, 1982; Ramirez, 1983; Bula - Meyer, 1985; Solano, 1987; Blanco, 1988; Acosta, 1989; Garzón – Ferreira, 1998).

2.1.2. OCEANOGRAFÍA

Las características Fisicoquímicas del agua marina de la zona están regidas por dos corrientes diferentes, marcando una estacionalidad relacionada con los vientos anteriormente descritos. La primera es la corriente NE (diciembre - abril), que se origina por los vientos Alisios y genera, paralelo a la costa, un flujo de aguas claras con bajas temperaturas (21 - 26.4°C), altas salinidades (36.1 - 37.4), aumento en nutrientes y fuerte oleaje (Márquez, 1982; Salzwedel y Muller, 1983; Bula - Meyer, 1985; Blanco, 1988; Acosta, 1989; Rivera, 1991; Acosta, 1992; Garzón - Ferreira, 1998). Igualmente en esta época la región del Parque Nacional Natural Tayrona se encuentra afectada por un fenómeno climático denominado surgencia o afloramiento, cuya presencia en el área limita el desarrollo del arrecife alterando las tasas de construcción arrecifal y produciendo efectos en comportamientos estacionales para el reclutamiento de esponjas y la abundancia algal (Bula- Meyer 1990; Díaz- Pulido y Garzón- Ferreira, 1997).

Durante la segunda época del año (junio – noviembre) se presenta la contracorriente de Panamá con la cual arriban aguas ricas en nutrientes provenientes de la Ciénaga Grande de Santa Marta y ríos aledaños a la región. El agua se torna más cálida, con temperaturas que oscilan entre 27.4 y 28.6°C, disminuye la salinidad (alcanzando valores entre 35.1 y 36.4) y la carga de sedimentos se hace mayor incrementando así la turbidez (Márquez, 1982;

Salzwedel y Muller, 1983; Bula - Meyer, 1985; Blanco, 1988; Acosta, 1989; Rivera, 1991; Acosta, 1992; Garzón - Ferreira, 1998).

2.2. BAHÍA DE SANTA MARTA

La Bahía de Santa Marta se localiza en el departamento del Magdalena entre los 11° 14' 15" a 11° 15' 30" latitud Norte y 74° 13' 12" a 74° 14' 30" longitud Oeste (Escobar, 1981). Es una bahía abierta protegida por estribaciones montañosas de la Sierra Nevada de Santa Marta por lo tanto posee una plataforma costera corta y pendiente, favoreciendo el intercambio de aguas continentales y oceánicas (Escobar, 1981). Limita por el norte con Punta de Betín, al oeste con el islote Morro Grande, por el costado sur con el río Manzanares y sobre la parte oriental se localiza la ciudad que lleva su mismo nombre (Figs.1 y 2). Santa Marta es una ciudad turística y portuaria, tiene una población aproximada a los 350.000 habitantes (Cámara de Comercio de Santa Marta, 1998) y a pesar del escaso desarrollo industrial sus actividades productivas se basan en la exportación de carbón, banano y café (Garzón – Ferreira, *et al.*,2000).

Las aguas de la bahía se encuentran constantemente influenciadas por fuentes de contaminación antropogénica provenientes de todos los costados. Hacia el norte de Punta de Betín se localiza la playa del Boquerón lugar donde hasta la fecha se vierten desechos industriales y la mayoría de aguas servidas de la ciudad y del complejo turístico del Rodadero. En el costado sur de esta península se ubica el Terminal Marítimo donde se desarrollan actividades portuarias e industriales que

dejan basura, residuos de hidrocarburos y otros desechos; a la vez, desde 1990 se lleva a cabo el embarque de carbón haciendo que los remolcadores remuevan constantemente los sedimentos del fondo y afecten los arrecifes de la zona. Hacia el sur de la bahía, el río Manzanares trae descargas periódicas de aguas turbias, una elevada carga de sedimentos y residuos domésticos de poblaciones del área urbana, igualmente la bahía recibe aportes de agua provenientes de la Ciénaga Grande de Santa Marta. La dirección de estas aguas y desechos depende de la corriente marina que esté imperando según la época del año (Escobar, 1981).

Los arrecifes del área presentan actualmente poca cobertura y diversidad (Acosta, 1989, 1994; Werding y Sanchez, 1989) y no se encuentran bajo un ambiente adecuado para alcanzar su óptimo desarrollo, ya que constantemente están afectados por los factores anteriormente descritos. La relativa escasez de especies coralinas también se presenta como resultado de las condiciones topográficas del fondo marino, que solo en algunos sitios permite la formación de arrecifes (Werding y Erhardt, 1976).

Una de las estaciones de muestreo es la península rocosa de Punta de Betín (Fig.2). Allí se encuentran formaciones coralinas hasta los 35 m de profundidad, siendo dominantes en los sustratos rocosos someros los octocorales y el género *Palythoa*, mientras que en zonas más profundas predominan colonias del género *Montastraea* (Prahly y Erhardt, 1985). El porcentaje de cobertura coralina promedio oscila alrededor del 20.3%, siendo mayor a los 10.5 m de profundidad (Acosta, 1989). Desde aguas someras hasta aproximadamente 8 m de profundidad se encuentra una zona de rocas sueltas y gravas, allí las especies más comunes de

scleractinios son: *Diploria clivosa*, *D. strigosa*, *Siderastrea radians*, *S. siderea*, *Favia fragum*, *Agaricia agaricites*, *Porites astreoides*; posteriormente a lo largo del talud hasta unos 35 m de profundidad se encuentra una zona de rocas sumergidas y canales arenosos donde las especies predominantes son: *P. astreoides*, *D. clivosa*, *Montastraea annularis*, *M. cavernosa*, *S. siderea*, *S. radians*, *Stephanocoenia intersepta*, *Madracis decactis*, *Dichocoenia stokesii*, *Colpophyllia natans* y *Meandrina meandrites* (Prahl y Erhardt, 1985). Sin embargo, la especie dominante en la zona es *M. cavernosa*, mostrando de esta forma gran tolerancia a factores tensores como sedimentación y baja intensidad lumínica (Acosta, 1989; 1992).

En la isla del Morro Grande se localiza la otra estación, aproximadamente a un kilómetro y medio al oeste de Punta de Betín. Se caracteriza por ser rocosa y de grandes pendientes. Las formaciones coralinas se desarrollan hacia sus costados sur y occidental, llegando a profundidades de 40 m (Prahl y Erhardt, 1985). La cobertura coralina alcanza valores hasta del 28% siendo mayor en los 15 m de profundidad (Acosta, 1989). Entre las especies coralinas dominantes se encuentran: *Agaricia agaricites*, *A. lamarcki*, *Diploria strigosa*, *D. clivosa*, *Madracis decactis*, *Siderastrea radians*, *Montastraea annularis*, *M. cavernosa*, *Favia fragum*, *Porites astreoides*, *Meandrina meandrites*, *Dichocoenia stokesii*, *Colpophyllia natans*, *Millepora complanata*, *M. squarrosa*, *M. alcicornis*, *Scolymia lacera* (Prahl y Erhardt, 1985).

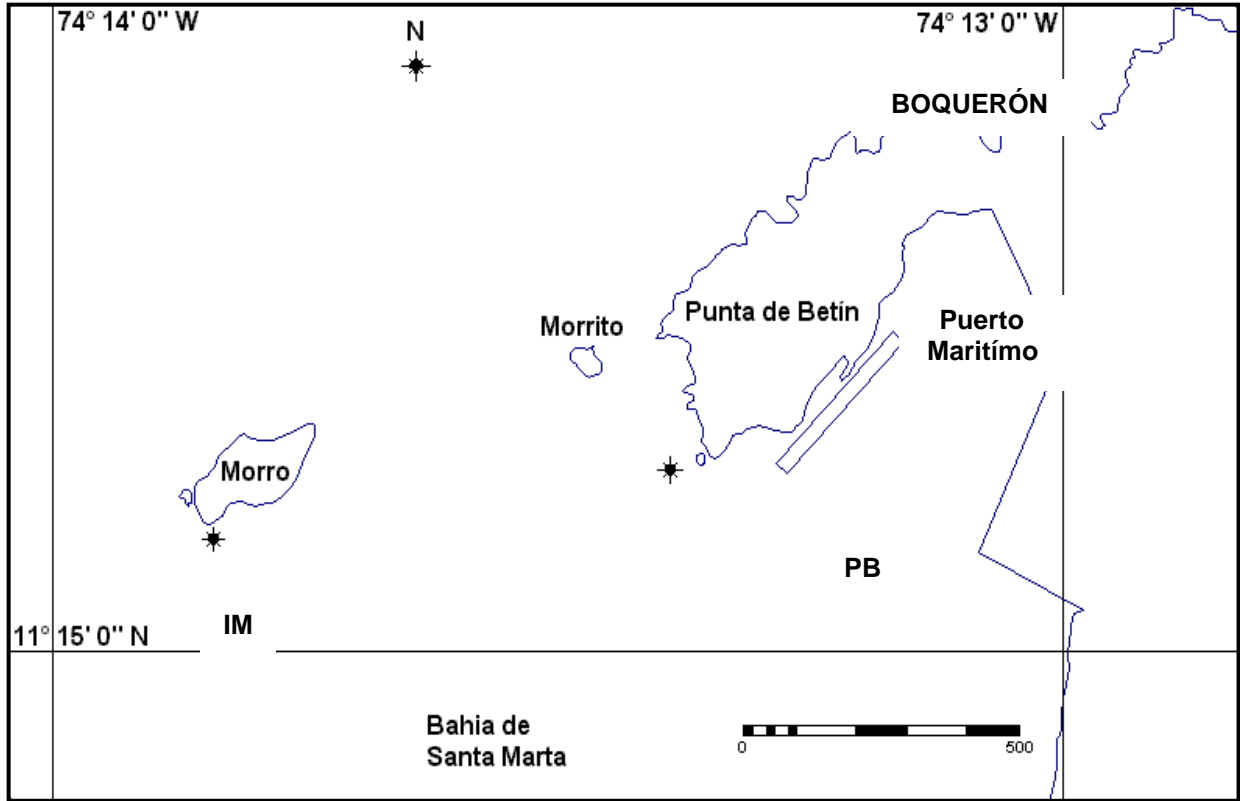


Figura 2. Mapa de la Bahía de Santa Marta con las estaciones de muestreo Islote el morro (IM) y Punta de Betín (PB). Tomada de la plancha 2, proyecto Punta Gloria – Río Piedras. IGAC – INVEMAR, 1990.

Hasta 1975 el estado de las formaciones en la bahía era sano y estable (Erhardt y Werding, 1975), sin embargo, como consecuencia de los factores de contaminación, estrés y algunos cambios ambientales estos arrecifes se encuentran actualmente en un estado alarmante, evidenciando alteraciones importantes en la composición y estructura de la comunidad coralina. La reducción del número de especies de coral y el cubrimiento de colonias vivas por otros organismos es cada vez mayor (Werding y Sánchez, 1988; Acosta, 1989, 1994; Zea y Duque-Tobón, 1989). Los agentes causantes de contaminación generan un gradiente ambiental que disminuye de sur a norte, afectando principalmente las formaciones coralinas de Punta de Betín, seguido por las formaciones coralinas del Morro, el cual a pesar de estar cercano a fuentes de descarga de sedimentos presenta un mayor intercambio con aguas oceánicas (Escobar, 1981; Solano, 1987; Werding y Sanchez, 1988; Acosta, 1992,1994.).

2.3. BAHÍA DE CHENGUE

La bahía de Chengue se encuentra ubicada aproximadamente a 14 km al este de Santa Marta, haciendo parte del Parque Nacional Natural Tayrona. Este parque ha sido catalogado como una de las áreas costeras de mayor biodiversidad del caribe Colombiano y de las mejores exploradas en el país. La bahía tiene una longitud cercana a los 2 km y una superficie aproximada de 3 km², su punto medio se ubica a los 11° 20' de latitud Norte y 74° 08' de longitud Oeste (Figs.1 y 3) (Solano, 1987; Garzón – Ferreira, 1998).

En esta bahía se concentran los tres principales ecosistemas costeros como son los manglares, las praderas de pastos marinos y los arrecifes de coral (Gallo, 1994; Prahll y Erhardt, 1985). La bahía se encuentra dividida de acuerdo con el grado de exposición al oleaje en cuatro sub sectores: uno expuesto hacia el costado nor-occidental, dos medianamente expuestos hacia el extremo sur-occidental y nor-oriental y uno protegido que abarca la mayor parte del costado oriental y sur de la bahía (Garzón- Ferreira y Cano, 1991).

En contraste con la Bahía de Santa Marta, Chengue se encuentra alejada de los focos de contaminación, no recibe descargas de aguas servidas ni aportes fluviales directos. El área es habitada por una familia y visitada por personas de zonas cercanas dedicadas a la pesca, actividad que es frecuente sobre la bahía (Garzón – Ferreira, 1998). Sus formaciones coralinas al estar retiradas de fuentes de contaminación se ven afectadas en menor medida por estos factores, encontrándose así en mejor estado de conservación (Solano, 1987; Garzón – Ferreira y Cano, 1991; Acosta, 1992,1994).

Los arrecifes de Chengue se caracterizan por ser los más extensos de los estudiados en el Parque. Se han identificado en total 31 especies de corales hermatípicos y tres de hydrocorales del género *Millepora*. Las formaciones coralinas se encuentran desde la parte externa de punta Gairaca cubriendo todo el costado oriental hasta encontrar playas arenosas, alcanzando su máximo desarrollo en la mitad sur oriental de la bahía; por otra parte, el costado oeste que

se encuentra más expuesto a la acción de las olas, presenta poco desarrollo arrecifal y está dominado por *Acropora palmata*, *Millepora squarrosa* y *Palythoa caribbea* (Solano, 1987; Garzón –Ferreira y Cano, 1991; Garzón - Ferreira; 1998).

En la bahía las algas son abundantes en todo el arrecife, sin embargo su presencia es de tipo estacional y varía según la época climática reinante. Su mayor proliferación la alcanzan en los primeros meses del año, fin de la época seca mayor, con una considerable disminución en la época húmeda. Entre los géneros que predominan se encuentran *Dictyota*, *Padina*, *Lobophora*, *Styopodium*, *Halimeda*, y *Sargassum* entre otras (Bula- Meyer, 1990; Díaz-Pulido y Garzón Ferreira, 1998).

Las dos estaciones (C.1 y C.2) de muestreo para este estudio se localizan sobre el costado oriental. La estación C.1 (Fig.3) se caracteriza por presentar arenas calcáreas de grano medio a grueso. Su ubicación hacia el interior de la bahía le permite poca exposición al oleaje facilitando así el desarrollo en una primera zona de especies ramificadas como *A. palmata*, *A. cervicornis*, *Agaricia tenuifolia* y *Madracis mirabilis*, así como pequeñas colonias masivas e incrustantes de *Porites astreoides*, *Favia. fragum*, *Diploria* y *Siderastrea* que crecen sobre fragmentos muertos de *A. palmata*. A profundidades de 5 –6 m dominan colonias masivas de tamaños medios como: *Siderastrea radians*, *Montastraea spp.*, *Diploria strigosa*; *D. clivosa*, *P. astreoides*, *Meandrina meandrites* y *Colpophyllia natans*, especie que se destaca al norte de la estación incluso llegando a formar un parche

monoespecífico. La cobertura viva tiende a disminuir pero la diversidad se incrementa. También son comunes parches de coral muerto colonizados por algas pardas principalmente del género *Dictyota*. (Solano, 1987; Garzón-Ferreira y Cano 1991) Durante 1993, sobre cinco transectos de CARICOMP, se determinó una cobertura de coral vivo con valores promedio de 26% (Garzón-Ferreira, 1998).

La estación C.2 (Fig.3) se localiza sobre un cinturón rocoso costero descendiendo como un talud de pendiente media, se encuentra más expuesta al oleaje lo que hace que especies ramificadas y foliáceas sean menos comunes predominando así cabezas de coral de tamaño pequeño o mediano representadas por especies como *Montastrea cavernosa*, *M. annularis*, *Diploria strigosa*, *Colpophyllia natans*, *Siderastrea radians*, *Solenastrea bournoni* y *Meandrina meandrites* (Solano, 1987; Garzón-Ferreira y Cano 1991). La cobertura de coral vivo registrada durante 1993 (cinco transectos de CARICOMP) alcanza valores medios de 42% (Garzón-Ferreira, 1998), por otra parte en los dos sitios se ha encontrado que las algas ocupan un gran porcentaje de cobertura del sustrato arrecifal alcanzando valores entre 48.2 y 52.7% (Rodríguez-Ramírez *et al.* 1998).

Estos arrecifes al estar más alejados de los factores físicos y antrópicos que afectan la bahía de Santa Marta presentan un mejor desarrollo coralino. Sin embargo en los últimos años se han reportado mortandades que han reducido su cobertura hasta el punto que especies como *Acropora cervicornis* y *A. palmata*

han alcanzado mortalidades del 80 y 60 % respectivamente. En general se han evidenciado síntomas de mortandad, deterioro coralino y colonización por esponjas y macroalgas especialmente de los géneros *Dyctiota*, *Halimeda* y *Gelidium* (Solano,1987; Garzón-Ferreira y Cano 1991; García, 1994).

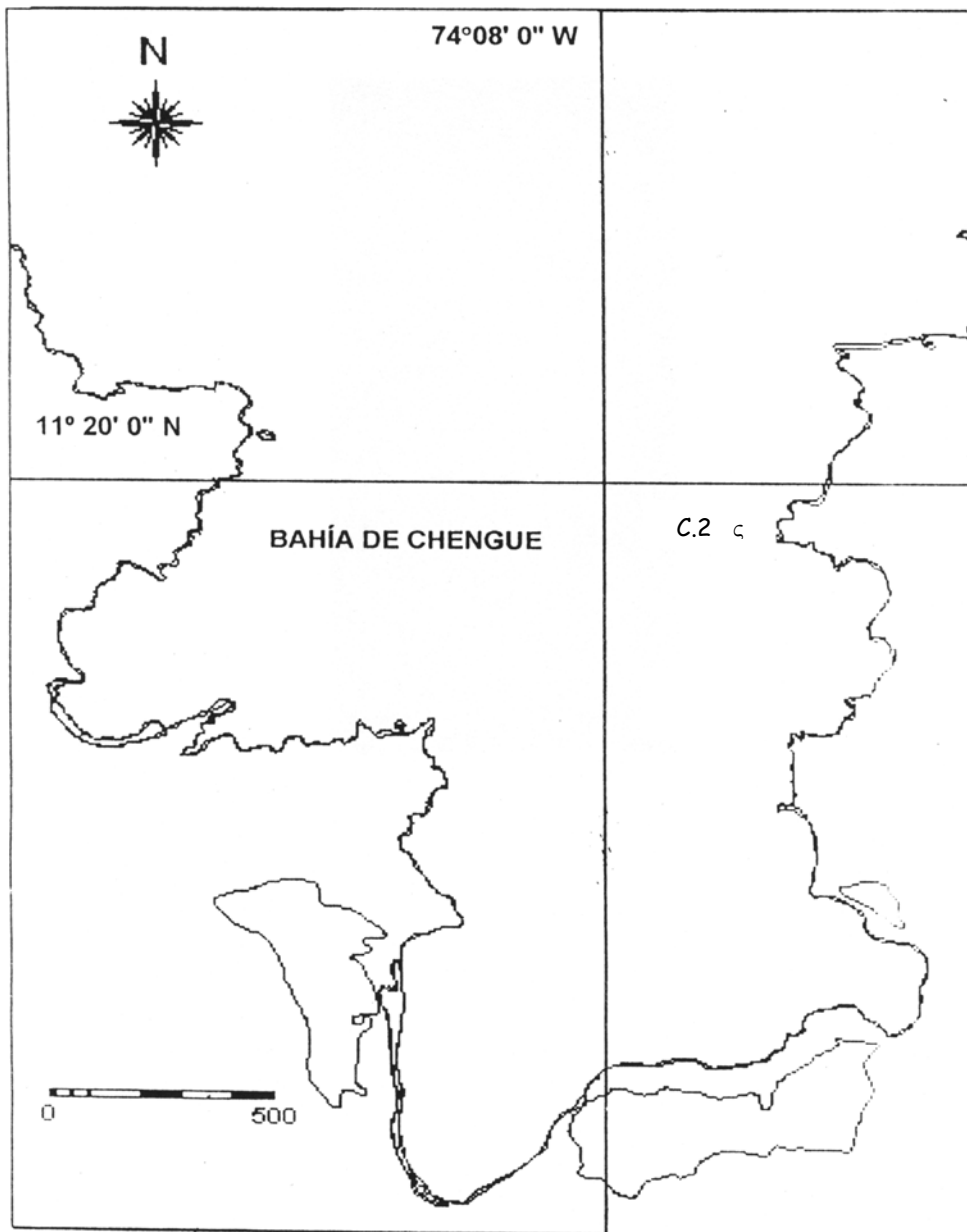


Figura 3. Mapa de la Bahía de Chengue con las estaciones de muestreo C.1 y C.2. Tomado de la plancha 3, proyecto Punta Gloria – Río Piedras. IGAC – INVEMAR, 1990.

3. METODOLOGÍA

3.1. ESTABLECIMIENTO DE LAS ESTACIONES DE MUESTREO

Con el fin de establecer las estaciones de muestreo se realizó durante el mes de septiembre de 1998, por medio de buceo autónomo SCUBA, un reconocimiento sobre los arrecifes de las Bahías de Santa Marta y Chengue. Una vez efectuado el recorrido en las dos zonas se escogieron áreas que mostraran parches arrecifales con extensión y desarrollo coralino considerable sobre el cual se pudiera realizar el estudio. Posteriormente se seleccionaron cuatro estaciones que fueron denominadas: Chengue 1 (C.1) y Chengue 2 (C.2), en la Bahía que lleva el mismo nombre (Fig.3), e Islote el Morro (IM) y Punta de Betín (PB) en la Bahía de Santa Marta (Fig.2).

Las dos estaciones de Chengue se ubicaron hacia el costado oriental de la Bahía sobre el área protegida, localizando C.1 hacia la parte más interna mientras que C.2 se ubicó unos 400 m al norte de la primera (Fig.3). En cada estación se establecieron dos subestaciones a diferente profundidad: una somera (SOM) que se encontraba entre los 3 y 6 metros y una intermedia (INT) oscilando entre los 9 y 12 metros. A diferencia de esto, las estaciones de la Bahía de Santa Marta se

establecieron un poco más retiradas la una de la otra, ubicando la estación IM sobre el costado sur occidental del islote el Morro y PB hacia la parte occidental de Punta Betín (Fig.2). En estas estaciones solamente se trabajó sobre la profundidad intermedia (INT) dado que entre los 3 y 6 metros (SOM) no se encontraron formaciones coralinas de extensiones considerables.

Durante el mes de octubre, en las estaciones seleccionadas se fijaron al azar tres transectos lineales de diez metros de longitud por dos metros de ancho (un metro hacia cada lado de la línea central del transecto) ubicados paralelos a las isóbatas de profundidad. De esta forma se establecieron para el estudio un total de dieciocho transectos de 20 m² cada uno, doce en la Bahía de Chengue y seis en la Bahía de Santa Marta; monitoreando así un área aproximada de 360 m², distribuidos en 240 m² para la Bahía de Chengue y 120 m² para la Bahía de Santa Marta. Cada transecto se demarcó con dos estacas metálicas de 3/4" de pulgada de diámetro, las cuales permanecieron fijas todo el tiempo sobre partes muertas del arrecife y eran unidas por un decámetro o cuerda para señalar el transecto únicamente el día que se realizaba el muestreo.

Posteriormente durante un periodo de ocho meses, comprendidos entre noviembre de 1998 y junio de 1999, se evaluó mensualmente en colonias marcadas, dentro de los transectos señalados, la incidencia y el efecto sobre el tejido del coral de los diferentes tipos de interacciones alga-coral y se establecieron las categorías algales más frecuentes, con el fin de explicar la

dinámica de las interacciones y sus efectos. Adicionalmente cada mes se determinó el porcentaje de cobertura del sustrato arrecifal y se midieron semanalmente a lo largo del estudio algunas variables fisicoquímicas del agua marina en las estaciones, esto con el objeto de establecer una relación entre las interacciones y sus efectos con la calidad ambiental de la zona.

3.2. INTERACCIONES ENTRE ALGAS Y CORALES

Las interacciones o encuentros se definen como un contacto directo entre una colonia de coral y un alga vecina (Tanner, 1995). Para evaluar el efecto de las interacciones entre las algas y los corales se monitorearon, durante cada mes a lo largo del periodo de estudio, doscientas setenta (270) colonias de coral distribuidas en las cuatro estaciones a lo largo de los dieciocho transectos. Para esto se tuvieron en cuenta: los tipos de interacciones, el grupo algal predominante en los encuentros, los síntomas de deterioro que presentara el tejido coralino en contacto con la interacción, y la tasa de avance de la interacción.

En la Bahía de Chengue se realizaron ocho muestreos durante tres de los cuatro periodos climáticos: dos en la época húmeda mayor (noviembre y diciembre) cuatro en la época seca mayor (enero a abril) y dos durante la época húmeda menor (mayo y junio). En Santa Marta los muestreos fueron bimensuales obteniendo un total de cinco, dos durante la época húmeda mayor (noviembre y

diciembre), dos en la época seca mayor (febrero y abril) y uno en la época húmeda menor o periodo de transición (junio).

Sobre cada transecto se delimitó un área de veinte metros cuadrados (un metro hacia cada lado de la línea central del transecto) dentro de la cual se marcaron al azar colonias coralinas que presentaran algún tipo de interacción con un grupo algal. Para esto se empleó una puntilla metálica con una referencia numérica en cinta rotex y se clavó sobre un área cercana a la colonia pero carente de tejido vivo. Estas puntillas sirvieron también como puntos de referencia para medir el progreso de la interacción entre el alga y el coral (metodología adaptada de Rutzler *et al.*, 1983; Solano *et al.*, 1992 a y b). Sobre cada colonia marcada se identificó la especie de coral y durante cada muestreo se registró el grupo algal interactuante, el tipo de interacción alga - coral y el estado del tejido de la colonia en contacto con la interacción. Para monitorear la evolución de la interacción se empleó un calibrador plástico de precisión ± 0.05 mm y se midió la distancia existente desde el punto de referencia al límite del tejido vivo del coral y la distancia desde la marca a determinado grupo algal que estuviera interactuando con la colonia (Adaptado de De Ruyter van Steveninck *et al.*, 1988; Aerts y van Soest, 1997).

Los tipos de interacciones o encuentros entre algas y corales fueron identificados a partir de las siguientes categorías: (adaptado de De Ruyter van Steveninck *et al.*, 1988; Aerts y van Soest, 1997).

A. CUBRIMIENTO (CU): Invasión o crecimiento algal mayor de 5 mm sobre el tejido vivo del coral (Fig.4a).

B. CONTACTO DIRECTO (CD): Establecimiento del alga en la periferia o margen del tejido vivo del coral, la distancia entre el alga y el coral es de 0.0 mm (Fig.4b).

C. CONTACTO INDIRECTO (CI): Crecimiento algal cerca al margen del área viva del coral, la distancia entre alga y coral es menor a 30 mm (Fig.4c).

D. NO CONTACTO (NC): Crecimiento algal entre 30 y 60 mm de distancia del margen del área viva del coral (Fig.4d).

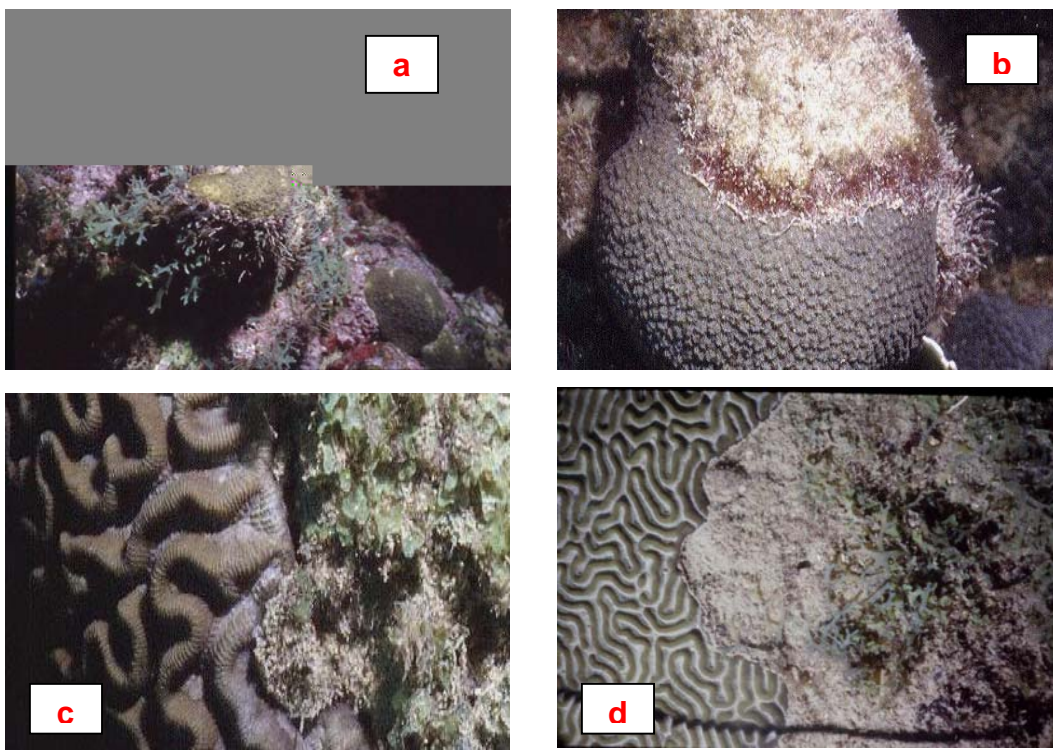


Figura 4. Tipos de interacciones alga-coral, a. Cubrimiento (CU) entre una colonia de *Montastraea annularis* y un alga frondosa; b. Contacto directo (CD) entre una colonia de *Montastraea annularis* y un alga cespitosa, c. Contacto indirecto (Ci) entre una colonia de *Colpophyllia natans* y un alga frondosa; d. No Contacto (NC) entre una colonia de *Diploria strigosa* y un alga frondosa.

Las categorías de algas se identificaron de acuerdo con la formación de grupos funcionales con base en el esquema propuesto por Littler *et al.* (1983); Steneck y Dethier (1994) y empleado por Díaz-Pulido (1995) y Arenas (1999), el cual tiene en cuenta las características morfológicas y ecológicas de las especies como la forma de los talos, la resistencia a herbívoros y el ciclo de vida, entre otros (Tabla.1).

Tabla 1. Grupos funcionales de algas bentónicas (modificado de Littler *et al.* 1983 y Steneck y Dethier, 1994 en Díaz-Pulido, 1995 y Arenas, 1999).

CATEGORÍAS ALGALES	GRUPOS O FORMA FUNCIONAL	GÉNEROS COMUNES EN ARRECIFES DEL CARIBE
Algas costrosas (COS)	Costrosa	Porolithon, Hydrolithon.
Céspedes algales -“algal turfs” (CES). Talos <10 mm de altura.	Cianofíceas Filamentosas	Microcoleus, Oscillatoria. Ceramium, Bryopsis.
Macroalgas frondosas (FRO). Talos > 10 mm de altura)	Folioso-membranosas Foliosa esférica Folioso corticadas Corticadas Coriáceas Calcareo – erectas	Anadyomene, Enteromorpha Ventricaria, Dictyosphaeria Dictyota, Lobophora Acanthophora, Laurencia Turbinaria, Sargassum Halimeda, Amphiroa

La identificación de los organismos se realizó *in situ* para evitar la extracción innecesaria de los ejemplares. Sin embargo se recolectaron algunas muestras de algas pertenecientes a las categorías que se encontraban interactuando con los corales. Estas muestras se preservaron en húmedo (agua marina con formol al 5% más borax, metodología empleada por Bula-Meyer y Díaz-Pulido, 1995) y

posteriormente se identificaron por medio de claves especializadas con base en sus características morfológicas (anexo b).

Para determinar el efecto que ejercen las interacciones en el desarrollo de la colonia se evaluó durante cada muestreo la presencia de algún signo de deterioro coralino sobre el tejido que se encontraba directamente relacionado con la interacción. Los síntomas que se tuvieron en cuenta fueron: enfermedad, muerte de tejido coralino, blanqueamiento, cambio en la coloración del tejido, retracción de pólipos y depredación por peces.

3.3. COBERTURA ALGAL Y CORALINA

Para establecer la posible relación entre la presencia de determinado grupo algal en las interacciones y la frecuencia de este en el área, se evaluó la cobertura del sustrato arrecifal a través de un método cuantitativo en el que se empleó como unidad muestral un cuadrante en PVC de un metro cuadrado de área, dividido y marcado cada diez centímetros formando una cuadrícula con una cuerda tensa.

El cuadrante era dispuesto sobre la línea central del transecto, sobre el cual se monitoreaban las interacciones, abarcando 0.5 m por cada lado de este; registrándose posteriormente el área ocupada por cada especie de coral, categoría algal, gorgonáceo, esponja y tipo de sustrato. Terminado el primer

cuadrante se dispuso consecutivamente sobre la misma línea y así sucesivamente hasta abarcar todo el transecto. De esta forma por cada transecto se evaluaron diez metros cuadrados obteniendo así un total de treinta metros cuadrados por profundidad; sesenta metros cuadrados para cada estación de la Bahía de Chengue y treinta metros cuadrados para cada estación de la Bahía de Santa Marta.

El muestreo se realizó durante un periodo de ocho meses con mediciones bimensuales, para un total de cinco registros, dos durante la época húmeda mayor (noviembre y diciembre), dos en la época seca mayor (febrero y abril) y uno en la época húmeda menor o periodo de transición (junio).

3.4. VARIABLES FISICOQUÍMICAS

Para evaluar la posible relación entre la presencia y el efecto de las interacciones alga - coral con la calidad ambiental de la zona se midieron semanalmente durante todo el periodo de estudio y en cada una de las estaciones una serie de variables fisicoquímicas del agua marina superficial, dentro de las rutinas de los programas de monitoreo CARICOMP y SIMAC llevados a cabo por el INVEMAR desde 1993 en la región. Las variables analizadas fueron: temperatura, salinidad, transparencia, nutrientes, clorofila a y tasas de sedimentación. Algunas se

determinaron *in situ* y otras requirieron ser procesadas posteriormente en laboratorio.

Para la determinación de nutrientes y clorofila -a se tomó en cada estación una muestra de agua superficial recolectada en una botella plástica con capacidad de 5 litros, previamente lavada y purgada con agua del sitio. El análisis se efectuó después de la colecta, sin embargo en los casos que esto no fue posible se almacenaron por un periodo menor a 24 horas preservándolas por congelación en un lugar oscuro (Garay *et al.*,1993; CARICOMP, 1994). En el laboratorio se filtró un mínimo de tres litros de la muestra de agua a través de una bomba de vacío utilizando un filtro Whatman de 25 mm (posteriormente empleado para el análisis de clorofila a). Parte de la muestra filtrada se almacenaba en dos frascos plásticos con capacidad de 250 ml c/u, para posteriormente realizar análisis de nutrientes.

3.4.1. TEMPERATURA: tomada *in situ* a ± 50 cm de la superficie del agua por medio de un termómetro de mercurio con precisión de ± 0.1 °C.

3.4.2. SALINIDAD: se recolectaba una muestra de agua a ± 50 cm de la superficie y se determinaba por medio de un salinómetro / refractómetro compensado, con precisión de ± 1 ups.

3.4.3. TRANSPARENCIA: medida verticalmente en la columna de agua con un disco Secchi de 30 cm de diámetro, cuya cara superficial está dividida en cuadrantes intercalados de colores blanco y negro.

3.4.4. NUTRIENTES: El análisis de los nutrientes orgánicos se hizo a partir de las muestras filtradas empleando los métodos de colorimetría y espectofotometría con base en los siguientes fundamentos (Garay *et al.*,1993) :

- Amonio: Fundamento del Método azul de indofenol. Lectura de absorbancia a 640 nm en celda de vidrio con paso óptico de 10 cm.

- Nitrito: Método basado en la reacción de Griess modificada por Bendschneider y Robinson. Lectura de absorbancia a 543 nm en celda de vidrio con paso óptico de 10 cm.

- Silicato: Método del ácido ascórbico. Lectura de absorbancia a 810 nm en celda de vidrio con paso óptico de 1 cm.

- Fósforo reactivo: Método del ácido ascórbico modificado por Strickland y Parsons (1972). Lectura de absorbancia a 885 nm en celda de vidrio con paso óptico de 10 cm.

3.4.5. CLOROFILA -a: Una vez filtrada la muestra se tomaba el filtro Whatman y se sometía a un tratamiento de macerado con acetona al 90 %, posteriormente se centrifugaba por un periodo de veinte minutos. Finalmente se retiraba la solución sobrenadante y se leía en espectofotómetro contra un blanco de acetona al 90% en longitudes de onda de 750, 665, 645, 630 y 480 nm en celda de vidrio con paso óptico de 10 cm (Garay *et al.*,1993) :

3.4.6. TASA DE SEDIMENTACIÓN: La determinación de las tasas de sedimentación se realizó bimensualmente durante el periodo de estudio a partir de

trampas recolectoras instaladas desde septiembre de 1998 y reemplazadas cada dos meses. En cada estación, sobre la profundidad intermedia (INT), se colocaron tres trampas que consistían en tubos de PVC de ± 5.4 cm de diámetro, 30 cm de altura (la proporción entre el diámetro y la altura debe ser 1:5) y un colector inferior. Este tipo de diseño evita la resuspensión o pérdida de los sedimentos atrapados y mide la tasa de sedimentación potencial (Larson *et al.*, 1986).

Las trampas se fijaron por medio de cuerdas a las estacas que demarcaban los transectos, quedando en posición vertical a una altura aproximada de 50 cm sobre el sustrato. La muestra colectada bimensualmente se trasladaba al laboratorio y se lavaba con agua dulce sobre un tamiz de 1 mm de ojo de malla, una vez separado este sedimento se traspasaba con agua a un frasco de vidrio con capacidad de tres litros, se dejaba decantar por un par de días y a través de sifonéo se cambiaba el agua para retirar las sales (este procedimiento se realizaba tres veces). El sedimento precipitado se separaba en dos fracciones a través de tamices de 300 y 53 μm de ojo de malla (sedimentos medios y finos respectivamente). El material retenido se depositaba con la ayuda de un frasco lavador en cajas de petri, las cuales eran llevadas a la estufa a una temperatura aproximada de 90°C y se dejaban secar, posteriormente se pesaban en una balanza semianalítica con precisión de 0.01 g.

Los sedimentos que pasaban por el tamiz de 53 μm (limos) se colocaban nuevamente con agua en las botellas hasta dejarlos decantar, posteriormente se

sometían al mismo proceso de secado. Con los pesos obtenidos se determinó la tasa de sedimentación diaria ($\text{mg}/\text{cm}^2/\text{día}$) (metodología modificada y adaptada de Larsson *et al.*, 1986; Zea, 1990; Díaz *et al.*, 1993; Zea, 1994; Aerts y van Soest, 1997).

3.5. ANÁLISIS DE LA INFORMACIÓN

3.5.1. INTERACCIONES ENTRE ALGAS Y CORALES

3.5.1.1. Categorías de interacción y grupo funcional algal.

Las interacciones entre algas y corales monitoreadas sobre las colonias se discriminaron de acuerdo con los grupos funcionales de algas y las categorías de interacción, posteriormente se cuantificaron, tabularon y graficaron por estación (bahías y profundidades) para los meses de muestreo en porcentajes relativos con respecto al total de interacciones presentes en cada mes.

Para determinar si se presentaban diferencias significativas en las interacciones por grupo funcional algal entre las estaciones de muestreo (bahías y profundidades), y en las interacciones por categorías entre las estaciones de muestreo se realizó para cada uno un análisis de varianza no paramétrico (Kruskal – Wallis) con un nivel de confianza del 95%. Los análisis paramétricos no fueron aplicados dado que los datos aún transformados ($\arcsen x^{1/2}$) no cumplieron con los supuestos de normalidad (prueba de Shapiro –Wilk) y homoscedasticidad (test

de Bartlett's) (Sokal y Rohlf, 1979; Mora *et al.*, 1996). Igualmente se aplicó el mismo análisis para identificar cambios estacionales (periodo húmedo y seco) en las interacciones por grupo funcional algal y categoría de interacción.

3.5.1.2. Relación entre la categoría de interacción y el grupo funcional algal.

Para establecer la posible relación entre las categorías de interacción y los grupos funcionales de algas se agruparon las interacciones por eventos, que fueron cuantificados a partir de cada colonia de acuerdo con la asociación de una categoría de interacción y un grupo algal determinado, independientemente del tiempo de duración del mismo; de esta forma se registraron 714 eventos a partir del total de las interacciones. Estos eventos se tabularon en tablas de contingencia y graficaron por porcentajes, así mismo se discriminaron por estaciones (bahías y profundidades).

La posible relación entre las categorías de interacción y los grupos de algas se determinó con un Test de bondad de ajuste (χ^2) con un nivel de significancia del 95% (Sokal y Rohlf, 1979; Mora *et al.*, 1996), probando la hipótesis (H_0) de que las interacciones por categoría son independientes del grupo algal interactuante.

3.5.1.3. Síntomas de deterioro.

Los signos de deterioro observados sobre el tejido coralino se relacionaron con los eventos de asociación anteriormente descritos; de esta forma se discriminaron de manera general (eventos sanos y eventos asociados con deterioro) y particular

para cada síntoma con la categoría de interacción y grupo algal interactuante. Los eventos fueron tabulados en tablas de contingencia y posteriormente graficados en porcentajes; igualmente la información se discriminó para cada estación (bahías y profundidades).

Para determinar la relación entre las categorías de interacción y los grupos algales con la presencia de signos de deterioro se realizó una prueba de Bondad de ajuste (χ^2) con un nivel de significancia del 95% (Sokal y Rohlf, 1979; Mora *et al.*, 1996), la hipótesis (H_0) a probar era que la presencia de síntomas de deterioro es independiente de las categorías de interacción y del grupo algal interactuante.

3.5.1.4. Tasa de avance de la interacción.

La tasa de progreso de la interacción se determinó mensualmente a partir de la distancia del punto de referencia a la interacción durante el primer mes de muestreo, de esta forma mensualmente se registró la tasa de progreso del coral y del alga en la interacción. Los datos fueron tabulados y graficados comparando las dos tasas por mes y estación.

Las tasa de pérdida o ganancia de tejido coralino en la interacción se relacionó con las categorías de interacción y el grupo algal interactuante; para probar (H_0) si la pérdida de tejido coralino es independiente de las categorías de interacción y del grupo algal interactuante se realizaron pruebas de Bondad de ajuste (χ^2) con un nivel de significancia del 95% (Sokal y Rohlf, 1979; Mora *et al.*, 1996).

Por otra parte para determinar diferencias entre las tasas de interacción por categorías de interacción y grupos algales se aplicó un análisis de varianza no paramétrico (Kruskal – Wallis) con un nivel de confianza del 95%. Las pruebas paramétricas fueron descartadas dado que los datos aún transformados ($\text{Log } x+1$) no cumplieron con los supuestos de normalidad (prueba de Shapiro –Wilk) y homoscedasticidad (test de Bartlett's) (Sokal y Rohlf, 1979; Mora *et al.*, 1996).

3.5.2. COBERTURA ALGAL Y CORALINA

Los datos de cobertura algal y coralina fueron expresados en porcentajes relativos con respecto a la cobertura total del sustrato arrecifal durante cada periodo de muestreo; así mismo fueron tabulados y graficados comparando la cobertura de los dos grupos entre estaciones (bahías y profundidades) a lo largo del periodo de estudio. Adicionalmente la cobertura algal fue discriminada por grupos funcionales y expresada en porcentajes con respecto al total de la cobertura algal en cada mes de muestreo y para cada estación.

Se construyó una matriz de correlación y se aplicó la prueba de Pearson con un nivel de significancia del 95% (Sokal y Rohlf, 1979; Mora *et al.*, 1996), para identificar la posible relación entre la frecuencia de las interacciones por grupos algales y la cobertura del grupo en el sustrato arrecifal. Esta prueba permite evidenciar asociación de las variables más no una causalidad entre ellas.

3.5.3. VARIABLES FISICOQUÍMICAS

Las variables fisicoquímicas fueron tabuladas y graficadas para cada bahía a partir de los promedios mensuales con su respectivo error estándar. Los datos de interacciones por grupo algal y síntomas de deterioro de cada bahía, fueron correlacionados con cada uno de los parámetros fisicoquímicos utilizando la prueba de Pearson con un nivel de significancia del 95% y previa estandarización de los datos debida a que se correlacionan variables continuas y discretas (Sokal y Rohlf, 1979; Mora *et al.*, 1996).

Todas las pruebas estadísticas fueron realizadas a través del programa Statistica para windows versión 4.2 (Statsoft, Inc., 1993).

4. RESULTADOS

4.1. INTERACCIONES ENTRE ALGAS Y CORALES

4.1.1. INTERACCIONES POR GRUPOS ALGALES

En las cuatro estaciones de las dos bahías se monitorearon 270 colonias de coral sobre las que se observaron, a lo largo del periodo de estudio, 1956 interacciones con los tres grupos algales. El grupo predominante durante todos los meses fue el de algas cespitosas con las que se registraron en total 1135 (58.03%) interacciones, seguido por las frondosas con 533 (27.25%) encuentros y 288 (14.72%) con el grupo de las costrosas (Tabla 2, Fig.5).

Tabla 2. Número total de interacciones formadas por cada grupo algal durante el periodo de estudio (Noviembre de 1998 a Junio de 1999), al lado de cada valor se presenta el porcentaje del grupo con respecto al total de interacciones registradas en el mes. G.A: grupo algal; FRO: algas frondosas; CES: algas cespitosas; COS: algas costrosas; TAL: total algas en el periodo de estudio.

G.A	NOV	%	DIC	%	ENE	%	FEB	%	MAR	%	ABR	%	MAY	%	JUN	%	TAL	%
FRO	42	15.91	93	33.10	81	39.32	75	28.20	68	32.54	73	28.08	50	24.88	51	18.96	533	27.25
CES	177	67.05	159	56.58	100	48.54	158	59.40	109	52.15	148	56.92	109	54.23	175	65.06	1135	58.03
COS	45	17.05	29	10.32	25	12.14	33	12.41	32	15.31	39	15.00	42	20.90	43	15.99	288	14.72

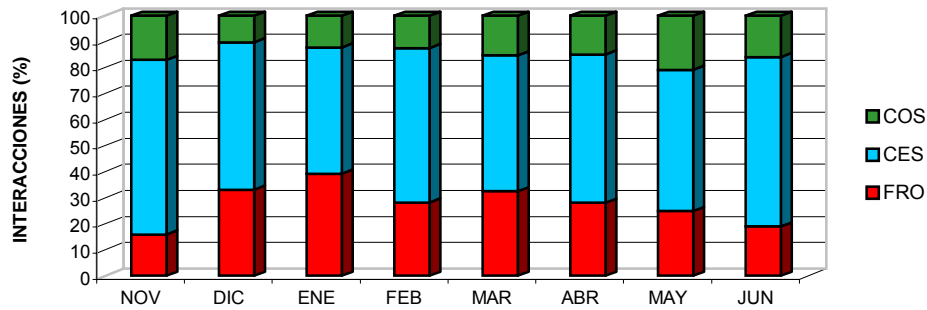


Figura 5. Comparación mensual de los porcentajes de interacciones por grupos funcionales de algas. FRO: algas frondosas; CES: algas cespitosas; COS: algas costrosas.

La presencia de los grupos funcionales algales en las interacciones evidenció diferencias entre bahías y profundidades. Al comparar entre bahías se observó que en Chengue la gran mayoría de las interacciones se presentaron con las algas cespitosas ($45.01\% \pm 4.56$) y las algas frondosas ($42.47\% \pm 4.91$) y en menor proporción con las costrosas ($12.52\% \pm 2.74$). En la bahía de Santa Marta el mayor porcentaje promedio estuvo representado sólo por los céspedes algales ($87\% \pm 1.48$), al tanto que las algas frondosas solamente registraron una interacción; en cambio las algas costrosas tuvieron una frecuencia semejante a la de Chengue (Tabla 3, Fig. 6). La prueba de Kruskal – Wallis corroboró las evidencias gráficas al demostrar que únicamente las interacciones con algas frondosas y cespitosas presentaron diferencias significativas ($P < 0.05$) entre estas dos estaciones (Tabla 4).

Tabla 3. Porcentajes de interacciones mensuales por grupos algales para cada bahía. X: representa el porcentaje promedio durante el periodo de estudio (\pm error estándar, ES). G.A: grupo algal; FRO: algas frondosas; CES: algas cespitosas; COS: algas costrosas.

G.A	CHENGUE							SANTA MARTA						
	NOV.	DIC	FEB.	ABR	JUN	X	(ES)	NOV.	DIC	FEB.	ABR	JUN	X	(ES)
FRO	29.13	56.83	48.44	43.28	34.68	42.47	(4.91)	0.00	0.00	1.82	0.0	0.0	0.36	(0.36)
CES	62.20	37.41	41.41	38.06	45.97	45.01	(4.56)	82.46	89.47	89.09	89.47	84.48	87.00	(1.48)
COS	8.66	5.76	10.16	18.66	19.35	12.52	(2.74)	17.54	10.53	9.09	10.53	15.52	12.64	(1.64)

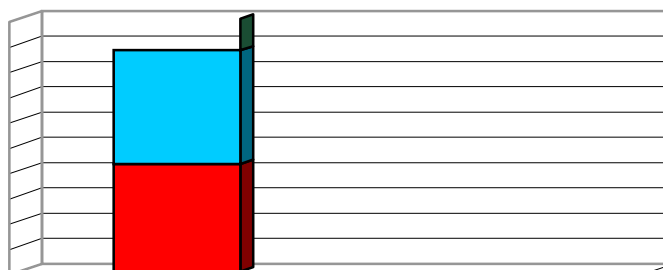


Tabla 4. Resultados de la ANOVA no paramétrica de Kruskal – Wallis para probar si existían diferencias en las interacciones por grupo algal entre bahías y profundidades. Valores en azul denotan diferencias significativas.

FUENTE	df	H	F	p
Algas Frondosas				
Bahías	1	7.26	3.84	0.0071
Profundidades	1	11.29	3.84	0.0008
Algas Cespitosas				
Bahías	1	6.86	3.84	0.0088
Profundidades	1	11.29	3.84	0.0008
Algas Costrosas				
Bahías	1	0.099	3.84	0.753
Profundidades	1	0.397	3.84	0.529

Las algas cespitosas tuvieron un comportamiento inverso, presentándose así el mayor porcentaje de interacciones en noviembre (62.20%) y el menor valor en diciembre; por otra parte las algas costrosas se salen de este patrón al evidenciar un incremento en las interacciones durante los últimos meses de estudio alcanzando un porcentaje máximo de encuentros de 19.35% comparado con el mes de diciembre donde tan solo representaron el 5.76 % de las interacciones. A pesar de esta variación evidente gráficamente las interacciones por estos grupos algales no presentaron diferencias estadísticamente significativas (prueba de Kruskal – Wallis) entre los dos periodos climáticos (Tabla 5).

En la bahía de Santa Marta no se observaron variaciones a lo largo del estudio en la presencia de los grupos funcionales en las interacciones (Tabla 3, Fig. 7). Los céspedes algales no exhibieron mayores fluctuaciones, sus porcentajes de interacciones oscilaron entre 82.46 y 89.47% alcanzando el valor máximo durante los meses de diciembre y abril, y el mínimo en noviembre. Las costrosas, al igual que en Chengue, siempre presentaron menores encuentros, a la vez su rango de variación no fue muy amplio. Estos resultados se corroboraron con la prueba de Kruskal – Wallis demostrando que las interacciones por grupos algales no presentaron diferencias significativas entre los dos periodos climáticos (Tabla 5).

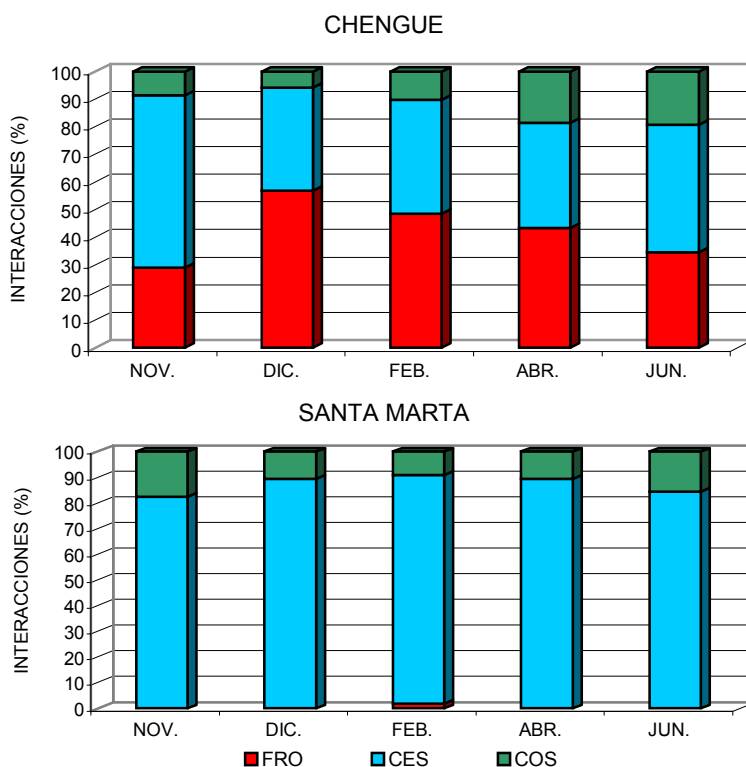


Figura 7. Porcentajes mensuales de interacciones por grupos funcionales algales entre la bahía de Chengue y Santa Marta. El porcentaje está dado para cada estación a partir del número total de interacciones presentes en cada mes. FRO: algas frondosas; CES: algas cespitosas; COS: algas costrosas.

Tabla 5. Resultados de la ANOVA no paramétrica de Kruskal – Wallis para probar si existían diferencias en las interacciones de los grupos algales entre los dos periodos climáticos. Valores en azul denotan diferencias significativas.

FUENTE	CH. INT				CH. SOM				SM			
	df	H	F	p	df	H	F	p	df	H	F	p
Frondosas												
Tiempo	1	1.33	3.84	0.25	1	4.08	3.84	0.04	1	1.5	3.84	0.22
Cespitosas												
Tiempo	1	0.08	3.84	0.77	1	0.08	3.84	0.77	1	0.79	3.84	0.37
Costrosas												
Tiempo	1	0.0	3.84	1	1	0.08	3.84	0.77	1	2.19	3.84	0.14

Entre profundidades también se evidenciaron diferencias significativas ($P < 0.05$) en las interacciones por algas frondosas y cespitosas (Tabla 4). Como patrón general, durante el periodo de estudio, en la profundidad somera predominaron claramente las algas cespitosas ($69.22\% \pm 1.97$), seguido por el grupo de las costrosas ($16.62\% \pm 2.16$) y las frondosas ($14.17\% \pm 1.88$); contrario a esto, sobre la profundidad intermedia la presencia de algas cespitosas y frondosas en las interacciones fue muy equilibrada ($42.99\% \pm 2.90$ y $42.69\% \pm 3.30$ respectivamente), mientras los encuentros con algas costrosas fueron mucho menos frecuentes ($14.32\% \pm 2.42$) (Tabla 6, Fig. 8).

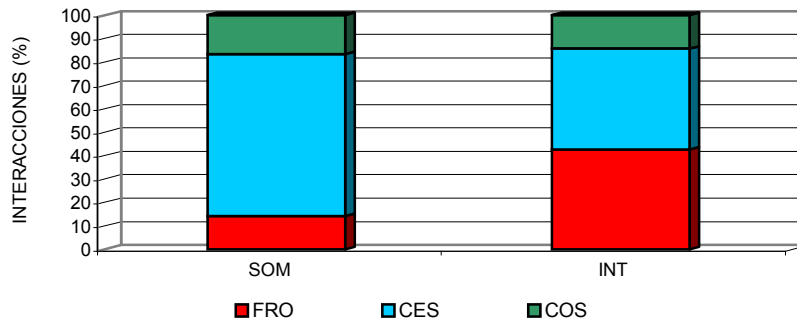


Figura 8. Comparación de los porcentajes promedio de interacciones por grupos funcionales algales durante todo el periodo de estudio (Noviembre de 1998 a Junio de 1999) en la profundidad somera (SOM) e intermedia (INT) en la bahía de Chengue. FRO: algas frondosas; CES: algas cespitosas; COS: algas costrosas.

El comportamiento de las interacciones a lo largo del estudio en la profundidad somera (SOM) e intermedia (INT) fue variado, sin embargo la prueba de Kruskal – Wallis únicamente demostró diferencias significativas ($P < 0.05$) entre los dos periodos climáticos para las interacciones por algas frondosas sobre la profundidad somera (Tabla 5). A pesar de estos resultados gráficamente se insinúan algunas variaciones temporales sobre las dos profundidades con las algas frondosas y cespitosas (Fig. 9). Las interacciones por algas frondosas se incrementaron durante los meses de la época seca y disminuyeron para el periodo húmedo; no obstante los porcentajes de interacciones fueron mayores en INT donde el promedio mensual osciló entre 29.13% y 56.83.%, mientras que en SOM dichos porcentajes no superaron el 21.74% (Tabla 6).

Las algas cespitosas en la profundidad somera mostraron un comportamiento más estable a lo largo del estudio, con registros de interacciones que se mantuvieron

entre 63.75% y 79.31% (enero y junio respectivamente); por otra parte en INT los encuentros con este grupo fueron menores pero el rango de variación fue más amplio (37.41% a 62.20%, en diciembre y noviembre respectivamente) evidenciando así un comportamiento inverso con respecto al grupo de las frondosas. (Tabla 6).

Tabla 6. Porcentajes de interacciones mensuales por grupos algales para cada profundidad de la bahía de Chengue. X: representa el porcentaje promedio durante el periodo de estudio (\pm error estándar, ES). G:A: grupo algal; FRO: algas frondosas; CES: algas cespitosas; COS: algas costrosas. * valor mínimo, **valor máximo.

	NOV.	DIC.	ENE.	FEB.	MAR.	ABR.	MAY.	JUN.	X	(ES)
G.A										
P. SOMERA										
FRO	6.25*	16.47	17.57	14.46	18.07	21.74**	9.64	9.20	14.17	(1.88)
CES	63.75*	65.88	64.86	67.47	69.88	66.67	75.90	79.31**	69.22	(1.97)
COS	30.00**	17.65	17.57	18.07	12.05	11.59	14.46	11.49*	16.61	(2.16)
P. INTERMEDIA										
FRO	29.13*	56.83**	51.52	48.44	42.06	43.28	35.59	34.68	42.69	(3.30)
CES	62.20**	37.41*	39.39	41.41	40.48	38.06	38.98	45.97	42.99	(2.90)
COS	8.66	5.76*	9.09	10.16	17.46	18.66	25.42**	19.35	14.32	(2.42)

De otra parte las interacciones formadas por algas incrustantes exhibieron un comportamiento opuesto entre las dos profundidades (Fig.9). En la zona intermedia las interacciones se incrementaron a lo largo del tiempo mientras que en la parte somera presentaron un decrecimiento, lo que indica que no presentaron diferencias significativas en los dos periodos climáticos (Tabla 5). Los valores mensuales de las interacciones por este grupo representaron entre 5.76% y 25.42% en INT y 11.49% y 30.00% en SOM (Tabla 6).

Cabe resaltar que en SOM el porcentaje de interacciones formadas con algas costrosas, en la mayoría de los meses, es mayor con respecto a las conformadas por algas frondosas, contrario a esto en INT las algas frondosas predominan siempre sobre este grupo.

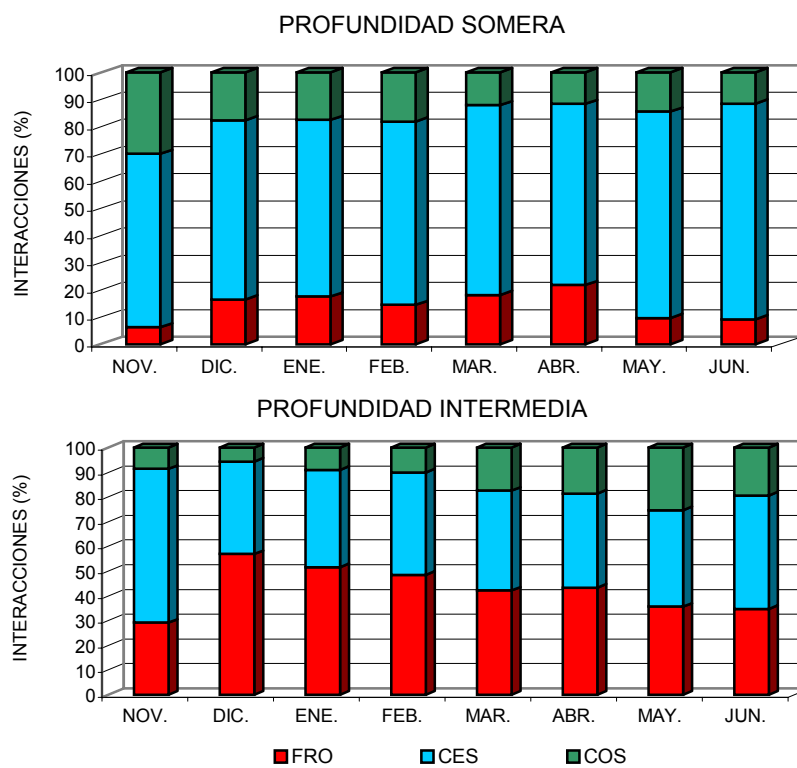


Figura 9. Porcentajes mensuales de interacciones por grupos funcionales algales entre la profundidad somera e intermedia en la bahía de Chengue. El porcentaje está dado para cada profundidad a partir del número total de interacciones presentes en cada mes. FRO: algas frondosas; CES: algas cespitosas; COS: algas costrosas.

4.1.2. CATEGORÍAS DE INTERACCIÓN

Las interacciones entre algas y corales aparte de ser identificadas de acuerdo con el grupo funcional algal presente también se clasificaron según cuatro categorías establecidas con base en la distancia existente entre los dos grupos (Fig. 4). Con respecto a esto se obtuvo que de las 1956 interacciones, registradas a lo largo del estudio, la mayoría fueron de la categoría Contacto Directo (CD) con un total de 1328 encuentros (67.27%), seguida por Contacto Indirecto (CI) con 444 registros (22.49%), Cubrimiento (CU) (6.58%) y NO Contacto (NC) (2.74%). Por otra parte a partir del tercer mes se registraron dieciocho (18) eventos en que el grupo algal desapareció o se alejó demasiado de la colonia coralina, lo que se denominó como No Interacción (NI) (0.91%) (Tabla 7, Fig. 10).

Tabla 7. Número total de interacciones por categoría durante el periodo de estudio (Noviembre de 1998 a Junio de 1999), al lado de cada valor se presenta el porcentaje de la categoría con respecto al total de interacciones registradas en el mes. INT: categoría de interacción; CU: cubrimiento; CD: contacto directo; CI: contacto indirecto; NC: no contacto; NI: no interacción; TT: total de interacciones en el periodo de estudio; T: total de interacciones durante el periodo de estudio.

INT	NOV	%	DIC	%	ENE	%	FEB	%	MAR	%	ABR	%	MAY	%	JUN	%	T	%
CU	10	3.79	25	8.90	24	11.54	12	4.46	18	8.49	21	7.98	12	5.91	8	2.92	130	6.59
CD	169	64.02	178	63.35	123	59.13	198	73.61	132	62.26	178	67.68	145	71.43	205	74.82	1328	67.27
CI	65	24.62	74	26.33	56	26.92	53	19.70	56	26.42	54	20.53	39	19.21	47	17.15	444	22.49
NC	20	7.58	4	1.42	3	1.44	3	1.12	3	1.42	7	2.66	5	2.46	9	3.28	54	2.74
NI	0	0.0	0	0.0	2	0.96	3	1.12	3	1.42	3	1.14	2	0.99	5	1.82	18	0.91

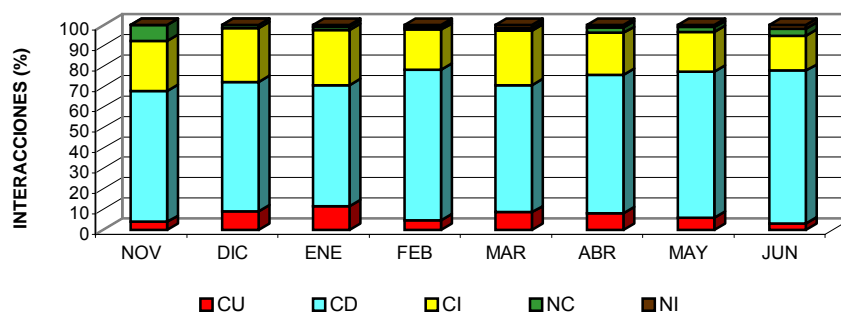


Figura 10. Comparación mensual de los porcentajes por categorías de interacción. CU: cubrimiento; CD: contacto directo; CI: contacto indirecto; NC: no contacto; NI: no interacción.

Al comparar entre bahías la frecuencia de los tipos de interacciones no se evidenciaron grandes diferencias, predominando así las mismas categorías con un comportamiento similar a lo largo del estudio (Tabla 8, Fig. 11). En Chengue el mayor porcentaje promedio de las interacciones estuvo conformado por la categoría Contacto Directo (65.38% \pm 3.03), seguido por Contacto Indirecto (23.44% \pm 0.95), Cubrimiento (6.65% \pm 1.37) y No Contacto (4.53% \pm 1.96). Igualmente en Santa Marta las categorías Contacto Directo y Contacto Indirecto fueron las predominantes (76.77% \pm 1.92 y 21.83% \pm 1.8 respectivamente) seguidas por No Contactos (1.40% \pm 0.66); sin embargo, a diferencia de Chengue, no se presentaron interacciones de tipo Cubrimiento. La prueba estadística de Kruskal – Wallis corroboró que únicamente las categorías Cubrimiento y Contacto Directo presentaron diferencias estadísticamente significativas entre las dos bahías (Tabla 9), a pesar de que esta última fue la predominante en las dos estaciones.

Tabla 8. Porcentajes mensuales de categorías de interacción para cada bahía. X: representa el porcentaje promedio durante el periodo de estudio (\pm error estándar, ES). INT: categoría de interacción; CU: cubrimiento; CD: contacto directo; CI: contacto indirecto; NC: no contacto.

	CHENGUE							SANTA MARTA						
INT	NOV.	DIC	FEB.	ABR	JUN	X	(ES)	NOV.	DIC	FEB.	ABR	JUN	X	(ES)
CU	7.09	10.79	5.47	7.46	2.42	6.65	(1.37)	0.00	0.00	0.0	0.0	0.0	0.00	(0.0)
CD	55.12	64.03	72.66	64.93	70.16	65.38	(3.03)	75.44	70.18	80.0	77.19	81.03	76.77	(1.92)
CI	25.98	24.46	20.31	23.88	22.58	23.44	(0.95)	21.05	28.07	20.0	22.81	17.24	21.83	(1.8)
NC	11.81	0.72	1.56	3.73	4.84	4.53	(1.96)	3.51	1.75	0.0	0.0	1.72	1.40	(0.66)

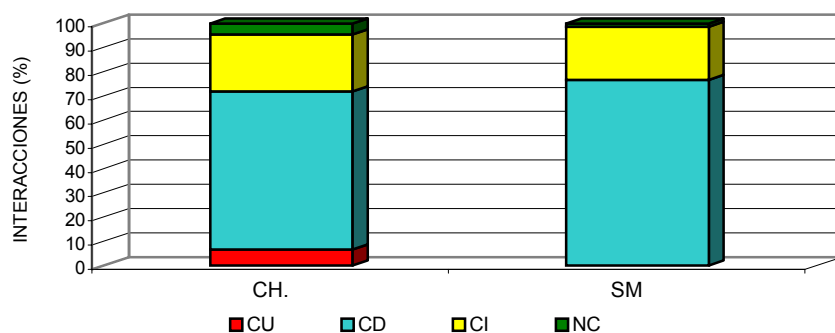


Figura 11. Comparación de los porcentajes promedio de categorías de interacción durante todo el periodo de estudio (Noviembre de 1998 a Junio de 1999) en la bahía de Chengue (CH) y Santa Marta (SM). CU: cubrimiento; CD: contacto directo; CI: contacto indirecto; NC: no contacto.

En general los tipos de interacción en las dos bahías mantuvieron un comportamiento relativamente estable a lo largo del estudio; esto es corroborado por medio de la prueba de Kruskal- Wallis con la cual se demuestra que las categorías de interacción en las dos bahías no presentaron diferencias

significativas entre los dos periodos climáticos (Tabla 10). Sin embargo en Chengue se evidenció un ligero incremento de Cubrimientos durante el mes de diciembre (10.79%) (Tabla 8) coincidiendo con las mayores interacciones por algas frondosas (Tabla 3); así mismo el menor porcentaje de esta categoría se presentó a lo largo de junio (2.42%) correspondiendo también con una disminución de ese grupo algal. Las interacciones tipo Contacto Directo predominaron siempre en las dos bahías, aunque el rango de fluctuación fue más amplio en Chengue que en Santa Marta, con porcentajes mensuales que oscilaron entre 55.12% a 72.66% y 70.18% a 81.03% respectivamente (Tabla 8). Los Contactos Indirectos se mantuvieron más estables en el tiempo, en Chengue representaron hasta el 25.98% de las interacciones y en Santa Marta no superaron el 28.07%. La categoría No Contacto se presentó más en la bahía de Chengue, especialmente durante el mes de noviembre; contrario a esto en los meses correspondientes a la época seca mostró una considerable disminución (0.72%); de igual forma en Santa Marta durante algunos meses este tipo de interacción fue ausente y cuando se presentó no superó el 3.51% (Tabla 8, Fig. 12).

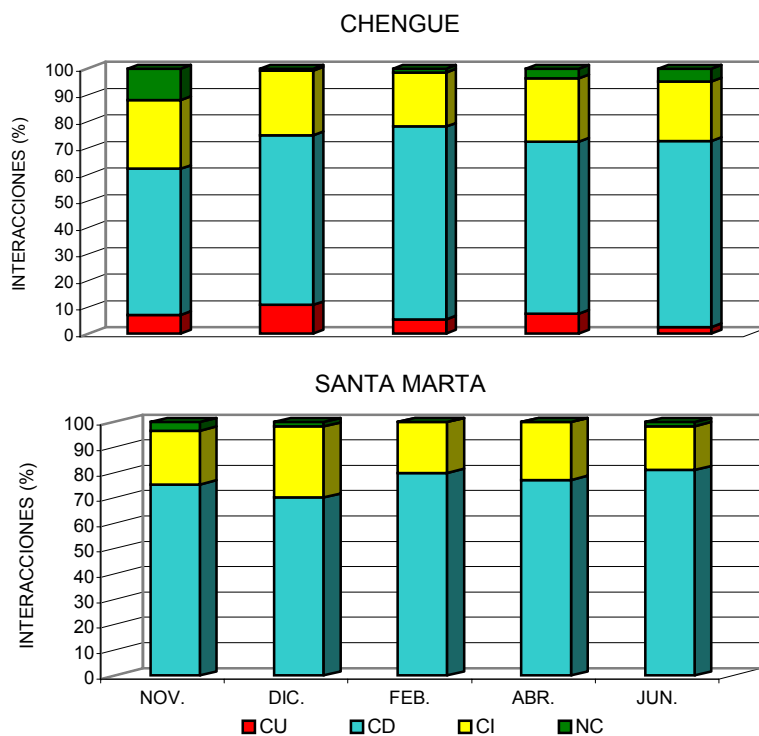


Figura 12. Porcentajes mensuales de categorías de interacción en las bahías de Chengue y Santa Marta. El porcentaje está dado para cada estación a partir del número total de interacciones presentes en cada mes. CU: cubrimiento; CD: contacto directo; CI: contacto indirecto; NC: no contacto.

Tabla 9. Resultados de la ANOVA no paramétrica de Kruskal – Wallis para probar si existían diferencias en las categorías de interacción entre bahías y profundidades. Valores en azul denotan diferencias significativas.

FUENTE	df	H	F	p
Cubrimientos				
Bahías	1	7.76	3.84	0.005
Profundidades	1	0.10	3.84	0.753
Contactos Directos				
Bahías	1	5.77	3.84	0.016
Profundidades	1	0.70	3.84	0.401
Contactos Indirectos				
Bahías	1	0.88	3.84	0.347
Profundidades	1	0.02	3.84	0.875
No Contactos				
Bahías	1	1.85	3.84	0.173
Profundidades	1	0.71	3.84	0.400

Entre profundidades no se evidenciaron diferencias estadísticamente significativas (ANOVA no paramétrica de Kruskal – Wallis) en las interacciones por cada una de estas categorías (Tabla 9). Nuevamente los tipos predominantes sobre las dos profundidades fueron Contacto Directo (68.57% \pm 3.34 y 64.94% \pm 1.9 en SOM e INT respectivamente), seguido por Contactos Indirectos (21.60% \pm 2.98 y 23.61% \pm 0.6, SOM e INT respectivamente), Cubrimientos (7.78% \pm 1.6 en P. SOM y 7.80% \pm 1.15 en P. INT) y No Contactos (2.05% \pm 0.42 y 3.65% \pm 1.27, SOM e INT respectivamente) (Tabla 11, Fig.13).

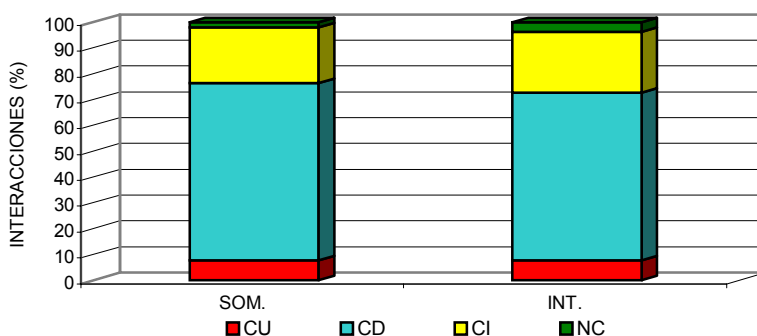


Figura 13. Comparación de los porcentajes promedio de categorías de interacción durante todo el periodo de estudio (Noviembre de 1998 a Junio de 1999) en la profundidad somera (SOM) e intermedia (INT) de la bahía de Chengue. CU: cubrimiento; CD: contacto directo; CI: contacto indirecto; NC: no contacto.

El comportamiento de las interacciones por categorías a lo largo del periodo de estudio no presentó diferencias estadísticamente significativas (ANOVA no paramétrica, $P > 0.05$) entre los dos periodos climáticos (Tabla 10), sin embargo las interacciones por Cubrimiento en las dos profundidades presentaron un ligero

incremento durante algunos meses de la época seca (15.94% y 12.88% en P. SOM e INT respectivamente) (Tabla 11, Fig. 14) coincidiendo así nuevamente con meses en que aumentaron las algas frondosas en las interacciones (Tabla 6).

La categoría Contacto Directo no presentó grandes fluctuaciones y su variabilidad dependió en gran parte de la presencia de Cubrimientos; sobre la profundidad somera las interacciones de este tipo representaron hasta el 81.61%, registrándose el menor porcentaje a comienzos de la época seca. Contrario a esto en la profundidad intermedia el menor porcentaje de interacciones por esta categoría se observó en el mes de noviembre, en los meses siguientes se mantuvo más estable no superando así el 72.66% de las interacciones (Tabla 11, Fig. 14).

Las interacciones por Contacto Indirecto a pesar de no exhibir un comportamiento estacional variaron entre profundidades. Conforme a esto en la zona somera se registraron menores interacciones en los últimos meses del estudio y el rango de variación osciló entre (12.36% y 23.88%); mientras que en la profundidad intermedia la frecuencia de estas interacciones fue más estable manteniéndose así en un intervalo mas estrecho (20.31 y 25.98%) (Tabla 11, Fig.14).

Las interacciones por No Contacto fueron las menos frecuentes en las dos profundidades y su mayor incidencia se presentó durante el mes de noviembre (3.75% y 11.81% SOM e INT respectivamente) (Tabla 11, Fig.14).

Tabla 10. Resultados de la ANOVA no paramétrica de Kruskal – Wallis para probar si existían diferencias en las interacciones por categorías entre los dos periodos climáticos. Valores en azul denotan diferencias significativas. CU: cubrimiento; CD: contacto directo; CI: contacto indirecto; NC: no contacto. (-) ausencia de datos.

FUENTE	CH. INT				CH. SOM				SM				
	df	H	F	p	df	H	F	p	df	H	F	p	
CU													
Tiempo	1	0.75	3.84	0.39	1	2.08	3.84	0.15	-	-	-	-	
CD													
Tiempo	1	0.08	3.84	0.77	1	1.33	3.84	0.25	1	0.33	3.84	0.56	
CI													
Tiempo	1	0.08	3.84	0.77	1	0.75	3.84	0.39	1	0.0	3.84	1.0	
NC													
Tiempo	1	0.75	3.84	0.39	1	0.19	3.84	0.66	1	3.16	3.84	0.07	

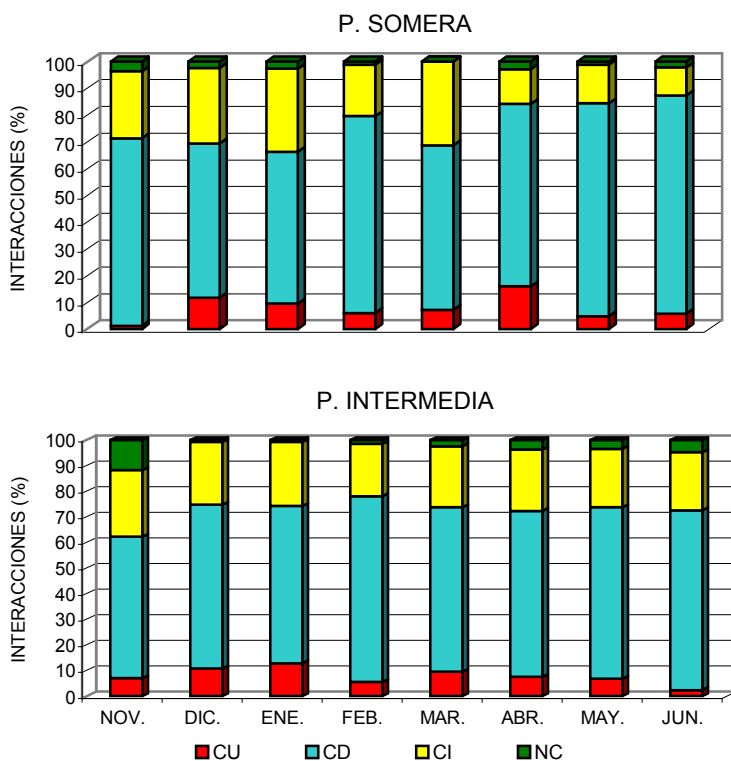


Figura 14. Porcentajes mensuales de categorías de interacción entre la profundidad somera e intermedia de la bahía de Chengue. El porcentaje está dado para cada profundidad a partir del número total de interacciones presentes en cada mes. CU: cubrimiento; CD: contacto directo; CI: contacto indirecto; NC: no contacto.

Tabla 11. Porcentajes mensuales de categorías de interacción para cada profundidad de la bahía de Chengue. X: representa el porcentaje promedio durante el periodo de estudio (\pm error estándar, ES). INT: categoría de interacción; CU: cubrimiento; CD: contacto directo; CI: contacto indirecto; NC: no contacto. * valor mínimo, **valor máximo.

	NOV.	DIC.	ENE.	FEB.	MAR.	ABR.	MAY.	JUN.	X	(ES)
INT										
P. SOMERA										
CU	1.25*	11.76	9.46	6.02	7.23	15.94**	4.82	5.75	7.78	(1.6)
CD	70.0	57.65	56.76*	73.49	61.45	68.12	79.52	81.61**	68.57	(3.34)
CI	25.0	28.24	31.08	19.28	31.33**	13.04	14.46	10.34*	21.60	(2.98)
NC	3.75**	2.35	2.70	1.20	0.0*	2.90	1.20	2.30	2.05	(0.42)
P. INTERMEDIA										
CU	7.09	10.79	12.88**	5.47	9.52	7.46	6.78	2.42*	7.80	(1.15)
CD	55.12*	64.03	61.36	72.66**	64.29	64.93	66.95	70.16	64.94	(1.9)
CI	25.98**	24.46	25.0	20.31*	23.81	23.88	22.88	22.58	23.61	(0.61)
NC	11.81**	0.72*	0.76	1.56	2.38	3.73	3.39	4.84	3.65	(1.27)

4.1.3. RELACIÓN ENTRE LA CATEGORÍA DE INTERACCIÓN Y EL GRUPO ALGAL

En términos generales, independientemente de su permanencia en el tiempo, se identificaron en todas las colonias setecientos catorce (714) eventos de asociaciones entre categoría de interacción y grupo funcional algal interactuante. Mas de la mitad de estas asociaciones (56.86%) se establecieron con la categoría Contacto Directo presentando a la vez la mayoría de las interacciones a través del grupo de algas cespitosas, en una proporción menor con algas frondosas y finalmente con las incrustantes (Tabla 12, Fig. 15).

Casi una tercera parte de las asociaciones estuvieron representadas por la categoría Contacto Indirecto mientras que el menor porcentaje de estas se observó para la categoría No contacto, evidenciándose nuevamente el esquema de encuentros alga -coral descrito en la categoría Contacto Directo (Tabla 12, Fig. 15). Finalmente el cubrimiento algal sobre el tejido vivo del coral se presentó en un porcentaje bajo (10.64%) y a diferencia de las categorías anteriores se relacionó únicamente con las algas frondosas (Tabla 12, Fig. 15).

Tabla 12. Número de interacciones alga- coral en relación con la categoría de interacción y el grupo algal interactuante. Al lado de cada valor se muestra el porcentaje (%) de este con respecto al número total de eventos registrados a lo largo del estudio (Noviembre de 1998 a Junio de 1999). FRO: algas frondosas; CES: algas cespitosas; COS: algas costrosas; CU: cubrimiento; CD: contacto directo; CI: contacto indirecto; NC: no contacto.

G.A	FRO	(%)	FIL	%	COS	%	TOTAL	%
C.I								
CU	76	(10.64)	0	(0.0)	0	(0.0)	76	(10.64)
CD	102	(14.29)	223	(31.23)	81	(11.34)	406	(56.86)
CI	38	(5.32)	123	(17.23)	33	(4.62)	194	(27.17)
NC	13	(1.82)	24	(3.36)	1	(0.14)	38	(5.32)
TOTAL	229	(32.07)	370	(51.82)	115	(16.11)	714	(100.0)

Al realizar una prueba de bondad de ajuste (Test de χ^2) para probar la independencia de las interacciones entre el grupo funcional algal y la categoría de interacción se determinó con un nivel de confianza del 95% que estas variables presentaron una asociación estadísticamente significativa ($P < 0.05$), es decir que

se evidenció una dependencia en la forma en que interactuaron los grupos algales (Tabla 13).

Estas asociaciones corroboran que los céspedes algales predominaron en los arrecifes de la región interactuando directamente con los corales; mientras que la presencia de algas frondosas estuvo supeditada a otros factores produciendo así encuentros más transitorios, a pesar de ser el único grupo que se encontró cubriendo el tejido vivo de las colonias coralinas.

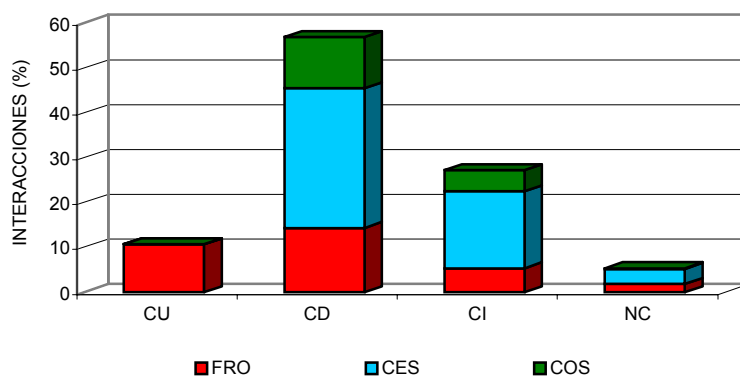


Figura 15. Porcentaje de interacciones alga-coral por categoría de interacción y grupo funcional algal. El porcentaje está dado con respecto al número total de eventos registrados a lo largo del estudio (Noviembre de 1998 a Junio de 1999). FRO: algas frondosas; CES: algas cespitosas; COS: algas costrosas; CU: cubrimiento; CD: contacto directo; CI: contacto indirecto; NC: no contacto.

Tabla 13. Resultados de la prueba de bondad de ajuste χ^2 para probar la independencia entre las categorías de interacción y los grupos algales. Valores en azul denotan asociación significativa.

FUENTE	df	χ^2	F	p	Coef. Conting.
Fronosas categorías	3	124.97	7.81	0.000	0.46
Cespitosas Categorías	3	46.10	7.81	0.000	0.46
Costrosas Categorías	3	20.35	7.81	0.0001	0.46

Al comparar estas asociaciones entre bahías y profundidades se observaron algunas diferencias. En Chengue sobre la profundidad somera las interacciones por Contacto Directo, Contacto Indirecto y No Contacto fueron principalmente con algas cespitosas seguida por costrosas y frondosas; al contrario en la profundidad intermedia las frecuencias entre frondosas y cespitosas fueron más equitativas y en menor proporción estuvieron las costrosas. Al tanto que los Cubrimientos, como se mencionó anteriormente, fueron exclusivamente por algas frondosas y en porcentajes similares en las dos profundidades (Tabla 14, Fig. 16).

Tabla 14. Porcentaje de interacciones alga- coral por estación y profundidad en relación con la categoría de interacción y el grupo algal interactuante. El porcentaje está dado con respecto al número total de eventos registrados para cada estación y profundidad. FRO: algas frondosas; CES: algas cespitosas; COS: algas costrosas; CU: cubrimiento; CD: contacto directo; CI: contacto indirecto; NC: no contacto.

	CHENGUE						SANTA MARTA		
	P. SOMERA			P. INTERMEDIA			P. INTERMEDIA		
	FRO	CES	COS	FRO	CES	COS	FRO	CES	COS
CU	10.87	0.0	0.0	13.04	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
CD	6.96	35.22	12.61	21.74	23.27	10.23	1.08	54.84	12.9
CI	3.91	20.0	6.09	7.42	13.81	4.09	0.0	24.73	3.23
NC	0.43	3.91	0.0	3.07	3.07	0.26	0.0	3.23	0.0

En Santa Marta ya que las algas frondosas fueron casi ausentes no se registraron cubrimientos; por lo tanto más de la mitad de las interacciones fueron con céspedes algales a través de Contacto Directo, y en menor frecuencia por Contactos Indirectos y No Contacto. Al tanto que las costrosas solo interactuaron por Contacto Directo e Indirecto, siendo en su mayoría por la primera categoría (Tabla 14, Fig. 16).

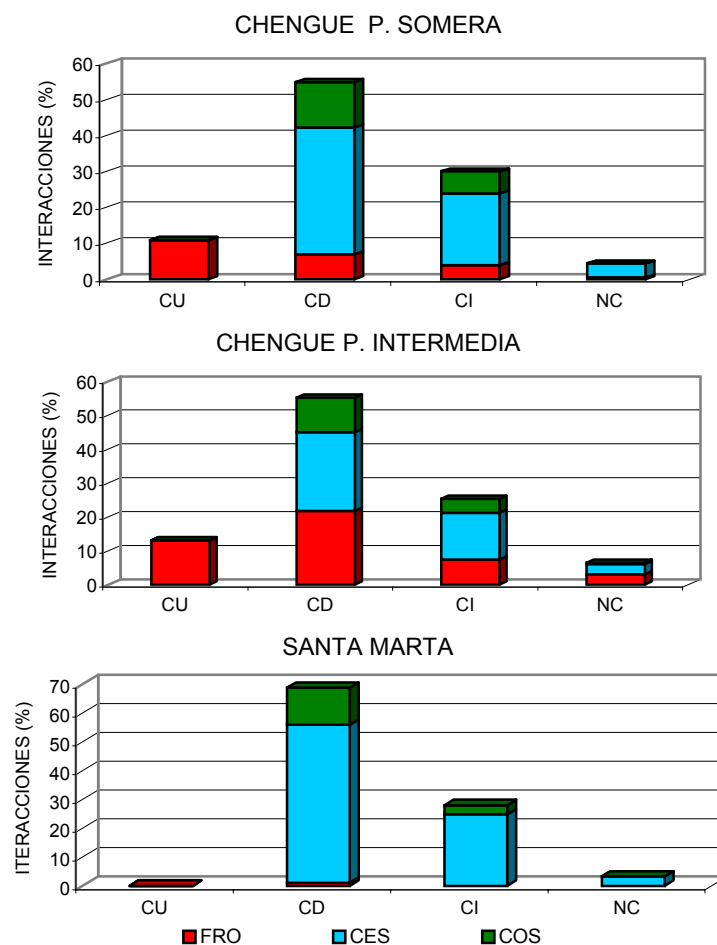


Figura 16. Porcentaje de interacciones alga-coral en relación con la categoría de interacción y el grupo algal interactuante entre bahías y profundidades. El porcentaje está dado con respecto al número total de eventos registrados a lo largo del estudio. FRO: algas frondosas; CES: algas cespitosas; COS: algas costrosas; CU: cubrimiento; CD: contacto directo; CI: contacto indirecto; NC: no contacto.

4.1.4. SÍNTOMAS DE DETERIORO DEL TEJIDO CORALINO

4.1.4.1. Relación con la categoría de interacción y el grupo algal.

A nivel general y con base en las asociaciones anteriormente descritas se observó que más de la mitad de las interacciones no se encontraron relacionadas con síntomas de deterioro; sin embargo el 35.15% restante aparentemente produjo en algún momento un tipo de lesión sobre el tejido coralino. La categoría sobre la que más se evidenció esto fue la de Contacto Directo (21.57%) seguida por Cubrimiento, Contacto Indirecto y No Contacto; además cabe resaltar que en la mayoría de las categorías predominaron los eventos en que las colonias permanecieron sanas que los que evidenciaron algún signo de deterioro; a excepción de las interacciones por cubrimiento con las que se produjeron mayores lesiones sobre el tejido coralino (Tabla 15, Fig. 17). Estas relaciones fueron probadas mediante una prueba de bondad de ajuste (Test de X^2) con un nivel de significancia del 95%, evidenciando que la presencia de signos de deterioro se relacionó significativamente con las categorías de interacción (Tabla 21).

Tabla 15. Síntomas de deterioro sobre el tejido coralino asociados a las diferentes categorías de interacción. Al lado de cada valor se presenta el porcentaje (%) de cada uno con respecto al número total de eventos. SAN: ausencia de signos de deterioro; DET: presencia de signos de deterioro; CU: cubrimiento; CD: contacto directo; CI: contacto indirecto; NC: no contacto.

	SAN	%	DET	%
CU	18	2.52	58	8.12
CD	252	35.29	154	21.57
CI	162	22.69	32	4.48
NC	31	4.34	7	0.98
TOTAL	463	64.85	251	35.15

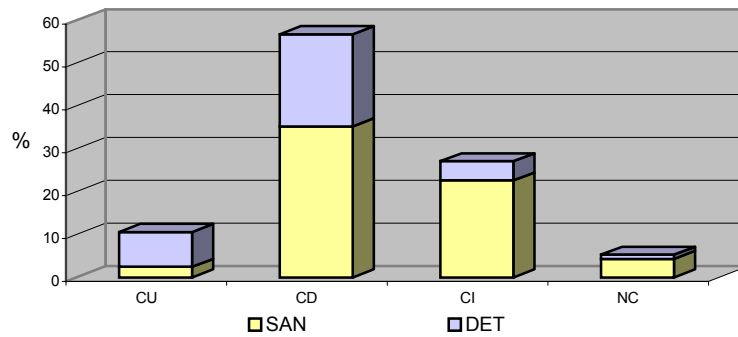


Figura 17. Porcentaje de colonias con síntomas de deterioro (DET) y colonias sanas (SAN) en relación con las categorías de interacción. CU: cubrimiento; CD: contacto directo; CI: contacto indirecto; NC: no contacto.

Este patrón se conservó en la bahía de Chengue tanto en la profundidad somera como intermedia (Fig.18). Igualmente en Santa Marta predominaron los eventos que no produjeron lesiones sobre el tejido coralino, y a pesar de no presentarse interacciones por Cubrimiento se evidenciaron síntomas de deterioro (39.78%) que en su mayoría estuvieron relacionados con los Contactos Directos (Tabla 16).

Tabla 16. Porcentajes por estación de síntomas de deterioro sobre el tejido coralino asociados a la categoría de interacción. El porcentaje esta dado a partir del total de los eventos en cada estación. SAN: ausencia de signos de deterioro; DET: presencia de signos de deterioro; CU: cubrimiento; CD: contacto directo; CI: contacto indirecto; NC: no contacto.

	CHENGUE				SANTA MARTA	
	P. SOM		P. INT		P. INT	
	SAN	DET	SAN	DET	SAN	DET
CU	1.74	9.13	3.58	9.46	0.0	0.0
CD	38.70	16.09	32.23	23.02	39.78	29.03
CI	25.65	4.35	21.74	3.58	19.35	8.60
NC	3.04	1.30	5.88	0.51	1.08	2.15

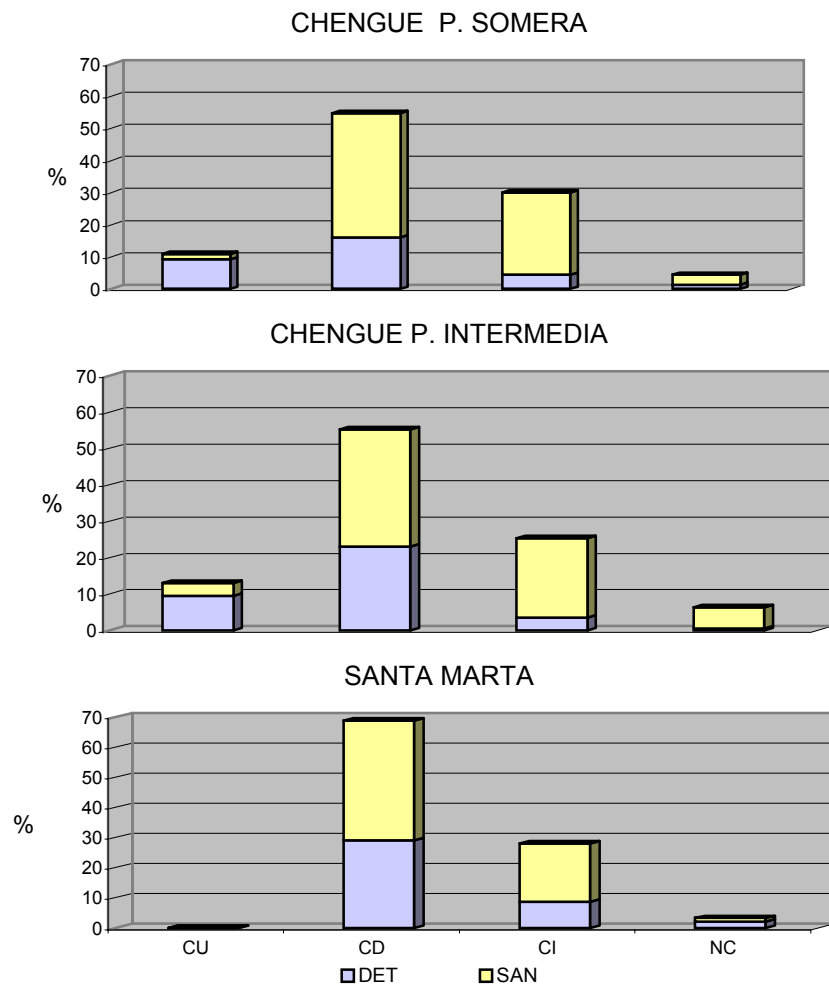


Figura 18. Porcentajes por estación de síntomas de deterioro en relación con la categoría de interacción. SAN: ausencia de signos de deterioro; DET: presencia de signos de deterioro; CU: cubrimiento; CD: contacto directo; CI: contacto indirecto; NC: no contacto.

Los signos de deterioro que se observaron sobre el tejido coralino asociado en la interacción fueron: Oscurecimiento, Palidecimiento, Retracción de pólipos, Blanqueamiento, Enfermedad, Muerte de tejido y Depredación por peces.

Más de la mitad de las interacciones por Contacto Directo se encontraron relacionadas con todos los signos de deterioro, sin embargo los mayores porcentajes de esta asociación se dieron para los síntomas de palidecimiento (14.38%) y muerte del tejido (19.73%) y en porcentajes menores pero similares entre sí para los otros síntomas. Los eventos de Cubrimiento produjeron más lesiones en el tejido coralino de tipo retracción de pólipos y palidecimiento, resaltando además que no se encontraron asociados a enfermedades ni a depredación por peces (Tabla 17, Fig. 19).

Tabla 17. Porcentaje de cada síntoma de deterioro observado en el tejido coralino con relación a la categoría de interacción. El porcentaje esta dado para cada categoría a partir del número total de deterioros. CU: cubrimiento; CD: contacto directo; CI: contacto indirecto; NC: no contacto; OTC: oscurecimiento; BTC: blanqueamiento; PTC: palidecimiento; RPC: retracción pólipos de coral; PDC: depredación del coral; ETC: enfermedad del tejido de coral; MTC: muerte tejido del coral.

	OTC	BTC	PTC	RPC	PDC	ETC	MTC	TOTAL
CU	2.676	1.003	8.361	7.023	0.0	0.0	3.344	22.41
CD	7.358	6.689	14.38	6.689	5.017	3.01	19.73	62.88
CI	0.669	1.672	2.341	0.334	1.003	0.669	5.351	12.04
NC	0.334	0.0	0.669	0.0	0.0	0.0	1.672	2.676
TOTAL	11.04	9.365	25.75	14.05	6.02	3.679	30.1	100

Las interacciones por Contacto Indirecto estuvieron asociadas a todos los síntomas de deterioro aunque en bajos porcentajes. Al tanto que los No Contacto solo se encontraron asociados y en muy bajo porcentaje a los síntomas de oscurecimiento, palidecimiento y muerte de tejido (Tabla 17; Fig. 19). Sin embargo al aplicar la prueba de Bondad de ajuste (Test de X^2) con un nivel de

significancia del 95% se determinó que únicamente se presentó una dependencia estadísticamente significativa entre los signos de deterioro retracción de pólipos y muerte del tejido del coral con las categorías de interacción (Tabla 21).

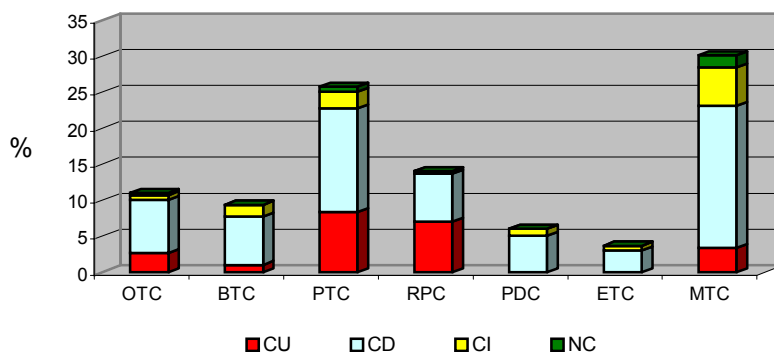


Figura 19. Porcentaje de cada síntoma de deterioro en relación con la categoría de interacción. El porcentaje está dado para cada categoría a partir del número total de deterioros. CU: cubrimiento; CD: contacto directo; CI: contacto indirecto; NC: no contacto; OTC: oscurecimiento; BTC: blanqueamiento; PTC: palidecimiento; RPC: retracción pólipos de coral; PDC: depredación del coral; ETC: enfermedad del tejido de coral; MTC: muerte tejido del coral.

Al relacionar los síntomas de deterioro coralino con el grupo algal se observó que la mayoría de lesiones aparentemente se presentaron cuando la interacción era con las algas frondosas, seguido por las cespitosas y las costrosas (Tabla 18, Fig. 20). En las interacciones con algas frondosas la proporción de las que evidenciaron síntomas de deterioro y las que se mantuvieron sanas fue muy similar, contrario a esto en las interacciones con los otros grupos algales siempre predominaron los eventos sin lesiones. Estas relaciones fueron evaluadas mediante una prueba de bondad de ajuste (Test de χ^2) con un nivel de

significancia del 95% evidenciando que la presencia de signos de deterioro se relacionó significativamente con los grupos algales interactuantes (Tabla 21).

Tabla 18. Síntomas de deterioro sobre el tejido coralino asociados al grupo algal. Al lado de cada valor se presenta el porcentaje (%) de cada uno con respecto al número total de eventos. SAN: ausencia de signos de deterioro; DET: presencia de síntomas de deterioro; FRO: algas frondosas; CES: algas cespitosas; COS: algas costrosas.

	SAN	%	DET	%	TOTAL	%
FRO	113	15.83	116	16.25	229	32.07
CES	258	36.13	112	15.69	370	51.82
COS	92	12.89	23	3.22	115	16.11
TOTAL	463	64.85	251	35.15	714	100

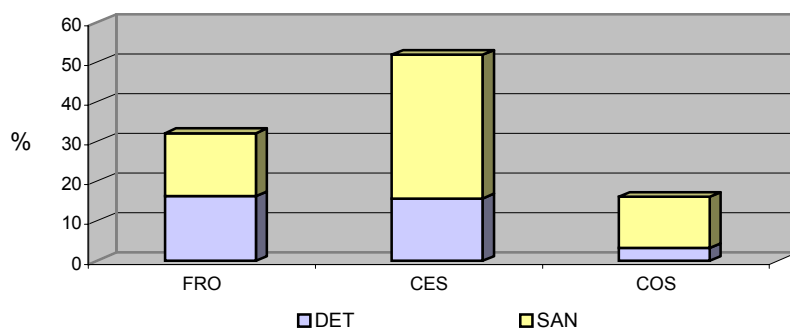


Figura 20. Porcentaje de colonias con síntomas de deterioro (DET) y colonias sanas (SAN) en relación con el grupo algal. FRO: algas frondosas; CES: algas cespitosas; COS: algas costrosas.

Al considerar estas lesiones entre estaciones se observó que en Chengue sobre la profundidad intermedia se conserva el patrón general anteriormente descrito, mientras que sobre la profundidad somera la mayoría de signos de deterioro se asociaron a las algas cespitosas, seguido por las frondosas y costrosas (Tabla 19,

Fig. 21); no obstante las algas frondosas fueron las únicas con las que predominaron eventos de lesión con respecto a ausencia de estos.

En Santa Marta la única interacción con algas frondosas no provocó lesión en el tejido coralino; los síntomas de deterioro se presentaron en su gran mayoría cuando la interacción estaba dada con las algas cespitosas; sin embargo más de la mitad de los eventos de interacción no produjeron alguna lesión en el tejido del coral (Tabla 19, Fig. 21).

Tabla 19. Porcentajes por estación de síntomas de deterioro sobre el tejido coralino asociados al grupo algal. El porcentaje esta dado a partir del total de los eventos en cada estación. SAN: ausencia de signos de deterioro; DET: presencia de síntomas de deterioro; FRO: algas frondosas; CES: algas cespitosas; COS: algas costrosas.

	CHENGUE				SANTA MARTA	
	P. SOM		P. INT		P. INT	
	SAN	DET	SAN	DET	SAN	DET
FRO	9.09	12.99	23.10	21.83	1.05	0.0
CES	44.16	15.15	28.18	12.44	47.37	35.79
COS	15.58	3.03	11.68	2.79	10.53	5.26

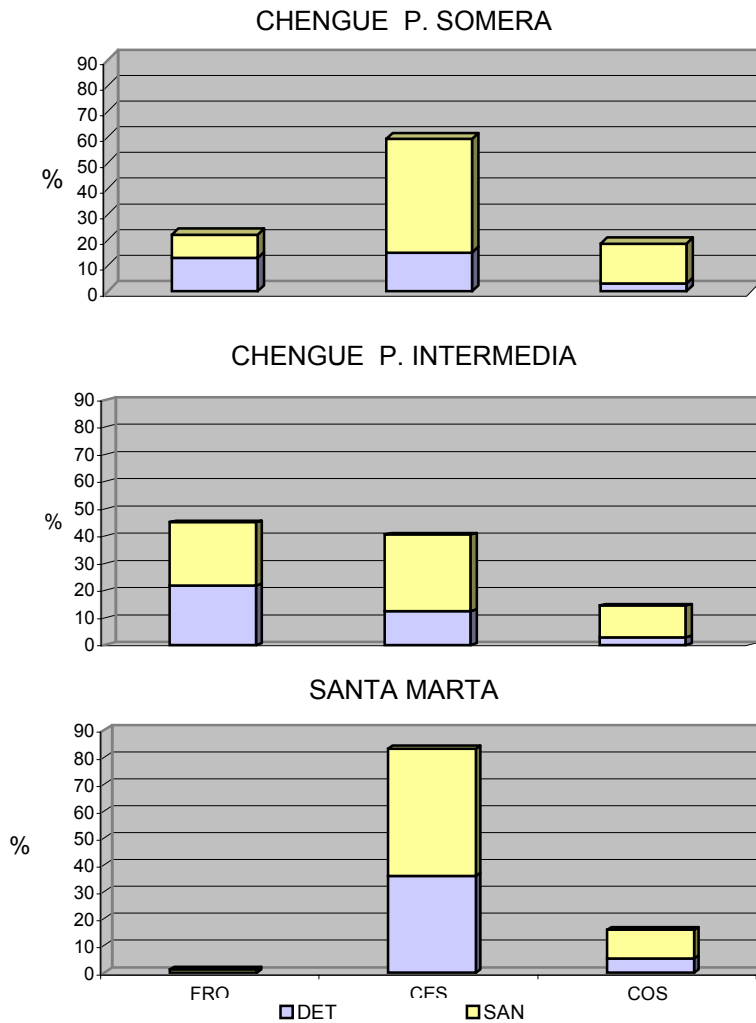


Figura 21. Porcentajes por estación de síntomas de deterioro en relación con los grupos algales interactuantes. El porcentaje está dado a partir del total de los eventos en cada estación. SAN: ausencia de signos de deterioro; DET: presencia de síntomas de deterioro; FRO: algas frondosas; CES: algas cespitosas; COS: algas costrosas.

Al discriminar los diferentes síntomas de deterioro según el grupo algal se observa que las interacciones con algas cespitosas estuvieron asociadas a la mayoría de los casos de muerte de tejido, palidecimiento, blanqueamiento y depredación

(Tabla 20, Fig. 22). Las interacciones por algas frondosas se observaron en mayor proporción asociadas con palidecimiento y retracción de pólipos, mientras que en porcentajes más bajos con la muerte del tejido, oscurecimiento y blanqueamiento. Contrario a esto las algas costrosas presentaron muy pocas interacciones asociadas con algún síntoma de deterioro del tejido coralino, en la mayoría de los casos que se presentó se relacionó con la muerte de tejido y nunca se presentaron con la depredación o el blanqueamiento (Tabla 20, Fig. 22). El Test de X^2 demostró una dependencia estadísticamente significativa entre los síntomas de deterioro depredación, muerte de tejido, blanqueamiento, palidecimiento y retracción de pólipos con los grupos algales interactuantes (Tabla 21).

Tabla 20. Porcentaje de cada síntoma de deterioro observado en el tejido coralino con relación al grupo algal. El porcentaje esta dado para cada síntoma a partir del número total de deterioros. FRO: algas frondosas; CES: algas cespitosas; COS: algas costrosas; OTC: oscurecimiento; BTC: blanqueamiento; PTC: palidecimiento; RPC: retracción pólipos de coral; PDC: depredación del coral; ETC: enfermedad del tejido de coral; MTC: muerte tejido del coral.

	OTC	BTC	PTC	RPC	PDC	ETC	MTC	TOTAL
FRO	6.35	2.68	16.39	11.37	0.33	1.34	8.36	46.82
CES	3.68	6.69	8.36	2.01	5.69	1.67	17.06	45.15
COS	1.00	0.0	1.00	0.67	0.0	0.67	4.68	8.03
TOTAL	11.04	9.36	25.75	14.05	6.02	3.68	30.1	100

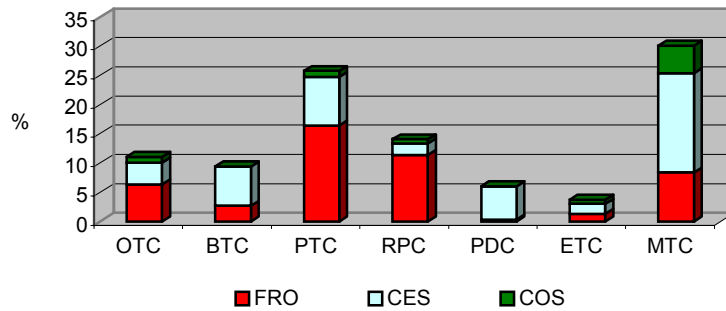


Figura 22. Porcentaje de síntomas de deterioro por grupo algal interactuante. El porcentaje esta dado para cada síntoma a partir del número total de deterioros. FRO: algas frondosas; CES: algas cespitosas; COS: algas costrosas; OTC: oscurecimiento; BTC: blanqueamiento; PTC: palidecimiento; RPC: retracción pólipos de coral; PDC: depredación del coral; ETC: enfermedad del tejido de coral; MTC: muerte tejido del coral.

Tabla 21. Resultados de la prueba de bondad de ajuste χ^2 para probar la independencia entre la presencia de los síntomas de deterioro con las categorías de interacción y los grupos algales. OTC: oscurecimiento; BTC: blanqueamiento; PTC: palidecimiento; RPC: retracción pólipos de coral; PDC: depredación del coral; ETC: enfermedad del tejido de coral; MTC: muerte tejido del coral. Valores en azul denotan asociación significativa.

FUENTE	df	χ^2	F	p	Coef.Conting
Sig. Deterioro					
Categorías	3	59.75	7.81	0.000	0.34
G. algales	2	25.68	5.99	0.000	0.23
OTC					
Categorías	3	1.12	7.81	0.772	0.38
G. algales	2	1.88	5.99	0.39	0.45
BTC					
Categorías	3	3.57	7.81	0.312	0.38
G. algales	2	8.52	5.99	0.014	0.45
PTC					
Categorías	3	4.64	7.81	0.200	0.38
G. algales	2	9.03	5.99	0.11	0.45
RPC					
Categorías	3	20.20	7.81	0.000	0.38
G. algales	2	19.87	5.99	0.000	0.45
PDC					
Categorías	3	6.03	7.81	0.110	0.38
G. algales	2	17.68	5.99	0.000	0.45
ETC					
Categorías	3	3.73	7.81	0.292	0.38
G. algales	2	1.67	5.99	0.434	0.45
MTC					
Categorías	3	10.48	7.81	0.015	0.38
G. algales	2	15.97	5.99	0.000	0.45

Al comparar entre bahías y profundidades se observó que en Santa Marta casi todos los síntomas se relacionaron en su totalidad con los céspedes algales, a excepción de la enfermedad y muerte del tejido donde también se evidenciaron algas costrosas aunque la proporción de estas fue mayor para el primer síntoma (Fig. 23). En Chengue sobre la profundidad intermedia a excepción de la depredación por peces todos los síntomas se relacionaron en más de un 50% con algas frondosas y en porcentajes menores con cespitosas y costrosas. Contrario a esto en la profundidad somera los céspedes algales fueron los que se encontraron en mayores porcentajes asociados con los síntomas de deterioro; los otros grupos algales presentaron un comportamiento más variado, evidenciando así algunos síntomas asociados casi o en su totalidad con una sola categoría algal, tal es el caso de la relación de retracción de pólipos con las algas frondosas (80%), la enfermedad del tejido con las algas costrosas (100%) y la depredación por peces con las algas cespitosas (100%) (Tabla 22, Fig. 23).

Tabla 22. Porcentaje de síntomas de deterioro por grupo algal interactuante entre bahías. El porcentaje esta dado para cada grupo algal a partir del número total de deterioros por síntoma. FRO: algas frondosas; CES: algas cespitosas; COS: algas costrosas; OTC: oscurecimiento; BTC: blanqueamiento; PTC: palidecimiento; RPC: retracción pólipos de coral; PDC: depredación del coral; ETC: enfermedad del tejido de coral; MTC: muerte tejido del coral.

	CHENGUE						SANTA MARTA		
	P. SOMERA			P. INTERMEDIA			P. INTERMEDIA		
	FRO	CES	COS	FRO	CES	COS	FRO	CES	COS
OTC	66.7	11.1	22.2	68.4	26.3	5.26	0.0	100	0.0
BTC	25.0	75.0	0.0	58.3	41.7	0.0	0.0	100	0.0
PTC	40.9	54.5	4.5	78.4	17.6	3.92	0.0	100	0.0
RPC	80.0	15.0	5.0	81.8	13.6	4.55	0.0	100	0.0
PDC	0.0	100	0.0	9.09	90.9	0.0	0.0	100	0.0
ETC	0.0	0.0	100	50.0	50.0	0.0	0.0	50.0	50.0
MTC	8.7	78.3	13.0	50.0	34.8	15.2	0.0	81.0	19.0
TOTAL	31.61	47.70	20.69	56.58	39.28	4.14	0.0	88.5	11.5

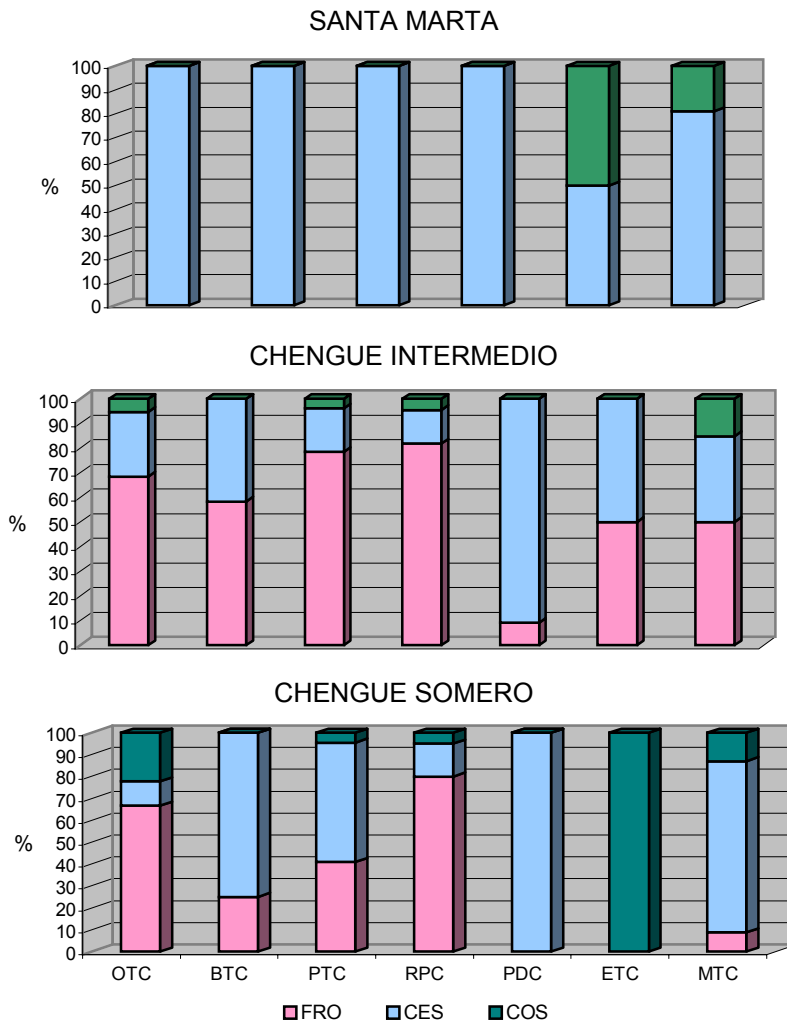


Figura 23. Porcentaje de síntomas de deterioro por grupo algal interactuante entre bahías. El porcentaje esta dado para cada grupo algal a partir del número total de deterioros por síntoma. FRO: algas frondosas; CES: algas cespitosas; COS: algas costrosas; OTC: oscurecimiento; BTC: blanqueamiento; PTC: palidecimiento; RPC: retracción pólipos de coral; PDC: depredación del coral; ETC: enfermedad del tejido de coral; MTC: muerte tejido del coral.

4.1.4.2. Variación temporal de los síntomas de deterioro coralino.

Al discriminar los síntomas de deterioro coralino durante el periodo de estudio se evidenció que en términos generales no se presentó variación estacional marcada

en ninguna de las estaciones; en Santa Marta los deterioros tendieron a incrementarse a partir del cuarto mes manteniéndose en un rango estrecho hasta el final del estudio (Tabla 23). En Chengue se observaron diferencias en el comportamiento de los síntomas entre profundidades, en la zona somera la presencia de ellos se mantuvo muy constante a lo largo del estudio, sin embargo los mayores porcentajes se presentaron en meses correspondientes al inicio y finalización de la época seca; mientras que en la profundidad intermedia la presencia de estos síntomas mostró mayores fluctuaciones, registrándose de igual manera los porcentajes más altos en la época seca (Tabla 23, Fig. 24).

Tabla 23. Porcentaje por estación de la presencia de deterioros durante el periodo de estudio (Noviembre de 1998 a Junio de 1999). El porcentaje está dado a partir del número total de interacciones por estación. SAN: ausencia de signos de deterioro; DET: presencia de algún signo de deterioro; (-) representa periodo que no fue monitoreado.

	CHENGUE				SANTA MARTA	
	P. SOM		P. INT		P. INT	
	SAN	DET	SAN	DET	SAN	DET
NOV	85.7	14.3	84.2	15.8	83.5	16.5
DIC	78.6	21.4	73.2	26.8	75.9	24.1
ENE	81.3	18.7	68.0	32.0	-	-
FEB	79.6	20.4	60.9	39.1	70.5	29.5
MAR	82.0	18.0	66.8	33.2	-	-
ABR	76.9	23.1	82.8	17.2	67.9	32.1
MAY	82.9	17.1	80.2	19.8	-	-
JUN	80.1	19.9	84.9	15.1	69.2	30.8
TOTAL	80.9	19.1	75.1	24.9	73.4	26.6

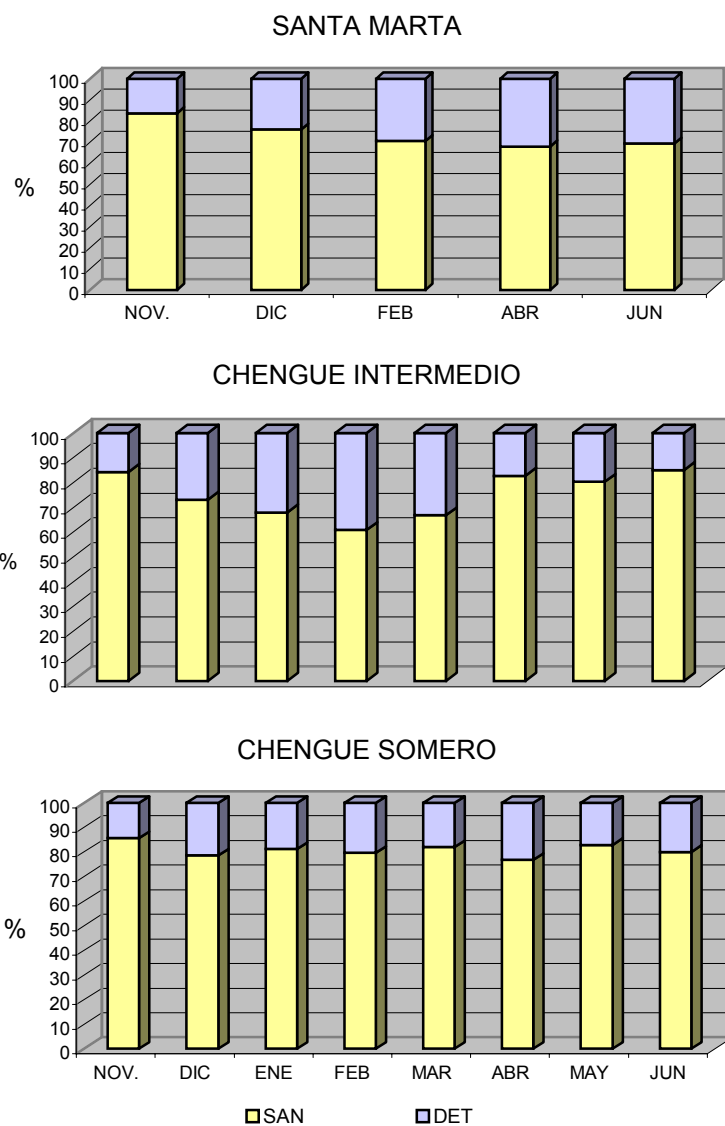


Figura 24. Porcentaje por estación de la presencia de síntomas de deterioro durante el periodo de estudio (Noviembre de 1998 a Junio de 1999). El porcentaje está dado a partir del número total de interacciones por estación. SAN: ausencia de signos de deterioro; DET: presencia de algún signo de deterioro; (-) representa periodo que no fue monitoreado.

Al considerar cada signo independientemente no se observó en ninguna de las estaciones un patrón temporal en la presencia de cada uno de estos, ni un comportamiento similar entre ellos (Tabla 24).

Tabla 24. Porcentaje de cada síntoma de deterioro para cada estación durante el periodo de estudio (Noviembre de 1998 a Junio de 1999). El porcentaje esta dado para cada síntoma a partir del número total de deterioros en cada estación o profundidad. SOM: Chengue profundidad somera; INT: Chengue profundidad intermedia; SM: Santa Marta; OTC: oscurecimiento; BTC: blanqueamiento; PTC: palidecimiento; RPC: retracción pólipos de coral; PDC: depredación del coral; ETC: enfermedad del tejido de coral; MTC: muerte tejido del coral.

		OTC	RPC	PTC	PDC	MTC	ETC	BTC
NOV	SOM	37.5	0.0	37.5	0.0	18.8	6.3	0.0
	INT	15.6	5.6	26.7	0.0	52.2	0.0	0.0
	SM	22.5	0.0	10.0	0.0	42.5	12.5	12.5
DIC	SOM	12.7	25.4	23.8	0.0	27.0	0.0	11.1
	INT	11.7	17.2	23.9	6.7	21.7	12.8	6.1
	SM	7.1	0.0	14.3	8.3	31.0	0.0	39.3
ENE	SOM	10.0	28.8	28.8	6.3	26.3	0.0	0.0
	INT	12.3	14.3	26.5	10.2	18.5	6.0	12.2
FEB	SOM	5.6	26.7	35.6	5.6	21.1	0.0	5.6
	INT	7.7	18.9	23.7	9.5	23.1	11.2	5.9
	SM	7.1	0.0	14.3	7.1	35.7	0.0	35.7
MAR	SOM	12.5	31.3	12.5	0.0	37.5	0.0	6.3
	INT	10.7	6.1	39.7	8.4	26.7	8.4	0.0
ABR	SOM	18.3	18.3	25.4	0.0	32.5	0.0	5.6
	INT	4.5	18.8	19.9	0.0	43.2	4.5	9.1
	SM	6.3	0.0	0.0	6.3	62.5	6.3	18.8
MAY	SOM	17.1	24.3	24.3	17.1	17.1	0.0	0.0
	INT	10.4	18.8	27.1	0.0	27.1	0.0	16.7
JUN	SOM	5.6	33.3	13.9	0.0	47.2	0.0	0.0
	INT	16.7	22.2	16.7	0.0	22.2	16.7	5.6
	SM	6.3	0.0	12.5	0.0	45.8	6.3	29.2
TOTAL	SOM	14.9	23.5	25.2	3.6	28.4	0.8	3.6
	INT	11.2	15.2	25.5	4.3	29.3	7.5	6.9
	SM	9.9	0.0	10.2	4.3	43.5	5.0	27.1

4.1.5. TASA DE AVANCE DE LA INTERACCIÓN

4.1.5.1. Variación temporal de la tasa de interacción de las algas y los corales.

Al comparar entre bahías la tasa de avance del coral y el alga en la interacción se evidenció que en promedio en ambas estaciones al final del periodo de estudio hubo una pequeña pérdida de tejido coralino y a la vez una ganancia de espacio por parte de los grupos algales (Fig.25); sin embargo el comportamiento y el valor (mm) del progreso de cada uno en la interacción varió entre las dos estaciones.

En Chengue la tasa promedio de tejido coralino al final del monitoreo fue de -1.24 mm (± 3.04), presentándose una mayor pérdida en abril y una ligera recuperación en el último mes; contrario a esto los grupos algales registraron una ganancia promedio de 2.77 mm (± 2.97) al final del estudio, observándose el mayor valor en el mes de abril (Tabla 25, Fig.25).

En Santa Marta a diferencia de Chengue la pérdida de espacio por parte de los corales fue incrementándose en el tiempo sin mostrar periodos de recuperación hasta alcanzar un valor promedio de -5.57 mm (± 3.22) al final del estudio. Las algas, al igual que en Chengue, presentaron un comportamiento opuesto ganando en promedio 8.64 mm (± 3.47) de espacio con respecto a los corales, esta colonización de espacio en general fue progresiva en el tiempo (Tabla 25, Fig.25).

Tabla 25. Tasa de progreso del coral y alga en la interacción a lo largo del estudio (Noviembre de 1998 a Junio de 1999) comparada entre las bahías de Chengue (CH) y Santa Marta (SM). El valor está dado en milímetros (\pm error estándar).

	ALGAS				CORALES			
	CH		SM		CH		SM	
NOV	0.0	(0.0)	0.0	(0.0)	0.0	(0.0)	0.0	(0.0)
DIC	2.33	(1.57)	-0.96	(1.62)	0.14	(0.96)	2.86	(1.27)
FEB	1.68	(1.97)	1.58	(2.67)	-1.52	(1.98)	1.79	(1.99)
ABR	3.44	(2.43)	4.59	(2.64)	-2.01	(2.25)	-2.03	(2.44)
JUN	2.77	(2.97)	8.66	(3.47)	-1.24	(3.04)	-5.57	(3.22)

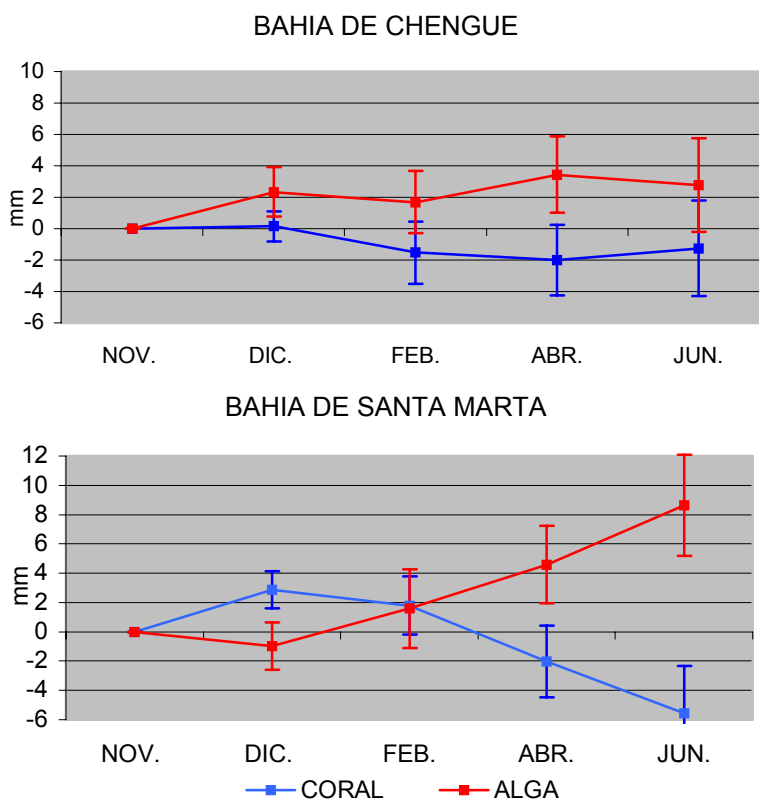


Figura 25. Tasa de progreso del coral y alga en la interacción a lo largo del periodo de estudio (Noviembre de 1998 a Junio de 1999) comparada entre las bahías de Chengue y Santa Marta.

En Chengue al comparar entre las dos profundidades se observó en ambas la misma tendencia de una ligera pérdida de espacio por parte de los corales y a la

vez una colonización del mismo por parte de las algas (Fig. 26). En la zona somera se evidenció en los primeros meses del estudio una ganancia de espacio por parte de los corales, sin embargo a partir del quinto mes se presentó una pérdida progresiva de este tejido (-2.24 mm \pm 3.24); las algas a su vez desde el tercer mes ganaron progresivamente más espacio en la interacción (3.55 mm \pm 3.15) (Tabla 26, Fig. 26). En la profundidad intermedia los corales desde el inicio del estudio fueron perdiendo espacio en la interacción pero a lo largo de este se mantuvieron en un rango más estrecho, llegando al final a un valor promedio de pérdida más bajo que en la profundidad anterior; las algas, a diferencia de la zona somera, variaron mas en su comportamiento aunque al final del estudio su ganancia promedio fue menor (Tabla 26, Fig. 26).

Tabla 26. Tasa de progreso del coral y alga en la interacción a lo largo del estudio (Noviembre de 1998 a Junio de 1999) comparada entre las profundidades somera (SOM) e intermedia (INT) en Chengue. El valor está dado en milímetros (\pm error estándar).

	ALGAS				CORALES			
	SOM		INT		SOM		INT	
NOV	0.0	(0.0)	0.0	(0.0)	0.0	(0.0)	0.0	(0.0)
DIC	1.78	(1.63)	2.33	(1.52)	-0.48	(0.82)	0.14	(0.85)
ENE	-1.33	(2.49)	3.61	(1.92)	0.96	(1.62)	-0.49	(1.39)
FEB	-0.34	(2.30)	1.68	(1.85)	2.68	(2.05)	-1.52	(1.71)
MAR	0.33	(2.39)	1.76	(2.25)	1.48	(2.33)	-1.14	(2.03)
ABR	1.60	(2.61)	3.44	(2.27)	0.36	(2.49)	-2.01	(2.15)
MAY	2.94	(2.81)	3.98	(2.74)	-0.76	(2.75)	-1.89	(2.55)
JUN	3.55	(3.15)	2.77	(2.82)	-2.24	(3.24)	-1.24	(2.89)

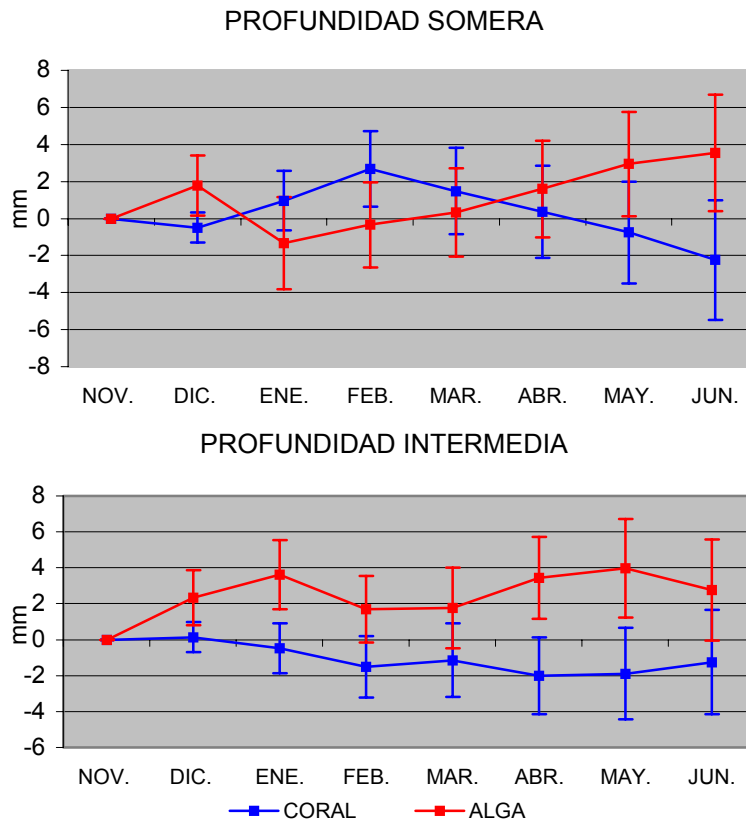


Figura 26. Tasa de progreso del coral y alga en la interacción a lo largo del estudio (Noviembre de 1998 a Junio de 1999) comparada entre las profundidades somera e intermedia en Chengue.

En ninguna de las estaciones se observó un patrón estacional en cuanto a la tasa de avance del coral y el alga en la interacción. De lo contrario en la mayoría de los casos la pérdida de espacio de los corales fue incrementándose en el tiempo, no obstante este valor fue en general bajo; por otra parte las algas casi siempre exhibieron un comportamiento opuesto al de los corales colonizando de esta manera la mayoría de las veces el espacio que ellos perdían.

4.1.5.2. Relación con la categoría de interacción y el grupo algal.

Al relacionar la pérdida de tejido con las categorías de interacción se evidenció que tan solo la mitad de los eventos presentaron pérdida de espacio del tejido coralino en la interacción. Al discriminar por categorías se observó que las interacciones por Cubrimiento y No Contacto se encontraron más asociadas con pérdida de tejido coralino (7.38% y 3.30% respectivamente) que con eventos donde el coral se mantenía estable o ganando espacio en esta competencia (Tabla 27, Fig. 27). Por otra parte las interacciones por Contacto Directo e Indirecto se asociaron de manera equivalente con eventos de pérdida o no pérdida de tejido coralino, sin embargo fueron ligeramente mayores las interacciones donde el coral ganó o mantuvo su espacio (Tabla 27, Fig. 27). Esto se corroboró por medio de la prueba de Bondad de ajuste de χ^2 que demostró que hubo una dependencia estadísticamente significativa entre la pérdida de tejido coralino y el tipo de interacción (Tabla 29).

Tabla 27. Relación entre interacciones por categoría y grupo algal con pérdida de espacio del tejido coralino en la interacción. PT: eventos con pérdida de tejido; NPT: eventos sin pérdida de tejido; CU: cubrimiento; CD: contacto directo; CI: contacto indirecto; NC: con contacto; FRO: algas frondosas; CES: cespitosas; COS: costrosas. El valor está dado en porcentajes con respecto al total de eventos por categoría y por grupo algal.

	CATEGORÍA DE INTERACCION					GRUPO ALGAL			
	CU	CD	CI	NC	Total	FRO	CES	COS	Total
PT	7.38	28.57	10.38	3.30	50.08	19.0	24.96	6.12	50.08
NPT	3.61	30.46	15.70	0.16	49.92	14.29	26.06	9.58	49.92
TOTAL	10.99	59.03	26.53	3.45	100	33.28	51.02	15.70	100

Al comparar esta relación entre bahías y profundidades se observó que en todas las estaciones la tendencia fue a presentarse las mismas asociaciones del patrón anteriormente descrito; sin embargo en Chengue sobre la profundidad somera las interacciones por Contacto Directo se relacionaron en mayor proporción con eventos donde no se manifestó pérdida de tejido coralino y los Contactos Indirectos se presentaron asociados en la misma proporción para los dos eventos. Sobre la profundidad intermedia en todas las categorías se conservó el patrón general aunque en términos generales predominaron las interacciones donde no se manifestó pérdida de espacio por el tejido coralino. En Santa Marta se evidenció la misma asociación que en la profundidad somera de Chengue pero en general predominaron los eventos donde no hubo pérdida de tejido (Tabla 28).

Tabla 28. Relación de interacciones por categoría con pérdida de tejido coralino en la interacción. PT: eventos con pérdida de tejido; NPT: eventos sin pérdida de tejido; CU: cubrimiento; CD: contacto directo; CI: contacto indirecto; NC: con contacto. Los valores están dados en porcentajes con respecto al total de eventos por estación.

	CHENGUE				SANTA MARTA	
	P. SOMERA		P. INTERMEDIA		P. INTERMEDIA	
	PT	NPT	PT	NPT	PT	NPT
CU	7.14	4.29	9.38	4.11	0.0	0.0
CD	30.48	24.76	25.51	32.84	36.05	34.88
CI	14.76	14.76	9.09	15.54	8.14	18.6
NC	3.33	0.48	3.52	0.0	2.33	0.0
TOTAL	55.71	44.29	47.51	52.49	46.51	53.49

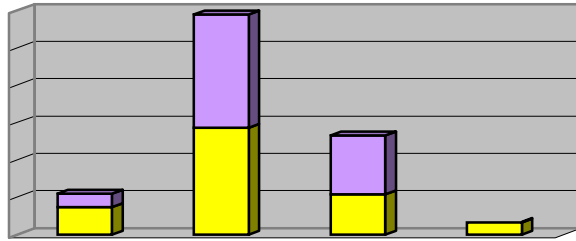
Tabla 29. Resultados de la prueba de bondad de ajuste χ^2 para probar la independencia entre la pérdida de tejido coralino interactuante con las categorías de interacción y los grupos algales. Valores en azul denotan asociación significativa.

FUENTE	df	χ^2	F	p	Coef. Conting.
Perdida de tejido					
Categorías	3	16.21	7.81	0.001	0.22
Grupo algal	2	4.61	5.99	0.099	0.12

Relacionando la pérdida de tejido coralino con el grupo algal interactuante se evidenció como patrón general que la mayoría de las veces las interacciones con algas frondosas se asociaron con eventos donde se presentó pérdida de tejido coralino, mientras que las interacciones con algas cespitosas y costrosas se asociaron con eventos donde el coral no perdió tejido (Tabla 30, Fig. 27). Sin embargo no se evidenció una dependencia estadísticamente significativa entre estas variables (Test χ^2 , $p > 0.05$, Tabla 29).

Al considerar estas relaciones entre bahías y profundidades se observó que en Chengue sobre la profundidad intermedia se presentó el mismo esquema, aunque en general predominaron las interacciones en las que no hubo pérdida de tejido; mientras que en la zona somera y en Santa Marta en la mayoría de los casos en que se presentó pérdida de tejido la interacción era con un césped algal (Tabla 30).

CATEGORÍA DE INTERACCION



de tejido coralino. Sin embargo, existen diferencias estadísticamente significativas (Kruskal – Wallis, $p < 0.05$, Tabla 32) con un nivel de confianza del 95%, entre la tasa media de cada categoría. El intervalo de variación entre categorías fue amplio oscilando entre 0.9 y -17.7 mm, registrándose a la vez las mayores pérdidas con los Cubrimientos y No contactos; no obstante al tener en cuenta el error estándar se puede decir que solamente con los Contactos Indirectos hubo una tendencia a la recuperación de espacio por los corales (Tabla 31, Fig. 28).

Tabla 31. Relación entre la tasa promedio de avance de la interacción (mm) con las categorías de interacción y grupos algales. En paréntesis se indica el error estándar (\pm ES) de cada uno. CU: cubrimiento; CD: contacto directo; CI: contacto indirecto; NC: con contacto; FRO: algas frondosas; CES: cespitosas; COS: costrosas. Valores negativos indican pérdida de tejido coralino.

	CATEGORÍA DE INTERACCION				GRUPO ALGAL		
	CU	CD	CI	NC	FRO	CES	COS
TASA	-3.9	-1.0	0.9	-17.7	-3.4	-0.6	0.3
ES	(1.83)	(0.85)	(1.10)	(3.85)	(1.03)	(0.91)	(1.87)

Discriminando la tasa de avance de la interacción por grupo algal se determinaron diferencias significativas (Kruskal – Wallis, nivel de confianza del 95%) entre las tasas medias de pérdida de tejido (Tabla 32). Se observó que las interacciones con algas frondosas y cespitosas tendieron a presentar una pérdida del tejido coralino y el intervalo de oscilación entre los grupos fue pequeño con valores entre 0.3 y -3.4 mm, relacionándose el valor más alto de pérdida coralina con las algas frondosas. Al considerar el error estándar de los datos se puede decir que

solamente en las interacciones por algas frondosas la tendencia general siempre fue a presentar una disminución de tejido coralino (Tabla 31, Fig. 28).

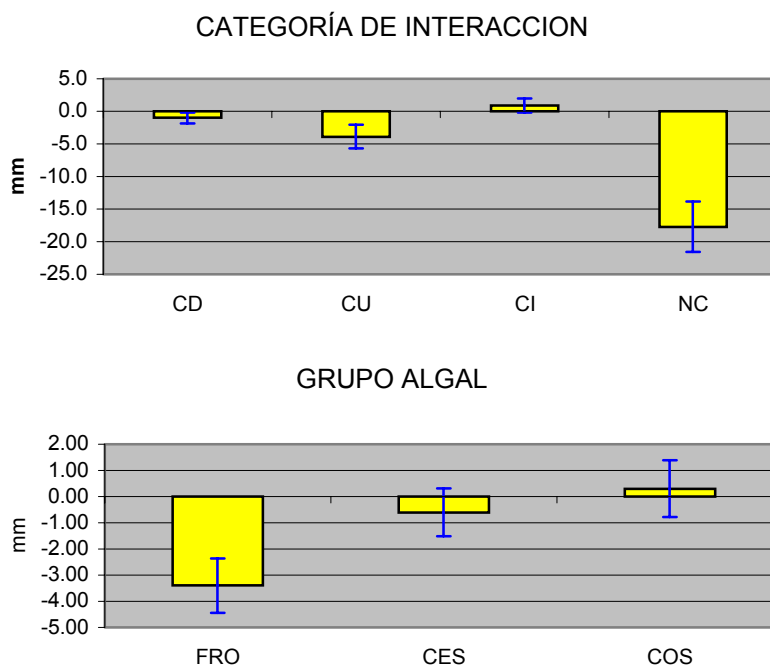


Figura 28. Relación entre la tasa promedio de avance de la interacción (mm) con las categorías de interacción y grupos algales. En barras se indica el error estándar (ES) de cada uno. CU: cubrimiento; CD: contacto directo; CI: contacto indirecto; NC: con contacto; FRO: algas frondosas; CES: cespitosas; COS: costrosas. Valores negativos indican pérdida de tejido coralino.

Tabla 32. Resultados de la prueba no paramétrica de Kruskal - Wallis para probar si existían diferencias en las tasas de pérdida de tejido coralino relacionadas con los grupos algales. Valores en azul denotan asociación significativa.

FUENTE	df	H	F	p
Tasa				
Categorías	3	24.34	7.81	0.000
Grupo algal	2	7.94	5.99	0.019

4.2. COBERTURA ALGAL Y CORALINA

Comparando los porcentajes de cobertura algal y coralina entre las dos bahías a lo largo del periodo de estudio se evidenciaron diferencias importantes con respecto a los grupos dominantes. En Chengue en las dos profundidades el mayor porcentaje estuvo representado por los corales con una cobertura promedio de 57,9% en la parte intermedia y 48.35% en la zona somera; mientras que las algas en promedio conformaron el 30,96% y 37,83% respectivamente; los porcentajes restantes estuvieron compuestos por gorgonáceos, esponjas y otros organismos sésiles (Tabla 33, Fig. 29). Contrario a esto en Santa Marta la mayor cobertura fue de algas con un valor promedio de 44,4% y los corales tan solo alcanzaron el 16,89% (Tabla 33, Fig. 29).

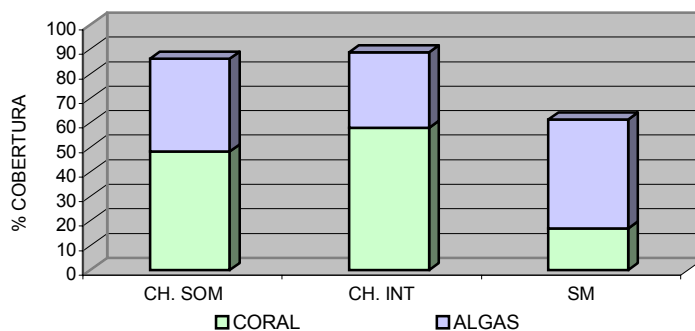


Figura 29. Comparación de la cobertura algal y coralina en las bahías de Chengue (somero e intermedio) y Santa Marta. El porcentaje esta dado para cada grupo a partir del total del sustrato arrecifal por bahía. CH.SOM: Chengue somero; CH.INT: Chengue intermedio; SM: Santa Marta.

Tabla 33. Porcentaje de cobertura algal y coralina en las bahías de Santa Marta y Chengue a lo largo del periodo de estudio (Noviembre de 1998 a Junio de 1999). El porcentaje esta dado para cada estación a partir de la cobertura total del sustrato arrecifal. En paréntesis se presenta el error estándar.

	CHENGUE						SANTA MARTA					
	P. SOMERA		P. INTERMEDIA				P. INTERMEDIA					
	CORAL	ALGAS	CORAL	ALGAS	CORAL	ALGAS	CORAL	ALGAS				
NOV	49.88	(4.4)	27.96	(7.6)	50.45	(3.1)	24.43	(11.3)	16.0	(4.1)	47.72	(12.7)
DIC	51.08	(4.1)	42.78	(5.1)	58.63	(7.2)	33.27	(0.9)	12.43	(4.2)	32.43	(5.8)
FEB	46.28	(5.0)	44.77	(7.2)	58.68	(4.5)	35.42	(8.8)	15.23	(4.2)	53.15	(13.1)
ABR	46.58	(5.3)	29.32	(0.7)	60.23	(2.8)	30.20	(5.5)	19.52	(3.2)	42.68	(10.3)
JUN	47.93	(3.7)	44.33	(5.8)	61.48	(5.7)	31.47	(7.4)	21.27	(5.1)	46.03	(14.9)
Prom	48.35		37.83		57.9		30.96		16.89		44.4	

Al observar la dinámica de estos dos grupos a lo largo del periodo de estudio no se evidenció un patrón estacional. En Chengue sobre la profundidad intermedia la cobertura coralina fue incrementándose a través del tiempo hasta alcanzar un valor máximo de 61.48% (± 5.66) al final del estudio; mientras que en la profundidad somera los valores se mantuvieron casi todo el tiempo en un rango más estrecho y los porcentajes más altos se presentaron en los primeros meses del estudio. En Santa Marta la cobertura coralina mostró una ligera disminución durante el segundo mes de muestreo pero en el periodo restante se observó un progresivo incremento hasta alcanzar una cobertura de 21.27% ± 5.08 al finalizar el estudio (Tabla 33, Fig. 30).

Los grupos algales en Chengue sobre las dos profundidades se incrementaron a comienzos del periodo seco con una ligera disminución hacia finales de este, sin embargo hacia el último mes del estudio correspondiente al periodo húmedo nuevamente registraron porcentajes más altos. En Santa Marta el

comportamiento fue variado y al igual que en Chengue las mayores coberturas se evidenciaron durante la época seca (Tabla 33, Fig. 30).

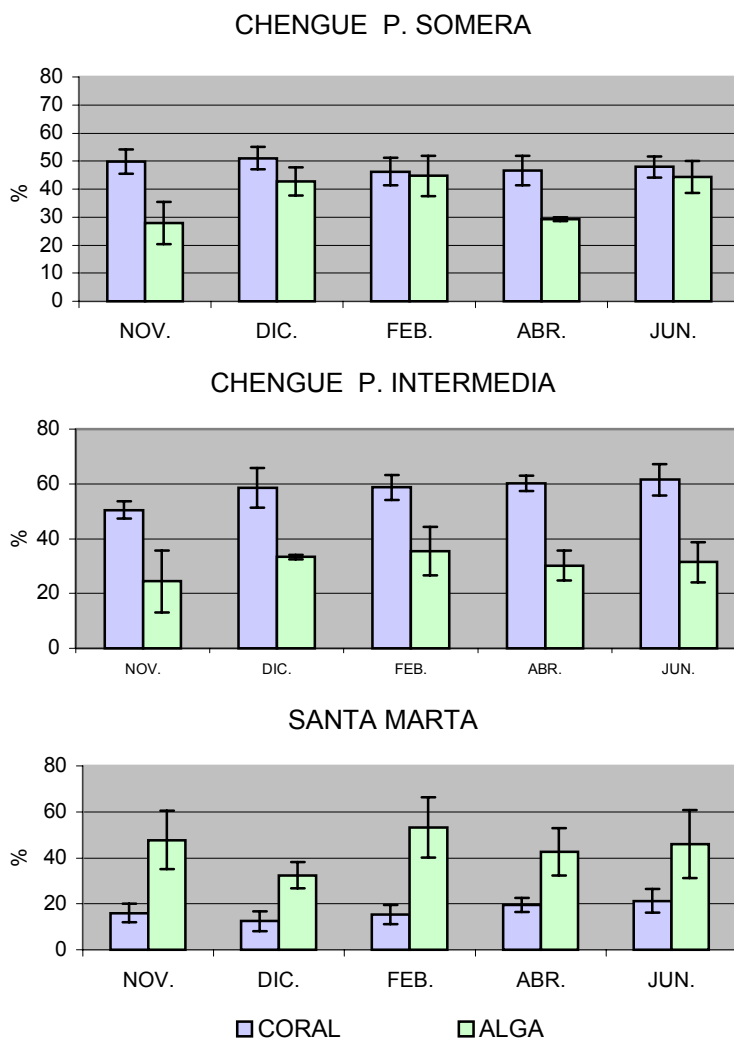


Figura 30. Porcentaje de cobertura algal y coralina en las bahías de Santa Marta y Chengue (profundidad somera e intermedia) a lo largo del periodo de estudio (Noviembre de 1998 a Junio de 1999). El porcentaje esta dado mensualmente para cada estación a partir de la cobertura total del sustrato arrecifal.

La composición de la cobertura algal varió notablemente entre bahías y profundidades (Fig. 31). En Chengue sobre la profundidad intermedia se presentaron los tres grupos funcionales de algas, sin embargo el porcentaje de cobertura de cada uno de ellos fluctuó a lo largo del estudio; las frondosas evidenciaron mayores porcentajes durante el periodo seco y el más bajo durante la época de lluvias ($3.94\% \pm 0.88$) cuando a la vez se observó la más alta cobertura por parte de los céspedes algales ($19.83\% \pm 4.97$) quienes presentaron un comportamiento más estable. Las algas costrosas tuvieron porcentajes más bajos con respecto a los otros grupos, con valores que oscilaron entre $0.67 (\pm 0.21)$ y $6.35\% (\pm 2.54)$ registrando las mayores coberturas hacia el final del estudio (Tabla 34, Fig. 31).

Tabla 34. Porcentaje de cobertura de los grupos funcionales de algas en las bahías de Santa Marta y Chengue a lo largo del periodo de estudio (Noviembre de 1998 a Junio de 1999). El porcentaje esta dado mensualmente para cada estación a partir de la cobertura total del sustrato arrecifal. Al lado de cada valor en menor tamaño se presenta el error estándar. FRO: frondosas; CES: cespitosas; COS: costrosas; CH. SOM: Chengue somero; CH. INT: Chengue intermedio SM: Santa Marta.

	NOV		DIC		FEB		ABR		JUN		Total
	%	ES	%	ES	%	ES	%	ES	%	ES	
CH. SOM											
FRO	1.57	0.13	4.55	0.55	2.92	0.83	2.28	0.31	1.30	0.21	2.52
CES	24.67	3.83	36.0	3.01	40.62	2.79	24.73	1.13	40.88	3.44	33.38
COS	1.73	0.32	2.23	0.26	1.23	0.18	2.30	0.39	2.15	0.57	1.93
CH. INT											
FRO	3.94	0.88	18.92	5.43	16.68	6.11	14.03	4.74	13.72	5.40	13.46
CES	19.83	4.97	13.25	6.08	16.23	3.41	11.72	2.63	11.40	5.43	14.49
COS	0.67	0.21	1.10	0.38	2.50	0.75	4.45	0.93	6.35	2.54	3.01
SM											
FRO	0.47	0.15	0.20	0.20	0.22	0.16	0.27	0.12	0.17	0.10	0.26
CES	46.73	7.14	29.83	5.99	52.93	8.07	41.42	6.84	45.55	7.86	43.29
COS	0.52	0.20	2.40	1.03	0.0	0.0	1.0	0.32	0.32	0.20	0.85

En la profundidad somera las algas frondosas presentaron el mismo comportamiento; sin embargo la cobertura fue mucho menor con respecto a la profundidad anterior con valores que oscilaron entre $1.30\% \pm 0.21$ y $4.55\% \pm 0.55$. Los céspedes registraron coberturas más altas duplicando los valores de la zona intermedia; su comportamiento fue muy variado pero no se evidenció alguna tendencia estacional. Las algas costrosas se mantuvieron constantes durante todo el estudio con valores entre $1.23\% \pm 0.18$ y $2.30\% \pm 0.39$ (Tabla 34, Fig. 31).

En Santa Marta por el contrario la cobertura algal estuvo conformada casi que exclusivamente por el grupo de las cespitosas, las cuales exhibieron a su vez un comportamiento variado a lo largo del estudio, con coberturas entre $29.83\% (\pm 5.99)$ y $52.93\% (\pm 8.07)$; las algas costrosas presentaron un valor máximo de $2.40\% \pm 1.03$, al tanto que las frondosas no superaron el 0.5% (Tabla 34, Fig. 31).

Al comparar la cobertura de los tres grupos funcionales de algas con la presencia de las interacciones por parte de los mismos se observó una ligera relación, puesto que en algunas ocasiones en los meses en que la cobertura de una categoría algal predominaba en el área también eran mayores las interacciones por ese grupo y viceversa. Al determinar en cada estación el grado de asociación entre estas variables (prueba de Pearson) se evidenció únicamente en Chengue sobre la profundidad intermedia una correlación positiva estadísticamente significativa entre la cobertura de algas frondosas y la frecuencia de interacciones

por este grupo, así como entre la cobertura de costrosas y las interacciones por ellas (Tabla 35).

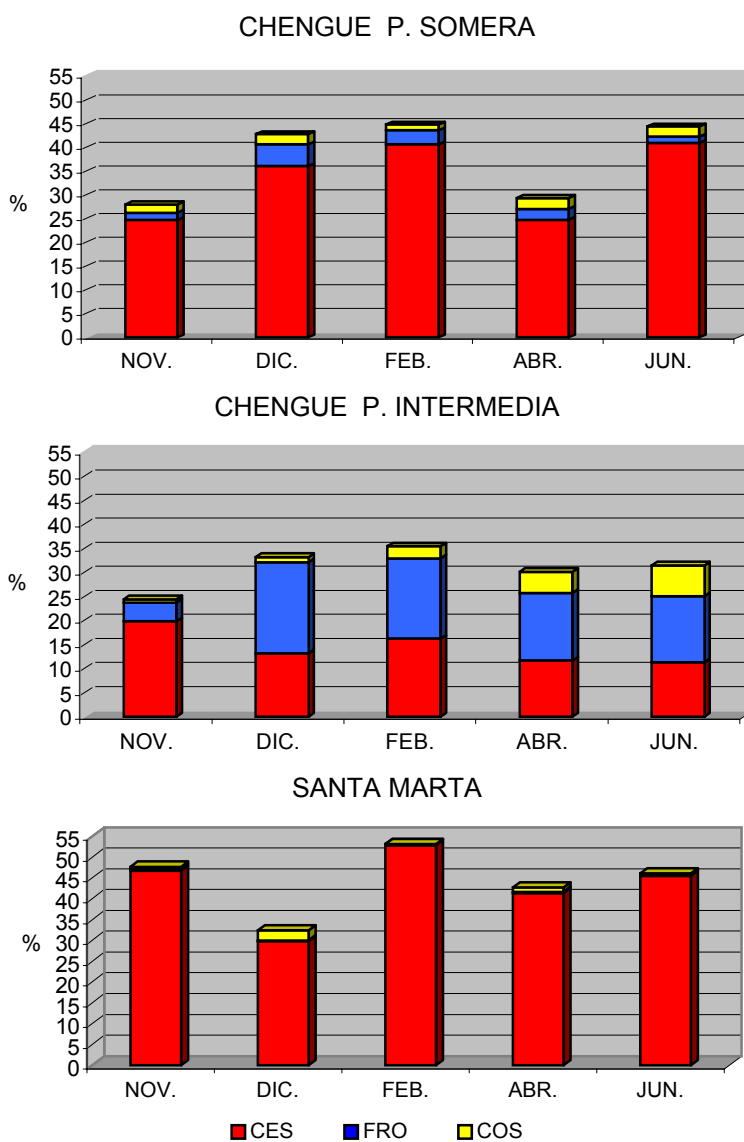


Figura 31. Porcentaje de cobertura de los grupos funcionales de algas en las bahías de Santa Marta y Chengue a lo largo del periodo de estudio (Noviembre de 1998 a Junio de 1999). El porcentaje esta dado para cada estación a partir de la cobertura total del sustrato arrecifal. FRO: frondosas; CES: cespitosas; COS: costrosas.

Tabla 35. Resultados de la prueba estadística de Pearson para determinar la correlación entre la cobertura de cada grupo funcional algal y las interacciones a través del mismo. INFRO: interacciones por algas frondosas; INCES: interacciones por cespitosas; INCOS: interacciones por costrosas; COBFRO: cobertura de algas frondosas; COBCES: cobertura cespitosas; COBCOS: cobertura costrosas. n= 5 para todos los casos. Valores en azul denotan correlación estadísticamente significativa.

	INFRO		INCES		INCOS	
Chengue somero						
COBFRO	0.5239	p= 0.365				
COBCES			0.6190	p= 0.266		
COBCOS					-0.4701	p= 0.424
Chengue intermedio						
COBFRO	0.8878	p= 0.044				
COBCES			0.7695	p= 0.128		
COBCOS					0.9393	p= 0.018
Santa Marta						
COBFRO	-0.2148	p= 0.729				
COBCES			-0.3447	p= 0.570		
COBCOS					-0.2691	p= 0.662

4.3. VARIABLES FÍSICOQUÍMICAS

4.3.1. Temperatura.

La temperatura del agua superficial presentó un comportamiento similar en la dos bahías; los mayores valores se registraron en la época húmeda y los más bajos durante meses del periodo seco, corroborando así el patrón temporal descrito por otros autores para la zona (Fig. 32). En la bahía de Chengue los valores oscilaron entre 24° (± 0.38) y 28.8° C (± 0.28), en Santa Marta el rango fue similar aunque con valores ligeramente mayores que los de Chengue en los meses del periodo húmedo (Tabla 36).

Al aplicar la prueba de Pearson para dilucidar el grado de asociación entre esta variable con la frecuencia de interacciones por categoría y grupo algal y con la frecuencia de síntomas de deterioro se determinó una correlación negativa estadísticamente significativa con la frecuencia de algas frondosas en Santa Marta y con la depredación en Chengue; a excepción de estas en ningún otro caso las variables mostraron alguna relación (Tabla 40). Cabe anotar que esta prueba muestra asociación entre variables más no causalidad entre ellas.

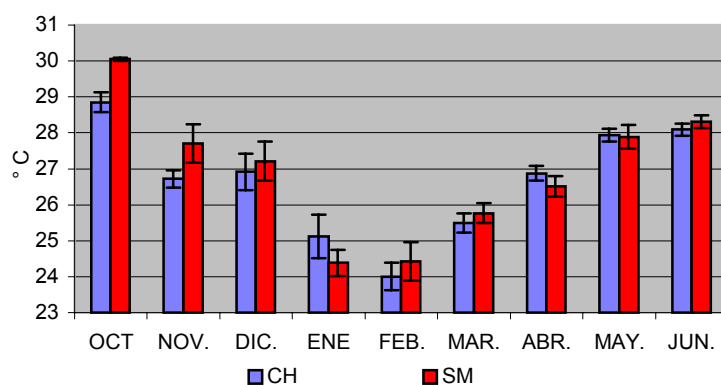


Figura 32. Valor promedio mensual de la temperatura (°C) del agua superficial en la bahía de Chengue (CH) y Santa Marta (SM) durante el periodo de estudio (Noviembre de 1998 a Junio de 1999).

4.3.2. Salinidad

La salinidad del agua superficial evidenció un comportamiento estacional en las dos bahías, coincidiendo así con el patrón establecido en varios estudios. Los mayores valores se presentaron durante la época seca mientras que los valores

más bajos se observaron en periodo de lluvias (Figura 33). En Chengue los valores oscilaron entre 34.7 y 39 ups y en Santa Marta entre 32.3 y 38 ups (Tabla 36). Al aplicar la prueba estadística de Pearson esta variable presentó correlación positiva significativa en Chengue con la frecuencia de interacciones por algas frondosas y con la presencia del síntoma de deterioro depredación; mientras que en Santa Marta fue positiva con la frecuencia de interacciones por algas cespitosas y negativa con enfermedades y oscurecimientos del tejido coralino (Tabla 40).

Tabla 36. Valores promedio mensuales de Temperatura (°C), Salinidad (ups) y Transparencia del disco sechii (m) en las bahías de Chengue y Santa Marta durante el periodo de estudio (Noviembre de 1998 a Junio de 1999). CH: Chengue; SM: Santa Marta; Prom: valor promedio para el periodo de estudio; ES: \pm error estándar; Max: valor máximo; Min: valor mínimo.

	TEMPERATURA				SALINIDAD				TRANSPARENCIA			
	CH		SM		CH		SM		CH		SM	
	MED	ES	MED	ES	MED	ES	MED	ES	MED	ES	MED	ES
OCT	28.85	0.28	30.05	0.05	34.70	0.22	32.30	1.64	8.94	1.39	2.60	0.52
NOV.	26.72	0.24	27.70	0.54	36.57	0.39	34.22	1.35	11.75	0.79	6.09	1.59
DIC.	26.91	0.51	27.21	0.54	38.37	0.32	38.00	0.33	12.06	1.11	6.93	1.6
ENE	25.12	0.60	24.38	0.37	39.00	0.27	38.00	0.00	13.37	0.90	13.17	1.63
FEB.	24.0	0.38	24.42	0.54	37.25	0.16	37.37	0.18	9.87	1.66	9.75	1.85
MAR.	25.49	0.27	25.77	0.27	37.00	0.15	37.10	0.10	11.75	1.11	8.80	0.68
ABR.	26.87	0.2	26.51	0.28	37.25	0.16	36.87	0.23	11.87	1.20	10.75	0.78
MAY.	27.94	0.18	27.89	0.33	36.25	0.25	35.87	0.23	17.44	1.57	12.06	1.71
JUN.	28.09	0.16	28.31	0.17	36.50	0.37	36.60	0.31	14.60	1.93	9.95	1.081
Prom.	26.65		26.69		36.98		36.51		12.45		9.31	
ES.	0.20		0.22		0.16		0.25		0.51		0.54	
Max	29.5		30.1		40		40		26		20	
Min	22.8		22		34.1		27.6		4		1	

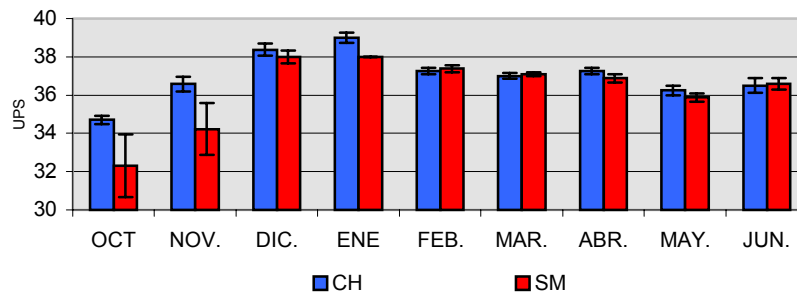


Figura 33. Valor promedio mensual de la salinidad (ups) del agua superficial en la bahía de Chengue(CH) y Santa Marta (SM) durante el periodo de estudio (Noviembre de 1998 a Junio de 1999).

4.3.3. Transparencia

Se observó un comportamiento variado entre las dos bahías, no obstante no se evidenció un patrón estacional muy marcado como se ha descrito para la zona; sin embargo los valores se encuentran entre los rangos reportados para el área (Figura 34). En Chengue se presentó mayor transparencia con una visibilidad promedio para el periodo de estudio de 12.45 m, y un promedio mínimo de 8.94 m durante el mes de octubre. En Santa Marta los valores fueron menores oscilando entre 2.6 y 13.2 m (enero y octubre respectivamente) (Tabla 36). Al aplicar la prueba de Pearson no se encontró correlación significativa de esta variable con la frecuencia de interacciones por grupo algal y síntomas de deterioro (Tabla 40).

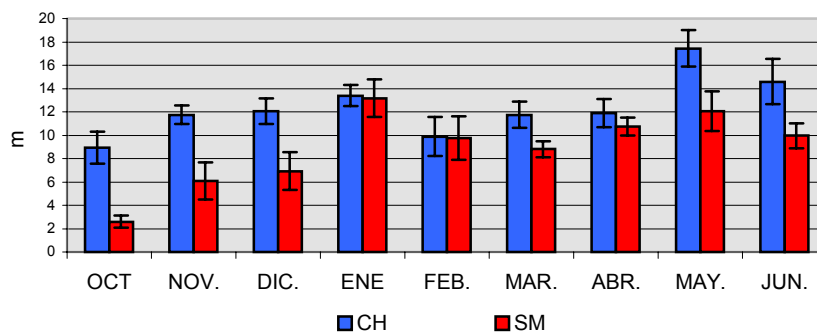


Figura 34. Valor promedio mensual de transparencia (m) en la bahía de Chengue (CH) y Santa Marta (SM) durante el periodo de estudio (Noviembre de 1998 a Junio de 1999).

4.3.4. Nutrientes

En general el comportamiento de los nutrientes fue similar en las dos bahías sin evidenciar un definido patrón estacional en la mayoría de ellos; sin embargo los valores se encontraron entre los rangos establecidos para este tipo de aguas. En Santa Marta las concentraciones de casi todos los nutrientes fueron ligeramente mayores con respecto a las de Chengue (Figura 35), como consecuencia de la mayor incidencia de aguas continentales en esa bahía.

Los nitritos en las dos bahías presentaron diferencias entre los dos periodos climáticos; las mayores concentraciones se registraron durante la época seca y las más bajas en época de lluvias (Figura 35). En Chengue los valores oscilaron entre 0.032 y 0.082 $\mu\text{M/l NO}_2$ mientras que en Santa Marta entre 0.021 y 0.134 $\mu\text{M/l NO}_2$ (Tabla 37). La prueba estadística de Pearson determinó en Chengue una correlación positiva significativa entre la concentración de este nutriente y la frecuencia de interacciones con algas frondosas y con la depredación (Tabla 40).

Los silicatos en Chengue registraron menores fluctuaciones en el tiempo oscilando entre 1.76 y 6.70 $\mu\text{M/l}$ SiO_4 , mientras que en Santa Marta durante los primeros meses del estudio se determinaron las concentraciones más elevadas (12.95 $\mu\text{M/l}$ SiO_4) y a partir de diciembre estos valores disminuyeron manteniéndose en un rango más estrecho hasta el final del estudio (Tabla 37). Correlaciones positivas significativas (Pearson) se encontraron en Chengue con la frecuencia de interacciones de algas costrosas, algas cespitosas, y enfermedad del tejido; negativa con la retracción de pólipos. En Santa Marta significativamente positiva con el oscurecimiento del tejido coralino (Tabla 40).

El amonio exhibió un comportamiento muy variado pero sin evidenciar un patrón estacional; las concentraciones entre bahías fueron muy similares reportando las mayores hacia el inicio y final de la época seca y las más bajas durante este mismo periodo (Figura 35) . En Chengue oscilaron entre 0.20 y 0.99 $\mu\text{M/l}$ NH_4 y en Santa Marta entre 0.19 y 0.74 $\mu\text{M/l}$ NH_4 (Tabla 37). El resultado de la prueba de Pearson arrojó únicamente correlación positiva significativa en Chengue con los síntomas de deterioro depredación y blanqueamiento del tejido (Tabla 40).

El fósforo no presentó una marcada tendencia estacional; sin embargo su comportamiento en el tiempo al igual que los otros nutrientes fue similar entre las dos bahías (Figura 35). Las máximas concentraciones se determinaron hacia finales de la época húmeda y comienzos del periodo seco (0.162 y 0.241 $\mu\text{M/l}$ PO_4 Chengue y Santa Marta respectivamente), mientras que los valores más bajos

hacia el final de esta época (0.022 y 0.0553 $\mu\text{M/l}$ PO₄ Chengue y Santa Marta respectivamente) (Tabla 37). La prueba de Pearson determinó en Chengue somero una correlación positiva significativa con la frecuencia de interacciones por algas costrosas, mientras que en Chengue intermedio esta fue significativamente negativa (Tabla 40).

Tabla 37. Concentración ($\mu\text{M/l}$) promedio mensual de los nutrientes nitritos (NO₂), silicatos (SiO₄), amonio (NH₄) y fósforo reactivo (PO₄) en las bahías de Chengue (CH) y Santa Marta (SM) durante el periodo de estudio (Noviembre de 1998 a Junio de 1999). CP: concentración promedio mensual; ES: error estándar; Prom: valor promedio para el estudio; Máx: valor máximo; Min: valor mínimo.

	NITRITOS				SILICATOS				AMONIO				FOSFORO REACTIVO			
	CH		SM		CH		SM		CH		SM		CH		SM	
	CP	ES.	CP	ES.	CP	ES.	CP	ES.	CP	ES.	CP	ES.	CP	ES.	CP	ES.
OCT	0.032	0.032	0.021	0.018	4.357	0.242	12.954	5.088	0.771	0.061	0.411	0.182	0.094	0.021	0.115	0.034
NOV	0.056	0.024	0.070	0.014	6.709	1.213	8.547	2.395	0.368	0.130	0.221	0.058	0.147	0.055	0.241	0.064
DIC	0.082	0.023	0.101	0.022	4.284	1.132	4.029	1.467	0.570	0.126	0.626	0.174	0.163	0.038	0.167	0.034
ENE	0.079	0.029	0.099	0.037	1.763	0.219	2.680	0.299	0.812	0.368	0.742	0.252	0.149	0.014	0.166	0.012
FEB	0.079	0.017	0.134	0.031	3.956	0.567	5.433	1.187	0.200	0.054	0.193	0.055	0.069	0.017	0.143	0.057
MAR	0.073	0.012	0.130	0.022	2.850	0.277	3.581	0.431	0.239	0.019	0.260	0.034	0.029	0.011	0.066	0.013
ABR	0.039	0.007	0.058	0.017	1.803	0.298	2.495	0.530	0.200	0.062	0.274	0.089	0.022	0.010	0.053	0.029
MAY	0.052	0.013	0.065	0.015	2.854	0.322	4.770	0.707	0.990	0.314	0.739	0.169	0.088	0.032	0.116	0.018
JUN	0.033	0.007	0.025	0.006	2.872	0.353	4.053	0.385	0.234	0.101	0.502	0.106	0.042	0.015	0.140	0.050
Prom.	0.061		0.081		3.662		5.046		0.447		0.615		0.099		0.158	
ES	0.006		0.012		0.581		1.012		0.091		0.172		0.021		0.030	
Max.	0.219		0.319		21.081		27.557		2.583		11.662		0.566		1.568	
Min.	0.000		0.000		0.683		0.893		0.000		0.000		0.000		0.000	

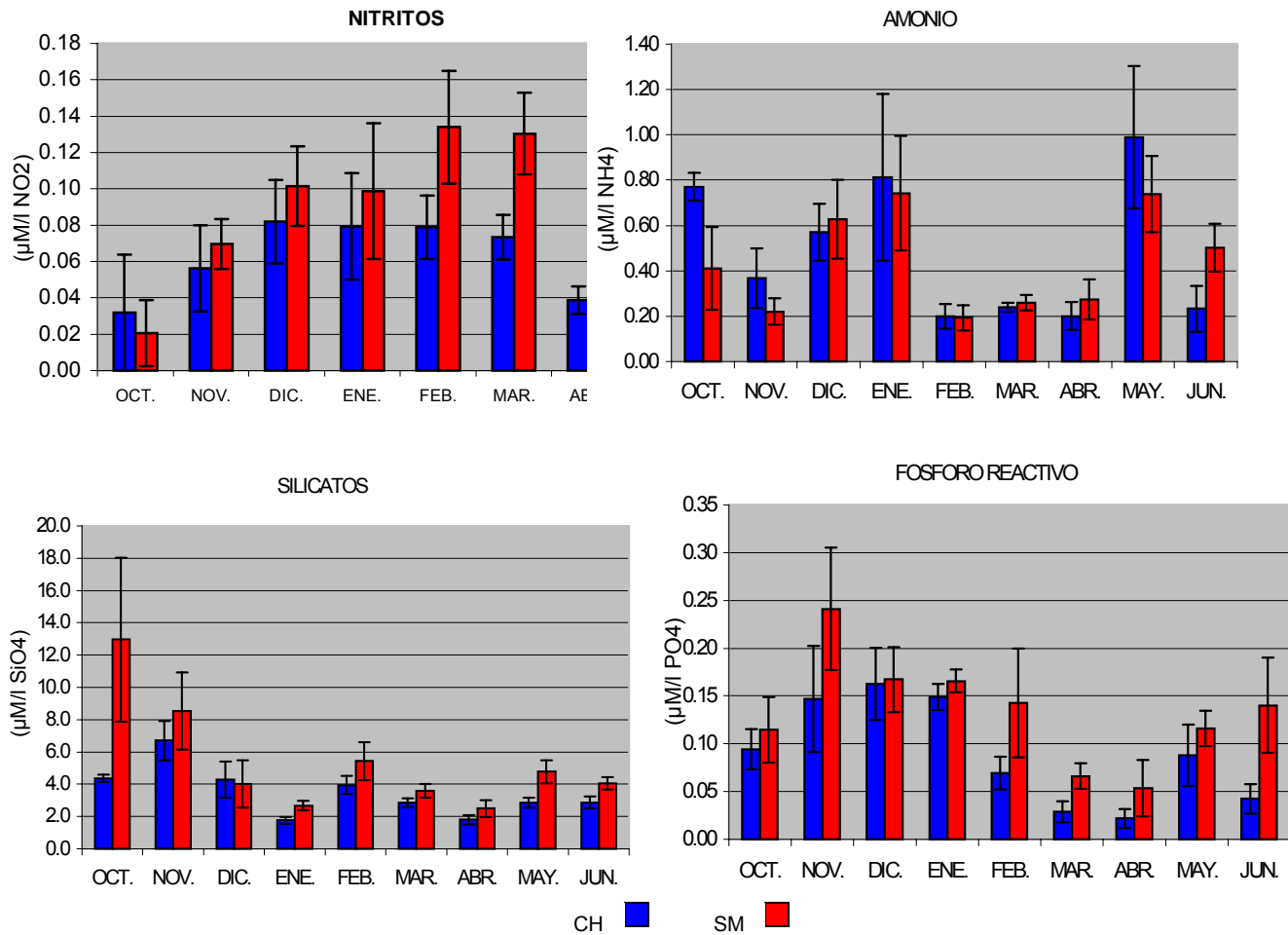


Figura 35. Concentración (µM/l) promedio mensual de los nutrientes nitritos (NO₂), silicatos (SiO₄), amonio (NH₄) y fósforo reactivo (PO₄) en las bahías de Chengue y Santa Marta durante el periodo de estudio.

4.3.5. Clorofila –a.

La concentración de este pigmento no presentó un patrón estacional muy definido; sin embargo los valores se encontraron dentro de los rangos establecidos en otros estudios para el área. Al igual que los nutrientes el comportamiento entre las dos bahías fue similar evidenciando en algunos meses un ligero incremento en la

bahía de Santa Marta (Figura 36). La concentración más alta se registró en las dos bahías durante el mes de octubre con un valor promedio de 1.226 mg/m³ en Chengue y 3.012 mg/m³ en Santa Marta; mientras que los valores más bajos se presentaron en junio para Chengue (0.149 mg/m³) y enero para Santa Marta (0.152 mg/m³) (Tabla 38). La prueba de Pearson determinó en Chengue una correlación positiva estadísticamente significativa con el palidecimiento del tejido coralino y en Santa Marta con el oscurecimiento del tejido coralino (Tabla 40).

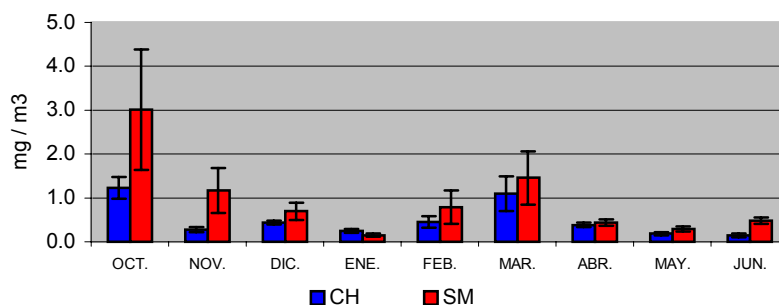


Figura 36. Valor promedio mensual de clorofila- a (mg/m³) en la bahía de Chengue (CH) y Santa Marta (SM) durante el periodo de estudio (Noviembre de 1998 a Junio de 1999).

Tabla 38. Concentración promedio mensual de clorofila-a (mg/m³) en las bahías de Chengue (CH) y Santa Marta (SM) durante el periodo de estudio (Noviembre de 1998 a Junio de 1999). Prom: concentración promedio; ES: error estándar; Máx: valor máximo; Min: valor mínimo.

	CLOROFILA a			
	CHENGUE		SANTA MARTA	
	Prom.	ES	Prom.	ES
OCT.	1.226	0.244	3.012	1.372
NOV.	0.277	0.059	1.174	0.511

DIC.	0.439	0.042	0.696	0.199
ENE.	0.251	0.048	0.152	0.040
FEB.	0.452	0.128	0.786	0.379
MAR.	1.103	0.394	1.459	0.605
ABR.	0.386	0.053	0.439	0.077
MAY.	0.183	0.033	0.291	0.053
JUN.	0.149	0.040	0.482	0.077
Prom.	0.460		0.842	
ES	0.123		0.265	
Max.	3.483		7.046	
Min.	0.000		0.000	

4.3.6. Tasa de sedimentación.

Al comparar las tasas de sedimentación total entre bahías no se evidenciaron grandes diferencias en la mayoría de los meses, como tampoco un marcado patrón estacional; sin embargo en algunos meses del periodo húmedo las tasas tendieron a ser mayores en Santa Marta (Figura 37). En Chengue las tasas de sedimentación oscilaron entre $0.87 (\pm 0.11)$ y $2.70 (\pm 0.21)$ $\text{mg}/\text{cm}^2/\text{día}$ reportando el valor más alto durante el periodo de enero - febrero y el más bajo entre mayo - junio. En Santa Marta el rango de variación fue menor, las tasas en promedio fueron ligeramente mayores al punto de que el menor valor fue de 1.48 ± 0.16 $\text{mg}/\text{cm}^2/\text{día}$ (marzo - mayo) (Tabla 39).

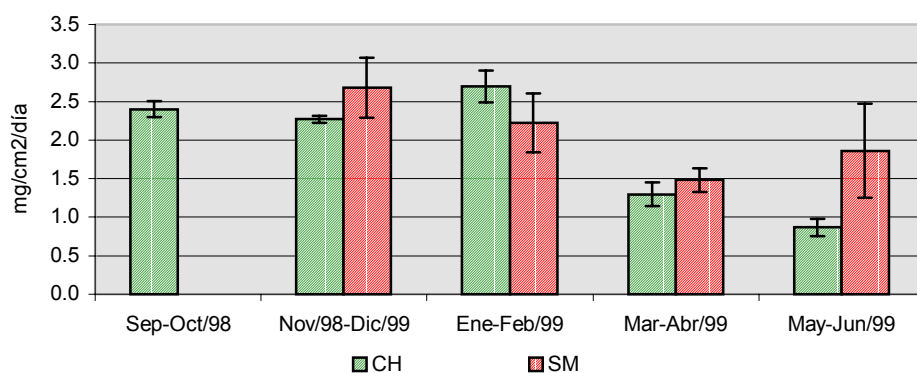


Figura 37. Tasa de sedimentación total mensual entre las bahías de Chengue (CH) y Santa Marta (SM) durante el periodo de estudio (Noviembre de 1998 a Junio de 1999).

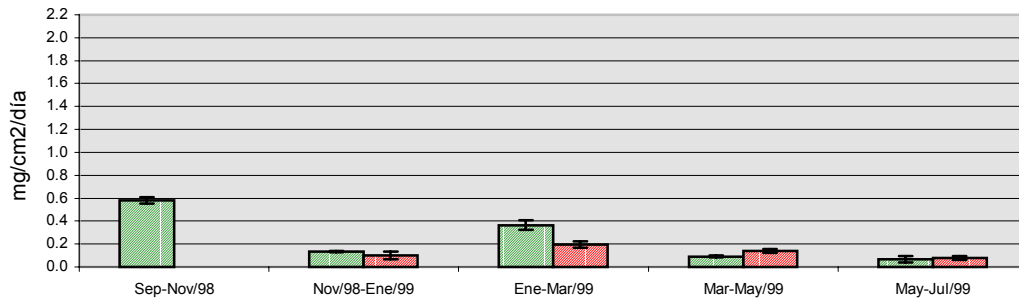
Tabla 39. Tasa de sedimentación mensual en las bahías de Chengue y Santa Marta durante el periodo de estudio (Noviembre de 1998 a Junio de 1999). AGM: arenas gruesas; AFMF: arenas finas y muy finas; TOTAL: sedimentos totales; MED: valor medio mensual; ES: error estándar.

	AGM		AFMF		LIMOS		TOTAL	
	MED	ES	MED	ES	MED	ES	MED	ES
CHENGUE								
Sep-Nov	0.58	0.03	1.24	0.09	0.57	0.04	2.40	0.10
Nov-Ene	0.13	0.01	0.85	0.06	1.29	0.10	2.27	0.05
Ene-Mar	0.36	0.04	1.27	0.10	1.07	0.07	2.70	0.21
Mar-May	0.09	0.01	0.40	0.05	0.81	0.12	1.30	0.16
May-Jul	0.07	0.03	0.25	0.03	0.55	0.05	0.87	0.11
SANTA MARTA								
Sep-Nov	-	-	-	-	-	-	-	-
Nov-Ene	0.10	0.03	0.58	0.11	2.06	0.23	2.68	0.39
Ene-Mar	0.20	0.03	0.83	0.08	1.20	0.27	2.23	0.38
Mar-May	0.14	0.02	0.59	0.08	0.75	0.11	1.48	0.16
May-Jul	0.08	0.02	0.31	0.04	1.47	0.65	1.86	0.61

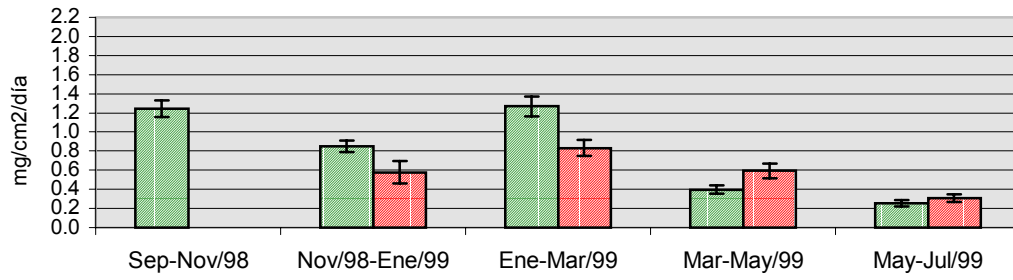
Al discriminar los sedimentos por tamaño del grano se observó que las menores tasas en las dos bahías fueron en los sedimentos de granos gruesos a medios (AGM), a la vez los valores entre localidades no fluctuaron notablemente. Los granos finos a muy finos (AFMF) presentaron mayores tasas que los del tamaño anterior; y las tasas en Chengue fueron superiores a la bahía de Santa Marta. Contrario a esto los limos presentaron las mayores tasas de sedimentación y durante el periodo de lluvias fueron más altas en la bahía de Santa Marta (Figura 38).

La prueba estadística de Pearson determinó en Chengue una correlación positiva estadísticamente significativa entre la frecuencia de interacciones por algas frondosas y la tasa de sedimentación de los limos; y negativa entre la frecuencia de interacciones por algas costrosas y la tasa de sedimentación total. En Santa Marta resultó una correlación negativa y significativa entre la tasa de sedimentación de arenas finas a muy finas con la frecuencia de interacciones por algas costrosas (Tabla 40).

AGM



AFMF



LIMOS

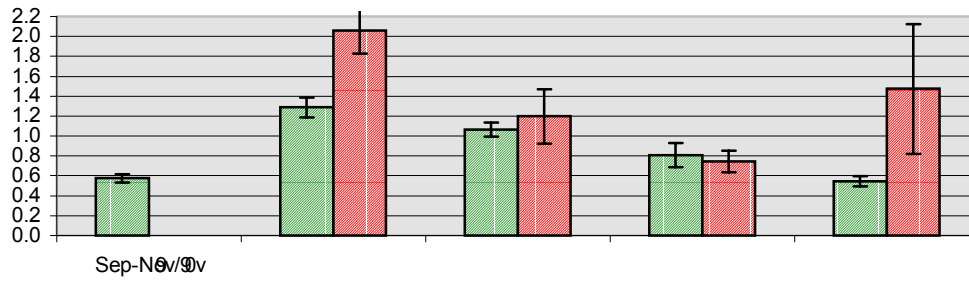


Tabla 40. Resultado de la prueba estadística de Pearson para determinar la correlación entre la frecuencia de interacciones por grupo funcional algal y síntomas de deterioro con las variables ambientales de cada estación. FRO: interacciones por algas frondosas; CES: cespitosas; COS: costrosas; OTC: oscurecimiento tejido del coral; RPC: retracción pólipos de coral; PTC: palidecimiento tejido del coral; ETC: enfermedad tejido del coral; PDC: depredación; MTC: muerte tejido; BTC: blanqueamiento tejido del coral. T: temperatura, S: salinidad; DS: disco sechii; C-a: clorofila a; NO₂: nitritos; NH₄: amonio; SiO₄: silicatos; PO₄: fosfato; ST: sedimentos totales; AGM: arena gruesa; AFMF: arena fina- muy fina; LM: limos. n= 8 (Chengue), n= 5 (Santa Marta). Valores en azul denotan correlación estadísticamente significativa.

	VARIABLES AMBIENTALES											
	T°	SAL	DS	C-a	NO ₂	NH ₄	SiO ₄	PO ₄	ST	AGM	AFMF	LM
Chengue somero												
FRO	-0.412 p=0.31	0.595 p=0.12	-0.388 p=0.34	0.482 p=0.23	0.191 p=0.65	-0.174 p=0.68	-0.646 p=0.08	-0.28 p=0.50				
CES	0.577 p=0.13	-0.593 p=0.12	0.686 p=0.06	-0.202 p=0.63	-0.368 p=0.37	0.07 p=0.87	-0.321 p=0.44	-0.507 p=0.20				
COS	-0.168 p=0.69	0.023 p=0.96	-0.288 p=0.49	-0.237 p=0.57	0.169 p=0.69	0.09 p=0.83	0.856 p=0.01	0.707 p=0.05				
OTC	0.576 p=0.13	-0.498 p=0.21	0.168 p=0.69	-0.368 p=0.37	-0.569 p=0.14	-0.109 p=0.80	0.605 p=0.11	0.179 p=0.67				
RPC	-0.127 p=0.76	0.308 p=0.45	0.197 p=0.64	0.211 p=0.62	0.398 p=0.33	0.082 p=0.85	-0.707 p=0.05	-0.302 p=0.47				
PTC	-0.425 p=0.29	0.185 p=0.66	-0.40 p=0.33	-0.361 p=0.38	0.145 p=0.73	0.087 p=0.84	0.543 p=0.16	0.553 p=0.15				
ETC	0.086 p=0.84	-0.29 p=0.49	-0.201 p=0.63	-0.166 p=0.69	-0.20 p=0.64	-0.12 p=0.78	0.834 p=0.01	0.41 p=0.31				
PDC	0.090 p=0.83	-0.155 p=0.71	0.678 p=0.06	-0.353 p=0.39	-0.038 p=0.93	0.785 p=0.02	-0.245 p=0.56	0.115 p=0.78				
MTC	0.238 p=0.57	-0.014 p=0.97	-0.017 p=0.97	0.238 p=0.57	-0.142 p=0.74	-0.508 p=0.20	-0.418 p=0.30	-0.528 p=0.18				
BTC	-0.218 p=0.60	0.384 p=0.35	-0.524 p=0.18	0.509 p=0.20	0.424 p=0.29	0.424 p=0.29	0.042 p=0.92	0.04 p=0.93				
Chengue intermedio												
FRO	-0.494 p=0.21	0.86 p=0.01	-0.366 p=0.37	0.216 p=0.61	0.694 p=0.05	0.123 p=0.77	-0.342 p=0.41	0.281 p=0.50	0.32 p=0.6	-0.424 p=0.48	0.073 p=0.91	0.969 p=0.01
CES	0.128 p=0.76	-0.421 p=0.30	-0.148 p=0.73	-0.213 p=0.61	-0.232 p=0.58	-0.239 p=0.57	0.795 p=0.02	0.262 p=0.53	0.191 p=0.76	0.789 p=0.11	0.411 p=0.49	-0.679 p=0.21
COS	0.521 p=0.18	-0.667 p=0.07	0.677 p=0.06	-0.041 p=0.92	-0.669 p=0.07	0.120 p=0.77	-0.487 p=0.22	-0.697 p=0.05	-0.888 p=0.04	-0.55 p=0.33	-0.813 p=0.09	-0.604 p=0.28
OTC	0.331 p=0.42	-0.107 p=0.80	0.261 p=0.53	-0.281 p=0.50	0.136 p=0.75	0.116 p=0.78	0.449 p=0.26	0.427 p=0.29				
RPC	0.295 p=0.48	0.018 p=0.96	0.335 p=0.42	-0.567 p=0.14	-0.21 p=0.62	0.098 p=0.82	-0.473 p=0.24	-0.22 p=0.60				
PTC	-0.432 p=0.28	0.089 p=0.83	-0.219 p=0.62	0.814 p=0.01	0.472 p=0.24	0.050 p=0.90	0.111 p=0.79	0.045 p=0.91				
ETC	-0.077 p=0.86	0.221 p=0.60	-0.24 p=0.57	0.11 p=0.79	0.381 p=0.35	-0.429 p=0.29	-0.171 p=0.68	-0.183 p=0.66				
PDC	-0.842 p=0.01	0.712 p=0.05	-0.479 p=0.23	0.482 p=0.22	0.912 p=0.00	0.036 p=0.93	-0.181 p=0.67	0.232 p=0.58				
MTC	0.081 p=0.85	-0.188 p=0.65	-0.248 p=0.55	-0.119 p=0.79	0.381 p=0.35	-0.429 p=0.29	-0.171 p=0.68	-0.183 p=0.66				
BTC	0.217 p=0.60	0.178 p=0.67	0.674 p=0.07	-0.558 p=0.15	-0.14 p=0.74	0.758 p=0.03	-0.572 p=0.14	0.111 p=0.79				

Santa Marta

FRO	-0.898 p=0.04	0.296 p=0.63	0.296 p=0.63	0.134 p=0.83	0.755 p=0.14	-0.5 p=0.39	0.128 p=0.84	-0.05 p=0.93	0.214 p=0.79	0.864 p=0.14	0.79 p=0.21	-0.209 p=0.79
CES	-0.63 p=0.25	0.872 p=0.05	0.429 p=0.47	-0.537 p=0.35	0.536 p=0.35	0.147 p=0.81	-0.712 p=0.18	-0.679 p=0.21	0.252 p=0.75	0.589 p=0.41	0.797 p=0.20	-0.114 p=0.89

Continuación Tabla 40.

COS	0.769 p=0.13	-0.85 p=0.07	-0.449 p=0.45	0.452 p=0.44	-0.651 p=0.23	-0.021 p=0.97	0.611 p=0.27	0.622 p=0.26	-0.287 p=0.71	-0.79 p=0.21	-0.94 p=0.05	0.166 p=0.83
OTC	0.270 p=0.66	-0.875 p=0.05	-0.772 p=0.12	0.91 p=0.03	-0.004 p=0.99	-0.393 p=0.51	0.897 p=0.04	0.792 p=0.11				
PTC	-0.137 p=0.82	0.181 p=0.77	-0.552 p=0.33	0.469 p=0.42	0.571 p=0.31	0.301 p=0.62	0.443 p=0.45	0.669 p=0.22				
ETC	0.513 p=0.38	-0.96 p=0.01	-0.366 p=0.54	0.519 p=0.37	-0.523 p=0.36	-0.418 p=0.48	0.599 p=0.28	0.422 p=0.48				
PDC	-0.663 p=0.22	0.803 p=0.10	0.163 p=0.79	-0.284 p=0.64	0.717 p=0.17	0.139 p=0.82	-0.500 p=0.39	-0.440 p=0.46				
MTC	0.166 p=0.79	-0.29 p=0.64	0.504 p=0.39	-0.383 p=0.52	-0.60 p=0.29	-0.367 p=0.54	-0.343 p=0.57	-0.590 p=0.29				
BTC	-0.329 p=0.59	0.864 p=0.06	0.029 p=0.96	-0.290 p=0.64	0.548 p=0.34	0.59 p=0.30	-0.380 p=0.53	-0.098 p=0.87				

5. DISCUSIÓN DE RESULTADOS

5.1. INTERACCIONES ENTRE ALGAS Y CORALES

5.1.1. Interacciones por grupos algales.

En el presente trabajo las evidencias de interacciones entre algas y corales son discriminadas en términos de grupos funcionales algales basados en la forma de vida (Tabla 1), dado que las comunidades algales cuando son estudiadas a este nivel parecen ser mucho más predecibles sobre su estructura que cuando son estudiadas a nivel de especie (Steneck y Dethier, 1994). Igualmente los efectos de las algas en los corales pueden ser evaluados efectivamente bajo este criterio (McCook *et al.*, en prensa). De acuerdo con esto el monitoreo de las interacciones alga – coral en las bahías de Chengue y Santa Marta determinó diferencias significativas en los grupos algales interactuantes entre las dos estaciones; no obstante, los céspedes algales fueron en general los predominantes. Pese a esto, las algas frondosas (principalmente *Dictyota*) en Chengue interactuaron durante algunos meses en mayores porcentajes con respecto a las cespitosas, mientras que en Santa Marta sus interacciones fueron casi ausentes; al tanto que las algas costrosas presentan porcentajes bajos de encuentros en ambas localidades. Estas diferencias se deben a que el crecimiento y la distribución espacial de estos grupos algales dependen en gran parte de factores como el tipo de sustrato (Schnetter, 1981; Márquez, 1992), el pastoreo (Carpenter, 1986,1990; Sammarco,

1982; Lewis, 1986; Hughes, 1989, 1994; Hay, 1991; Steneck y Testa, 1997), la intensidad de la luz (Markager y Jensen, 1992) y otras variables ambientales (Schnetter, 1981; Tomasick y Sander, 1987; Wittenberg y Hunte, 1992; Vuki y Price, 1994; Kaehler y Williams, 1998; Runnalls, 1999; Santavy *et al.*, 1999) que determinan condiciones favorables o no para su desarrollo. Con base en esto es de entender que en Santa Marta, donde las condiciones ambientales son poco óptimas para el desarrollo macroalgal, predominen grupos más tolerantes a factores tensores como lo son los céspedes algales y por ende sus interacciones sean más frecuentes. Este comportamiento también ha sido observado por Lirman (1999) quien, al determinar la frecuencia de interacciones de estos grupos algales, evidencia que las cespitosas son las más asociadas a los corales, seguidas por frondosas como *Dictyota* y *Halimeda*. Arenas (1999), al respecto encuentra asociaciones muy similares, planteando además que, entre las filamentosas, *Gelidium pusillum* es la especie más representativa y de las costrosas, *Peyssonnelia simulans*; especies que en el presente trabajo también fueron observadas constantemente en las interacciones monitoreadas. A diferencia de este estudio, Arenas (1999) registra altos porcentajes de contactos por algas costrosas.

Se ha evidenciado que las algas son los mayores competidores por espacio, luz y nutrientes con los corales (Dahl, 1974; Chadwick, 1988; Tanner, 1995; McCook, 1996). Sin embargo esta competencia ha sido considerada en términos generales y en la mayoría de los casos las interacciones entre estos dos grupos

son tratadas con respecto a la superioridad competitiva principalmente de las algas, mostrándola como un proceso crítico durante la degradación arrecifal (McCook, 1999; McCook *et al.*, en prensa). Pero ya que son pocas las evidencias directas de los grupos que interactúan, la forma como lo hacen y los mecanismos que emplean para ello, es difícil establecer comparaciones en este estudio con respecto al porcentaje de interacciones de cada uno.

Las interacciones de estos grupos también presentan diferencias significativas entre las dos profundidades de Chengue, ya que en la zona somera predominan claramente los céspedes algales, al tanto que en zonas más profundas las mayores frecuencias son con algas frondosas; mientras que las costrosas se mantienen interactuando de una manera reducida en las dos profundidades pero con un ligero incremento en la parte somera. Se ha demostrado que las diferencias en la morfología y fisiología de los grupos algales también influyen directamente en su zonación, determinando que en partes someras de sustratos duros, aguas claras, alta intensidad lumínica, fuerte energía del oleaje e intensidad de pastoreo tienden a predominar las algas costrosas y cespitosas, ya que ellas poseen mecanismos que les permiten adaptarse más fácilmente a ambientes donde son perturbadas. Las algas costrosas por ser en su mayoría calcificadas, resistentes al oleaje y pastoreo, mientras que los céspedes algales por su rápida recolonización, tamaños pequeños, morfología simple y presentar altas tasas de crecimiento y productividad (Dawes, 1981; Hay, 1981; Littler *et al.*, 1983; Littler y Littler, 1984; Morrison, 1988; Steneck, 1988, 1997; Dethier, 1994; Díaz - Pulido,

1995; Díaz *et al.*, 1996; Figueiredo, 1997; Kaehler y Williams, 1998). Al contrario, a mayor profundidad donde el oleaje, la irradiación de la luz y la presencia de herbívoros es más reducida, las macroalgas tiende a dominar; gracias a características físicas y fisiológicas que les permiten desarrollarse mejor, como por ejemplo su complejidad anatómica y la presencia de metabolitos secundarios que las hacen menos apetecibles para los herbívoros (Hay, 1984; Littler y Littler, 1984; Lewis, 1985, 1986; Morrison, 1988; Díaz – Pulido, 1995; Bolser y Hay, 1996; Díaz *et al.*, 1996; Díaz- Pulido y Díaz, 1996; Kaehler y Williams, 1998).

Teniendo en cuenta la relación de las algas con las variables ambientales es de entender que los cambios estacionales de estas (principalmente la temperatura y la intensidad lumínica) generen periodos favorables o desfavorables para el crecimiento y desarrollo algal, particularmente de las macroalgas; presentándose así diferencias marcadas en diversidad y abundancia principalmente en épocas de afloramiento, tal y como lo han documentado entre otros Ormond y Banaimoun (1994) en el sur de Yemen, Vuki y Price (1994) en la Gran Barrera Australiana, Santavy *et al.* (1999) en Dry Tortugas y específicamente para el área: Bula – Meyer (1977, 1985, 1990) y Díaz –Pulido y Garzón – Ferreira (1998) quienes evidenciaron que las macroalgas tienden a predominar en épocas de afloramiento cuando desciende la temperatura del agua y las condiciones ambientales favorecen su desarrollo. Con base en este planteamiento se esperarían encontrar en el área de estudio durante el periodo seco una mayor frecuencia de interacciones por parte de las macroalgas. En este trabajo, a pesar de que no se

presentaron diferencias significativas entre las interacciones por grupos algales en los dos periodos climáticos, si se alcanza a evidenciar en la bahía de Chengue un ligero incremento en la frecuencia de las interacciones con algas frondosas durante los meses correspondientes al periodo seco, cuando a la vez la cobertura por este grupo se hace mayor.

Por otro lado es importante resaltar que aparte de la competencia entre corales y algas, también se pudo presentar una competencia aparente entre los grupos algales; dado que en Chengue en algunos casos se observó sobre las colonias que se encontraban interactuando con un césped o un alga costrosa que cuando las condiciones favorecían a las macroalgas estas (específicamente *Dictyota*) se establecían en el espacio ocupado por los otros grupos, desarrollándose en mayores proporciones hasta el punto de dejarlos fuera de competencia; cuando el alga frondosa desaparecía, alguno de estos grupos volvía a colonizar el espacio libre observándose así una nueva interacción (obs. per). Por el contrario en Santa Marta, en ausencia de interacciones con algas frondosas, las cespitosas se mantuvieron constantes durante los dos periodos climáticos. Conforme a esto se podría pensar que las algas frondosas pueden llegar a sofocar a los otros grupos algales y que de no ser por la estacionalidad que presentan en la zona sería el grupo más interactuante con los corales, así como ocurre en otros arrecifes del mundo. Dado que en este trabajo no se realizaron manipulaciones experimentales, es difícil establecer con exactitud el tipo de competencia que se puede estar presentando entre estos grupos algales y los mecanismos que

emplean; o si de lo contrario el desplazamiento en las interacciones de las cespitosas por las frondosas se debe únicamente al patrón estacional que estas últimas presentan.

Este comportamiento inverso entre los dos grupos algales también ha sido evidenciado por Diaz –Pulido y Garzón – Ferreira (1998) en la Bahía de Chengue con relación a la cobertura sobre el sustrato arrecifal, donde los tapetes algales toman grandes ventajas favorecidos por la ausencia de macroalgas durante la estación lluviosa; además, determinan que la cobertura de algas costrosas también varía durante el año pero sin exhibir un patrón claro. En el presente estudio las interacciones de este último grupo tampoco muestran diferencias significativas entre los dos periodos climáticos, pero si evidencian ligeras variaciones que pueden estar marcadas en gran parte por la presencia de los otros grupos. De otro lado Arenas (1999) observa, en las Islas del Rosario, que cuando se presenta disminución de los encuentros por algas cespitosas y costrosas se incrementan las interacciones con las macroalgas; pero a la vez evidencia un posible comportamiento inverso cuando el alga filamentosa *Cladophora sp.* invade y cubre otras algas, desplazando también a algunas de las macroalgas que antes se encontraban en contacto con los corales.

Esta competencia entre grupos algales, por espacio luz y nutrientes, ha sido documentada por diversos autores quienes determinaron que existe una relación inversa entre las macroalgas y los grupos de menor tamaño, y aquellas incluso

pueden llegar a provocar la muerte de las algas cespitosas y costrosas (Littler y Doty, 1975; Lewis, 1986, Carpenter, 1990). Otros autores por el contrario afirman que las algas costrosas pueden inhibir el establecimiento de las frondosas o persistir bajo altas densidades de estas (Denley y Dayton, 1985; Morrison, 1988; Steneck, 1997; Suzuki *et al.*, 1998).



Conforme a estos planteamientos las algas frondosas parecen ser un fuerte competidor por espacio con los corales y otros grupos algales. Sin embargo, en el área de estudio las condiciones físicas y ambientales influyen directamente para que su presencia sea muy variable en el tiempo, lo que conlleva a que sus interacciones con los corales sean transitorias y de esta manera no produzcan un fuerte impacto en los mismos; aunque por otra parte favorecen a que los otros grupos algales interactúen más frecuentemente y también puedan llegar a influir en el desarrollo coralino. Al respecto, Prude y Edmunds (1999) evidencian que la mayoría de corales pequeños están en contacto con tapetes de algas y que estos tienen un fuerte potencial de impacto en la estructura y dinámica poblacional de comunidades arrecifales, llegando a afectar la supervivencia coralina por procesos indirectos en su metabolismo y crecimiento (por ejemplo reduciendo su tasa de crecimiento).

5.1.2. Categorías de interacción y su relación con los grupos algales.

El monitoreo de las interacciones determinó que la mayoría de las veces las algas interactuaron con los corales por contacto directo con el tejido de la colonia, seguido por los contactos indirectos (cuando el alga se encuentra un poco retirada del tejido coralino), los cubrimientos (recubre el tejido vivo del coral) y los no contactos (el alga se aleja sustancialmente de la colonia pero puede ser atacada por esta). Es difícil determinar si las frecuencias de estas interacciones se enmarcan en un patrón normal, dada la carencia de estudios que planteen evidencias directas para establecer comparaciones. Sin embargo, en trabajos parecidos se han propuesto categorías similares como posibles formas de interacción entre corales y otros organismos sésiles.

Aerts y Van Soest (1997) definieron cuatro categorías de encuentros entre corales y esponjas que incluyen desde el cubrimiento del tejido vivo hasta encuentros a 5 cm de distancia entre los dos grupos; estas medidas con base en que algunas colonias poseen filamentos mesentéricos que pueden extenderse hasta esa longitud y ser empleados para su defensa. Lang y Chornesky (1990) describen categorías de interacción muy similares pero en competencia entre corales escleractínios; al respecto afirman que durante los encuentros directos los corales pueden utilizar estructuras competitivas (por ejemplo filamentos mesentéricos) o secretan sustancias que logran perjudicar el tejido de su competidor, en algunos casos las dos especies terminan con daño sobre el margen de sus tejidos, en otras ocasiones solamente una especie resulta perjudicada o simplemente ninguna de las dos es afectada. De Ruyter van Steveninck *et al.* (1988)

registraron cuatro categorías similares para la interacción entre corales y la macroalga *Lobophora variegata*, encontrando que cuando interactúan a distancias menores a 1cm se reduce la tasa de crecimiento algal, paralelamente los corales desarrollan mecanismos de defensa que previenen el cubrimiento por esta alga. Dado que en el presente estudio no se evaluaron tasas de crecimiento de los grupos involucrados en la interacción es imposible determinar si la baja frecuencia de los cubrimientos o las variaciones de las categorías de interacción se deben en parte a algún mecanismo físico o químico de defensa del coral.

Al mismo tiempo durante el monitoreo se presentó una asociación significativa entre los grupos funcionales de algas y las categorías de interacción; es decir, que existe una dependencia en la forma en que interactúan las algas con los corales. Con base en esto y teniendo en cuenta que el grupo predominante fueron las cespitosas es lógico que las mayores frecuencias de cada categoría fueran con este grupo algal. Prude y Edmuns (1999) al respecto plantean que las interacciones entre estos dos grupos pueden ser frecuentes en colonias pequeñas y en muchos casos son independientes del porcentaje de cobertura del tapete.

Por otra parte la baja frecuencia de los recubrimientos en Chengue y su ausencia en las colonias monitoreadas de la Bahía de Santa Marta se deben a que los cubrimientos sobre el tejido coralino solo se presentaron con algas frondosas y específicamente del género *Dictyota*. Contrario a esto algunos autores han

planteado que los otros grupos algales también son capaces de recubrir el tejido vivo del coral. Al respecto, Arenas (1999) encontró que los crecimientos sobre el tejido vivo aparte de ser provocados en gran parte por macroalgas (*Dictyota humifusa*) también pueden producirse por algas costrosas (*Peyssonnelia*) y formadoras de céspedes algales (*Ceramium* y *Spirulina*). De igual manera, Santavy *et al.* (1999) registran cubrimientos del alga filamentosa *Cladophora sp* sobre colonias de *Montastraea faveolata* en el inicio de blanqueamientos, no obstante el daño parece no ser permanente en el tiempo. Así mismo, Antonius (1999) registra cubrimientos por parte del alga coralinácea *Pneophyllum conicum* sobre colonias de los géneros *Favia* y *Porites*, entre otras especies; Keats *et al.* (1997) también encontraron esta especie sobrecreciendo y matando corales, especialmente de taxas con pólipos pequeños. En este trabajo igualmente se observaron a estos grupos sobre el margen del tejido vivo del coral pero ninguno de ellos presentó un cubrimiento mayor a 5 mm, por lo que no se les catalogó como cubrimientos.

Al tener en cuenta las asociaciones observadas entre categoría de interacción y grupo algal y las variaciones estacionales de las algas, particularmente de las frondosas, es de esperar que sus encuentros con los corales sean transitorios, así mismo que las categorías de interacción varíen entre los dos periodos climáticos. Conforme a esto se determinaron diferencias significativas en la frecuencia de los cubrimientos y contactos directos entre las dos bahías pero no entre las profundidades, al tanto que las interacciones por contacto indirecto y no contacto

se mantuvieron estables. De esta forma se entiende que en las épocas en que se incrementaron las interacciones por frondosas también predominaron los cubrimientos en el tejido del coral y viceversa, hechos que se observaron sobre las dos profundidades de Chengue.

No obstante es importante resaltar que las algas frondosas no siempre llegaron a cubrir a los corales o en algunos casos el cubrimiento era temporal y el alga simplemente podía permanecer en contacto directo con el tejido de la colonia; igualmente el alga frondosa podía desaparecer de la interacción, observándose que otro grupo entraba en contacto con el coral y se mantenía sin mayores variaciones durante el periodo de estudio. Chadwick (1988) y Hughes (1989) afirman que las macroalgas son capaces de cubrir a los corales y del encuentro entre estos dos grupos generalmente resultan ganando las algas. McCook *et al.* (en prensa) sugieren que estos cubrimientos pueden afectar directamente a las colonias al provocar sofocamiento en ellas. Al respecto, Tanner (1995) plantea que el recubrimiento de las macroalgas produce un fuerte impacto en los ensamblajes de corales, pero cuando no recubren el tejido coralino ellos pueden entrar en contacto con otras algas comunes en márgenes cercanos, como *Peyssonnelia sp.*, que en algunos casos también producen muerte del tejido adyacente. Es importante resaltar que esta especie de alga coralinácea también se encontró interactuando frecuentemente en las colonias monitoreadas de las dos bahías, aunque principalmente en Chengue.

A pesar del incremento de las interacciones por algas frondosas en épocas de afloramiento, los cubrimientos observados no representaron en general un gran porcentaje con respecto al total de las interacciones. En otras áreas del caribe, donde no hay marcada surgencia y la presencia de las macroalgas es más constante en el tiempo, se observa alta frecuencia de este grupo recubriendo el tejido vivo del coral, como por ejemplo en arrecifes del Parque Nacional Corales del Rosario y el Archipiélago de San Andrés y Providencia (obs. per.) y como lo han descrito de manera cualitativa en algunos estudios al referirse al estado de deterioro coralino (Alvarado *et al.*, 1986; Díaz *et al.*, 1993; Díaz – Pulido, 1995; Díaz *et al.*, 1996; Arenas, 1999). Sin embargo, se carece de estudios que evalúen de manera cuantitativa el porcentaje de tejido coralino cubierto por macroalgas.

Los contactos directos presentaron diferencias significativas entre bahías, que en parte se deben al grupo predominante según el periodo climático imperante. En Santa Marta fueron más estables, mientras que en Chengue la fluctuación de las algas frondosas y los cubrimientos hicieron que las interacciones por esta categoría fueran más transitorias. Por otra parte las interacciones por contacto indirecto y no contacto exhibieron comportamientos homogéneos a lo largo del estudio y las pequeñas variaciones que se presentaron pudieron estar relacionadas con el comportamiento de las otras dos categorías. No obstante, estas categorías también pudieron provocar efectos negativos sobre el coral, ya que en muchos casos perduraron más en el tiempo, produciendo así un continuo impacto sobre el tejido. Coyer *et al.* (1993) y Tanner (1995) corroboran esto al

afirmar que en algunos casos, así no haya cubrimiento, el simple contacto directo produce efectos de abrasión o cepillado por parte del talo en el tejido vivo del coral, provocando así que el coral permanezca con el tejido retraído continuamente; esta situación es aprovechada por algas filamentosas e incrustantes para cubrir a los corales.

5.1.3. Síntomas de deterioro del tejido coralino.

Una tercera parte de las interacciones se encontraron asociadas con síntomas de deterioro, es decir que aparentemente produjeron en cualquier momento alguna lesión sobre el tejido coralino, determinando asociaciones significativas con las categorías de interacción y los grupos algales. No obstante sin trabajos experimentales es difícil precisar hasta que punto la lesión se produjo por el tipo de interacción o por el alga presente; o si por el contrario fue un deterioro causado por otros factores y el alga simplemente se favoreció de este para su desarrollo.

Con respecto a esto existen dos teorías que se fundamentan en que las algas bénticas son un elemento crucial tanto para la salud como la degradación de comunidades arrecifales coralinas (McCook y Price, 1996). Algunos planteamientos determinan que el deterioro actual de las comunidades coralinas está relacionado en gran parte con el incremento y productividad de la población algal (McCook, 1996; McCook *et al.*, 1997), ya que se ha demostrado que la salud de las colonias coralinas disminuye cuando estas se encuentran involucradas en

competencia con macroalgas (Tanner, 1997); mientras que otros afirman que el deterioro de estas comunidades se debe a diversas causas y que las algas simplemente aprovechan esta situación para colonizar y ganar espacio con respecto a los corales, presentándose así la invasión algal posterior a la muerte del tejido coralino (Hallock *et al.*, 1993; McCook, 1996; McCook *et al.*, 1997).

A lo largo del estudio se evidenció que la mayoría de signos de deterioro se presentó cuando la interacción fue por contacto directo; no obstante los cubrimientos fueron la categoría que produjo siempre mayores lesiones. Así mismo relacionando los signos de deterioro con los grupos algales se evidenció que la mayoría de lesiones se produjeron cuando el coral estaba interactuando con algas frondosas, aunque también se asociaron con los otros grupos algales. En Santa Marta, pese a no presentarse cubrimientos ni encuentros con algas frondosas, se observó el porcentaje más alto de interacciones asociadas con lesiones en el tejido coralino; lo que permite entrever que no necesariamente las algas, principalmente las frondosas, están causando directamente el deterioro del coral sino, como lo afirman algunos autores, estos signos pueden estar provocados por otros factores y las algas tan solo se están favoreciendo de dicha situación.

La gran mayoría de literatura reporta que las algas frondosas son el principal grupo que recubre el tejido coralino, asociándolo con el deterioro del mismo (Chadwick, 1988; Hughes, 1989; Coyer *et al.*, 1993; Tanner, 1995). Contrario a esto se ha planteado que en algunos casos el hecho de que un alga se encuentre cubriendo el tejido vivo del coral no implica que necesariamente produzca una

lesión en el mismo (De Ruyter Van Steveninck *et al.*, 1988). Con base en esto es difícil establecer con precisión si el síntoma observado sobre el tejido involucrado en la interacción es consecuencia única del alga interactuante o la forma en que se producía la interacción, dado que en algunos casos la lesión que se presentaba con algún grupo algal se mantenía en el tiempo independientemente de si el alga cambiaba su tipo de interacción o más aún si esta desaparecía y era otro grupo el que llegaba a competir.

Conforme a esto se podría pensar que en algunos casos las algas frondosas pueden producir un efecto nocivo sobre el tejido coralino cuando lo recubren, pero dada su estacionalidad en el área la interacción no perdura en el tiempo y cuando ella se aleja el coral no dispone del tiempo suficiente para recuperarse, dejando así un tejido lesionado más susceptible al deterioro, que al entrar en interacción con otra alga puede incrementar la lesión o impedir una recuperación total del tejido. McCook *et al.* (en prensa) plantean que la mortalidad coralina por alguna razón es seguida por la colonización de algas y esta sustitución es a menudo confundida con la superioridad competitiva de las algas. Al respecto Lirman (1999) afirma que los factores antropogénicos y naturales generalmente afectan los arrecifes de coral provocando condiciones que favorecen el crecimiento de las macroalgas, resultando en la muerte y cubrimiento de los corales. Para corroborar estos planteamientos es necesario realizar trabajos experimentales que permitan manipular las interacciones con estos grupos algales y los posibles factores ambientales para entrever el grado de afección de cada uno y la capacidad de recuperación de la colonia en ausencia de los mismos.

Teniendo en cuenta la distribución de las algas es lógico que en la profundidad somera y en Santa Marta los síntomas se asociaran más frecuentemente con interacciones de cespitosas, resaltando también que en Santa Marta la única interacción de alga frondosa no produjo lesión sobre el tejido coralino. La literatura sustenta que los céspedes algales también pueden actuar adversamente en el crecimiento y metabolismo de los corales, en algunos casos se han observado cubriendo las colonias y llegando incluso a matarlas; de otra forma pueden prevenir la colonización de las larvas de coral a través de cubrimientos y afectar indirectamente al coral atrapando sedimentos que pueden perjudicarlo (Birkeland, 1977; Sammarco 1982; Lewis, 1986; Prude y Edmunds, 1999).

Los signos de deterioro observados sobre el tejido coralino involucrado en las interacciones con algas fueron: Oscurecimiento, Palidecimiento, Retracción de pólipos, Blanqueamiento, Enfermedad, Muerte de tejido y Depredación por peces. Es importante recalcar que ninguno de estos síntomas conllevó a la muerte total de la colonia, en algunos casos esta presentaba muerte parcial del tejido afectado pero un buen desarrollo en áreas donde no estaba la interacción. De otro lado ninguno de los signos evidenció un patrón estacional marcado; sin embargo, en Chengue, se observó un ligero incremento de las lesiones en general durante los meses del periodo seco, cuando también se presentaron incrementos de interacciones por algas frondosas. De manera opuesta en Santa Marta, donde

este grupo estuvo ausente, la frecuencia de los síntomas de deterioro se mantuvo más constante en el tiempo.

El oscurecimiento, identificado como una coloración más fuerte del tono normal del tejido coralino, no se encontró asociado significativamente con las categorías de interacción o con los grupos algales. Este signo puede estar indicando muerte del tejido coralino que en el momento presenta necrosis, o se puede relacionar con alguna enfermedad. Solano *et al.* (1993) encontraron en colonias de *M. annularis* unas manchas redondas con coloración café intensa denominadas como medallones, que se pueden asemejar a lo que se vio en el estudio. Al respecto también Nys *et al.* (1991) mostraron que en algunos casos el contacto entre especies de algas y organismos sésiles puede producir necrosis de tejido debido a la transferencia de químicos alelopáticos por parte de las algas. Aceret *et al.* (1995) observaron que los corales blandos en interacciones con corales escleractínios pueden inhibir el crecimiento y producir necrosis en el tejido de estos últimos. En el presente estudio es difícil determinar si esta coloración fue producida por algún químico empleado como mecanismo de defensa o es un primer paso a la muerte del tejido, ya que en algunos casos al seguirla en el tiempo se observó que el coral era capaz de mantenerse sin cederle espacio al alga hasta el punto de recuperarse, mientras que en otras oportunidades este tejido se perdía y era colonizado por algas. No obstante no se evidenció tendencia a relacionarse con alguna especie de coral y su presencia fue relativamente baja.

El palidecimiento se identificó como atenuación de la pigmentación del tejido coralino que puede estar relacionada también con la pérdida de zooxantelas. Este signo presentó una dependencia significativa con las interacciones por grupos algales y categorías de interacción; de esta manera estuvo asociado con las algas cespitosas y frondosas que interactuaron por contacto directo y especialmente por cubrimientos. En la literatura se ha reportado signos similares que en la mayoría de los casos se han clasificado como etapas del blanqueamiento (Solano *et al.*, 1993; Solano, 1994), sin embargo el síntoma se ha relacionado con cambios en las condiciones ambientales más no directamente con las interacciones con algas. En este estudio este tipo de decoloración se evidenció en colonias de *Diploria strigosa*, *Montastraea cavernosa* y *Colpophyllia natans*; y pudo ser un estado previo al blanqueamiento del tejido.

El blanqueamiento es uno de los signos de deterioro que más ha sido reportado y estudiado dada la frecuencia y la fuerte presencia que tuvo a partir de la década de los ochenta (Garzón- Ferreira, 1997). Durante el monitoreo presentó una dependencia significativa con los grupos algales; de esta manera se encontró frecuentemente cuando la interacción era por algas cespitosas y no como se esperaría con las frondosas; adicionalmente se observó que en algunas oportunidades la parte lesionada moría y era colonizada por algas principalmente filamentosas, mientras que cuando la lesión no era recurrente se alcanzaba a recuperar; no obstante es difícil establecer la relación directa de la presencia de

las algas con este síntoma de deterioro. Se ha planteado que esta recuperación parece depender de la permanencia del factor causante y de factores que impiden que el proceso sea más rápido, así como de la cantidad de algas simbiotas que se hayan perdido (Solano, 1994). Entre los factores factores los que más se han relacionado a este evento son el aumento de la temperatura y condiciones turbias del agua (Glynn, 1991, Solano, 1994). No obstante en este estudio no se observó que este signo de deterioro presentara un comportamiento estacional que lo relacionara directamente con estas variables. Con base en estos planteamientos la presencia del blanqueamiento pudo ser por efectos de factores ambientales, ya que en algunos casos también se observó en otras partes de la colonia, y no necesariamente por el cubrimiento o las interacciones con las algas; de esta manera se podría pensar que cuando ellas están presentes contribuyen a que el coral no se recupere tan rápidamente como lo podrían llegar a ser sin su presencia y fuera de situaciones de estrés.

Otro de los signos observados fue la retracción de pólipos, caracterizado por un retraimiento de los pólipos. Este síntoma mostró una dependencia significativa con los grupos algales y las categorías de interacción; de esta manera estuvo asociado con interacciones por algas frondosas y específicamente cuando estas se encontraban recubriendo el tejido del coral, por lo cual se presume es producido cuando el coral es sofocado por los grupos algales y no como otros síntomas que dependen de las condiciones del medio; esto es corroborado al observar que en Santa Marta no se registró la presencia de este síntoma.

Algunas veces los pólipos retraídos eran capaces de recuperarse cuando la interacción desaparecía pero en otras oportunidades el tejido posteriormente moría. Este comportamiento ha sido planteado por diversos autores quienes observaron que en muchos casos el recubrimiento algal sobre las colonias coralinas produce retracción y expansión de los pólipos, situación que es aprovechada por las algas cespitosas y costrosas para cubrir el coral (Coyer *et al.*, 1993; Tanner, 1995; Díaz, 1998), provocando directamente la muerte de ellos (Hughes, 1989 y Chadwick, 1991) o bajas tasas de reclutamiento coralino (Littler y Littler, 1988). Adicionalmente Coyer *et al* (1993) afirman que la retracción de los pólipos trae como consecuencia reducción de la alimentación, la cual podría disminuir el crecimiento y/o la fecundidad del coral. Arenas (1999) al respecto plantea que los contactos naturales de las algas con los corales en las Islas del Rosario pueden producir entre otros este tipo de deterioro, aunque solo lo observó en colonias de *Porites asteroides* causando tan solo la muerte parcial del tejido coralino. En el presente trabajo, aparte de esta especie, se encontraron también colonias del género *Montastraea* con este signo de deterioro.

Otro tipo de lesiones se caracterizaron por presentar una coloración oscura alrededor de un área muerta en la parte central de la colonia, este espacio algunas veces fue colonizado por algas que llegaron a interactuar directa o indirectamente, mientras que en otras oportunidades el coral se recuperaba llegando nuevamente a regenerarse. Dada la similitud con las descripciones correspondientes a la

enfermedad de los lunares oscuros (Diaz *et al.*, 1993; Gil-Agudelo, 1998) se catalogó como posible enfermedad; adicionalmente se registró sobre especies de *Siderastrea siderea* y *Porites asteroides* sobre las cuales se ha reportado esta enfermedad. No se encontró dependencia alguna de este síntoma con las categorías de interacción ni con los grupos algales y nunca se presentó bajo cubrimientos del tejido coralino.

Algunas veces las lesiones llevaron a la muerte del tejido afectado, sin embargo en varias oportunidades se evidenció también muerte parcial del tejido sin que previamente se hubiera registrado alguna otra lesión, razón por la cual esta muerte fue catalogada como otro síntoma de deterioro. Este tipo de muerte pudo ser provocada por algún otro agente imperceptible en el estudio. Pese a estas hipótesis se encontró dependencia significativa entre la muerte del tejido y las categorías de interacción y los grupos algales; de esta forma estuvo asociada principalmente a interacciones por contacto directo y algas cespitosas, que en algunas oportunidades se establecían sobre el área recién muerta. Al respecto, Solano (1994) también evidenció que cuando se presentaba muerte parcial de tejido coralino este era colonizado por algas filamentosas. En otras oportunidades la muerte del tejido del coral se ha relacionado con el crecimiento algal por falta de presión de pastoreo (Potts, 1977; Lewis, 1986).

Con base en estos argumentos y sin conocimientos previos con respecto a la causa de la muerte del tejido es difícil inferir que las algas son las directas

responsables de este hecho. Como se ha planteado, las algas pueden tener efectos negativos, positivos o ningún efecto en los corales y el sobrecrecimiento no necesariamente puede llevar a la muerte del coral. Tapetes de algas pueden ser agresivos o sobrecrecer en corales vivos pero pueden ser excluidos por reclutas de coral que los recubren (Littler y Littler 1997) así mismo, las costrosas pueden ser también agresivas e invasivas pero a la vez facilitan el crecimiento del coral (Tanner, 1995).

A pesar de que la depredación no es una consecuencia directa de las algas sobre el tejido coralino, se catalogó dentro de los signos de deterioro ya que en algunos casos la herbivoría se ha relacionado indirectamente con la competencia entre algas y corales. El pastoreo tiene un enorme efecto en la abundancia, composición tamaño y biomasa de las especies de las algas bénticas en los diferentes hábitat de los arrecifes de coral (Bula – Meyer, 1985; Lewis, 1986; Berner, 1990).

Se observó una dependencia significativa de este signo con las algas, principalmente las cespitosas, al respecto Hixon y Brostoff, (1996) encontraron que en territorios de peces Pomacéntridos dominan las algas filamentosas.

Algunas de las colonias fueron depredadas por organismos herbívoros que en el estudio no fueron identificados; sin embargo, es importante resaltar que varias de estas colonias, especialmente en Chengue, se encontraban dentro de territorios

de peces *Stegastes*, así como también era frecuente ver especies de la familia *Scaridae* en sus alrededores. Esta última familia se ha asociado muchísimas veces al deterioro coralino ya que al alimentarse de los céspedes algales pueden llegar a desprender algunas estructuras coralinas facilitando así una posterior colonización algal (Day, 1983). Por otra parte se ha determinado que la presencia de *Gelidium pusillum* está asociada a colonias incluidas en territorios de peces Pomacéntridos, observándose los talos sobresalir sobre los bordes de las colonias (Lobel, 1980; Arenas, 1999); esta alga también se observó en el presente estudio con mucha frecuencia como parte principal de los céspedes.

Sin embargo la presencia de esos grupos algales en los territorios no es una evidencia directa de que las algas estén afectando la salud coralina, pues como plantean McCook *et al.* (en prensa) puede ser que el pez simplemente esté seleccionando corales menos vigorosos o que en sí el acto de la depredación produzca daños directos en el coral, modificando así aspectos físicos de la colonia que incluso logran alterar la tasa de crecimiento de la misma; esta inhibición puede favorecer el desarrollo algal más no necesariamente es consecuencia directa de la presencia de las mismas.

5.1.4. Tasa de avance de la interacción.

Al finalizar el estudio se evidenció que en todas las interacciones monitoreadas hubo pérdida de espacio de los corales y a la vez una apropiación de este por parte de las algas; no obstante este hecho fue más evidente en la bahía de Santa Marta. Sin embargo por la falta de estudios similares es difícil establecer hasta que punto esta pérdida es alta o baja. Así mismo no se puede afirmar que esta disminución de tejido coralino sea un comportamiento general para el área, puesto que puede ser que hacia las partes donde no se encuentra afectado por la interacción, el coral se desarrolle en óptimas condiciones y colonice así más espacio. Dado que en el estudio solo se determinó el avance de la interacción y no se tomaron medidas en otras partes, es difícil corroborar esta hipótesis. No obstante al observar los porcentajes de cobertura se puede confirmar algo al respecto, ya que demuestran que la cobertura coralina se mantuvo relativamente constante a lo largo del periodo de estudio.

La pérdida de espacio por parte de los corales no presentó un comportamiento estacional sino que de lo contrario fue incrementándose en el tiempo y paralelamente las algas fueron ocupando el espacio dejado por los corales, dando así un indicio de la superioridad competitiva de las algas. Pese a esto, es difícil afirmar que ellas estén provocando directamente la disminución del tejido coralino. Al respecto Tanner (1995) afirma que las algas no desplazan activamente a los corales de las áreas que ellos ocupan, aunque algunas veces pueden llegar a prevenir su crecimiento en nuevos territorios.

A través de la prueba de bondad de ajuste (χ^2) se determinó que la pérdida de tejido presentó una asociación significativa con algunas categorías de interacción, de modo que los encuentros por cubrimiento y no contacto se encontraron más asociados con este hecho. Así mismo la tasa de pérdida de tejido resultó significativamente diferente entre categorías, siendo mayor cuando se presentaron las interacciones a través de estas categorías. Solamente cuando la interacción fue por contacto indirecto hubo una tendencia a no perder el tejido.

Con base en esto se puede pensar que cuando el tejido coralino es recubierto por un alga el efecto puede llegar a ser tan fuerte que en la mayoría de los casos este tejido muere. Por otra parte es difícil entender que cuando el alga no se encuentra en contacto directo con la colonia también produzca pérdida de tejido. Esta pérdida de tejido observada aún cuando no hay contacto directo entre el alga y el coral puede deberse a mecanismos que esté empleando el alga para su defensa que afectaron directamente el crecimiento o el desarrollo del coral, pero que por diseño del estudio no fueron detectados durante el mismo. De otro modo teniendo en cuenta el comportamiento estacional que exhibieron algunas algas, podría suponerse también que a pesar de que los cubrimientos eran transitorios el efecto que llegaron a producir fue tan fuerte que pese a que este encuentro no estuviera presente o fuera reemplazado por otra categoría, el coral no estuvo en capacidad de recuperarse perdiendo así el tejido que fue lesionado.

La prueba de bondad de ajuste (X^2) no determinó una asociación significativa entre la pérdida de tejido en la interacción y el grupo algal interactuante; pese a esto se observó en Chengue una tendencia a asociarse más frecuentemente con las algas frondosas, al tanto que en Santa Marta se presentó con los céspedes algales. La tasa de pérdida es significativamente mayor cuando la interacción es con un alga frondosa, mientras que con los otros grupos funcionales puede presentarse la tendencia de que el coral recupere su espacio o se mantenga en su lugar. Conforme a esto McCook *et al*, (en prensa) afirman que en algunos trabajos se ha determinado que el tejido coralino, después de una lesión, puede regenerarse y sacar así de competencia a las algas; de esta manera ellas algunas veces pueden retardar el crecimiento del coral pero no impedirlo.

5.2. COBERTURA ALGAL Y CORALINA.

Al comparar la cobertura coralina de las dos Bahías se evidencia que en Chengue sobre las dos profundidades se presentan valores promedio altos con respecto a Santa Marta; así mismo en ninguna de las dos estaciones se indica un patrón estacional.

Al confrontar estos valores con los obtenidos en otros estudios en años anteriores se observa que la cobertura coralina de la bahía de Chengue se ha mantenido en

altos porcentajes durante la última década, mientras que en Santa Marta se evidencia una reducción; sin embargo, se debe tener en cuenta las diferencias en la metodología aplicada puesto que en la gran mayoría de ellos se ha empleado la técnica de transecto lineal con cadena mientras que en el presente trabajo se determinó a través del método de cuadrante. Conforme a esto programas como CARICOMP (1997) reporta para la Bahía de Chengue un porcentaje promedio de cobertura coralina viva alrededor del 35% desde 1993 cuando inició el monitoreo (Rodríguez –Ramírez *et al.*, 1998); no obstante registraron un valor máximo de cobertura media del 42% en una de sus estaciones (Garzón – Ferreira, 1998), porcentaje cercano al obtenido en el presente estudio.

Para el área de Santa Marta los estudios previos corroboran las bajas coberturas de coral vivo presentes en el área; Acosta (1989) reporta para la estación el Morro un porcentaje promedio de 28% (máximo de 37%) y tan solo del 20.3% (máximo de 33.7%) en Punta Betín. Complementario a esto, Zea (1994) evidencia en Punta de Betín una disminución en la cobertura coralina entre los años de 1988 a 1990 con porcentajes que fluctuaron desde 22.4% a 20.8% respectivamente.

Con respecto a la cobertura algal también se evidenciaron diferencias entre estaciones. En Chengue los grupos algales mostraron en general un ligero incremento durante los meses del periodo seco, pese a esto no se presentó un claro patrón estacional; el porcentaje promedio de cobertura no superó el 37.83% entre las dos profundidades. Mientras que en Santa Marta el promedio fue mayor y al igual que en Chengue se evidenciaron ligeras variaciones durante el estudio

pero no se marcó un claro patrón estacional. Estudios como el de Díaz –Pulido y Garzón Ferreira (1998) evidencian variaciones estacionales en la cobertura algal (principalmente de algas frondosas) para la Bahía de Chengue con porcentajes más elevados que los reportados en el presente estudio, si se tiene en cuenta que fueron determinados para la misma zona que acá se denominó intermedia. No obstante las diferencias metodológicas hacen que estos valores no sean comparables. El comportamiento inverso entre la cobertura algal y coralina ha sido evidenciado en varias oportunidades, donde se ha sugerido que estas variaciones se deben a la coincidencia de diversos factores; como procesos de eutroficación, sedimentación o sobrepesca que perjudican al coral pero favorecen la proliferación algal (McCook, 1996; McCook *et al.*, 1997; McCook *et al.*, en prensa).

La composición de la cobertura algal también varió entre bahías y profundidades. En Chengue se presentaron los tres grupos funcionales, sin embargo el porcentaje de las frondosas fue mayor en la profundidad intermedia mientras que sobre la zona somera las cespitosas llegaron a dominar al igual que en Santa Marta, al tanto que las costrosas se mantuvieron muy estables a lo largo del estudio pero con porcentajes menores en Santa Marta.

En Chengue Díaz –Pulido y Garzón – Ferreira (1998) registran para el mes de diciembre baja cobertura de algas frondosas (9.2%), contrario a esto en el presente estudio durante este mes se observan las mayores coberturas por parte de este grupo. Igualmente las algas cespitosas evidencian diferencias con

respecto a los valores encontrados en este trabajo, siendo más altos para ellos en los dos periodos de estudio. En Santa Marta Zea (1994) registra porcentajes de cobertura algal (frondosas y cespitosas) hasta de 57.3% y 43.8% (en 1988 y 1990 respectivamente), este último valor es muy similar al obtenido en el presente estudio únicamente por las cespitosas. Mientras que las costrosas no superan el 6.7% y 11.6% en los mismos años, valores más elevados a los obtenidos en el presente trabajo. Sin embargo como se mencionaba anteriormente las diferencias metodológicas no permiten establecer puntos de comparación entre los porcentajes reportados para cada grupo en cada estación.

La cobertura de los grupos funcionales de algas presentó una ligera relación con la presencia de las interacciones por parte de los mismos, ya que en algunas oportunidades en el periodo en que la cobertura de un grupo predominaba en el área también eran mayores las interacciones por esta categoría y viceversa. Sin embargo esta correlación positiva únicamente fue significativa en la Bahía de Chengue sobre la zona intermedia y con los grupos de algas frondosas y costrosas. Sobre la zona somera se observa una relación positiva (sin ser significativa) entre la cobertura y las interacciones de las algas cespitosas y frondosas, al tanto que en Santa Marta estas correlaciones con todos los grupos fueron inversas aunque no significativas, sin embargo dada la estabilidad de los grupos algales es de suponer igual comportamiento con sus interacciones. Tanner (1995) al respecto sugiere que la cantidad de interacciones entre una

especie de alga con el coral se puede esperar de acuerdo con el porcentaje de cobertura de ese grupo algal.

5.3. VARIABLES FISICOQUÍMICAS

Los valores de las variables ambientales registrados durante el estudio, en las dos estaciones de muestreo, se encuentran dentro de los promedios establecidos para la misma área por otros autores en trabajos previos (Marquez, 1982; Ramírez, 1983; Salzwedel y Muller, 1983; Bula - Meyer, 1985, 1990; Solano, 1987; Blanco, 1988; Acosta, 1989; Alvarez *et al.*, 1995; Garzón –Ferreira, 1998; Garzón – Ferreira y Ramírez – Rodríguez, 1998); evidenciándose igualmente que las únicas variables que presentaron un patrón estacional fueron la temperatura y la salinidad.

A través de la prueba de correlación de Pearson se determinó una correlación negativa pero significativa entre la temperatura y la frecuencia de interacciones por algas frondosas en Santa Marta, relación extraña puesto que este grupo estuvo casi ausente en las interacciones de esta bahía; no obstante, sin ser significativo, también se encontró este patrón en la bahía de Chengue donde la presencia de macroalgas es mayor. Por lo que se debe recordar que la relación de esta prueba

es de tipo casual más no causal. Al respecto Bula –Meyer (1990) plantea que la temperatura parece ser el factor más importante que regula la producción y el crecimiento macroalgal, por lo tanto su ascenso por encima de los 26°C parece ser la causa principal de la estacionalidad de las macroalgas en el Parque Nacional Natural Tayrona. Contrario a esto Berner (1990) plantea que esta variable no es considerada un factor limitante en los arrecifes de coral. Pese a estos planteamientos no existen evidencias que muestren una dependencia directa de esta variable en la interacción entre las algas y corales y los posibles efectos que esto genera.

Igualmente la prueba de Pearson determinó una correlación significativa entre la salinidad y la frecuencia de interacciones por algas frondosas en Chengue y cespitosas en Santa Marta, así como con la presencia de algunos síntomas de deterioro. Sin embargo no hay evidencias directas que permitan argumentar que esta variable influye directamente en el comportamiento y el efecto de las interacciones alga – coral.

Con respecto a la transparencia del agua la prueba de Pearson no determinó correlación alguna entre esta variable y la frecuencia de interacciones por grupo algal. Se ha considerado que la baja transparencia en el área durante la época seca se debe en gran parte a los fuertes movimientos del agua que generan remoción de sedimentos y en la época lluviosa por el aporte de descargas de la Ciénaga Grande de Santa Marta, río Manzanares y agua residuales de Santa

Marta (Bula – Meyer, 1985; Botero, 1987). Igualmente se ha determinado que esta variable controla la distribución de las algas de acuerdo con la profundidad (Berner, 1990), pero no se ha descrito que ejerza alguna influencia directa sobre las interacciones de estos grupos con los corales.

Los nutrientes han sido catalogados como una variable importante que, combinada con la actividad de los herbívoros, ejerce un fuerte efecto en la distribución y abundancia algal. Así mismo la limitación de nutrientes puede cambiar el tamaño de las algas ya sea aumentándolo o inhibiéndolo (Littler y Littler, 1984; Berner, 1990; McCook *et al.*, 1997). Un incremento en la cantidad de nutrientes favorece el crecimiento de formas filamentosas y algas frondosas sobre el bajo crecimiento de los corales llegándolos a poner en peligro por competencia de espacio (Birkeland, 1977).

Entre los nutrientes el nitrógeno y el fósforo son los que posiblemente actúan más como factor limitante del crecimiento algal en los arrecifes de coral, aunque el requerimiento de ellos es menor para algas bénticas tropicales (Adey y Goertemiller, 1987; Berner, 1990). Contrario a esto Bula –Meyer (1985) considera que las variaciones en las concentraciones de nitrógeno y fósforo no son un factor disturbador de las macroalgas.

Adicionalmente Littler y Littler (1984) encontraron que en ambientes con elevadas concentraciones de nutrientes debido a aguas servidas la especie *Dictyosphaeria cavernosa* dominaba en la comunidad algal y era capaz de recubrir el tejido

coralino llegando incluso a matar comunidades de corales exuberantes; en el presente estudio también se observó esta especie con relativa frecuencia en las interacciones monitoreadas pero en ninguno de los casos se encontró recubriendo el tejido coralino.

Las concentraciones de los nutrientes (nitrito, fosfato, silicato y amonio) se encontraron dentro de los valores promedio para este tipo de aguas sin evidenciar grandes fluctuaciones durante los dos periodos climáticos lo que permite establecer que estas variables no ejercieron algún efecto directo en la presencia de los grupos algales y menos aún en las interacciones de ellos con los corales. No obstante se esperaría que en épocas de surgencia estos valores se incrementaran, ya que sitios de afloramiento se han correlacionado con una alta productividad (Bula – Meyer, 1990); aunque se ha determinado que esta es baja en las áreas de surgencia del caribe Colombiano comparado con otras zonas como Perú (Corredor, 1979).

Con respecto a la concentración de clorofila -a la prueba de Pearson determinó una correlación positiva con los síntomas de deterioro de palidecimiento y oscurecimiento del tejido del coral, sin embargo al igual que con otras variables no hay evidencias bibliográficas que determinen una relación causa efecto entre estas variables, así como con la presencia de las interacciones entre algas y corales.

Las tasas de sedimentación presentaron mayores valores en la Bahía de Santa Marta, lo cual era de esperarse si se tiene en cuenta los grandes aportes que recibe la bahía por parte del río manzanares, desechos del boquerón que hasta la fecha se vertían directamente en la costa y aportes provenientes de la Ciénaga grande de Santa Marta (Acosta , 1989).

Al discriminar los sedimentos por tamaño del grano se observó que los limos presentaron las mayores tasas de sedimentación y durante el periodo de lluvias fueron superiores en la bahía de Santa Marta. Estos sedimentos finos pueden ser uno de los causantes de la baja cobertura coralina en esta bahía; ya que como sostienen algunos autores las altas tasas de sedimentación principalmente de los limos pueden provocar lesión en el tejido del coral hasta el punto de disminuir su capacidad de regeneración y reclutamiento e incluso llegar a matarlo (Meesters *et al.*, 1992; Hubbard, 1997). Adicionalmente, Umar *et al.* (1998) plantean que la degradación arrecifal relacionada con la abundancia algal puede estar causada en parte por el incremento de cargas de sedimentos, ya que en zonas de la GBR durante periodos de alta sedimentación dominan macroalgas principalmente del género *Sargassum*; igualmente afirman que la alta carga de sedimentos, en arrecifes costeros, puede incrementar la abundancia macroalgal y disminuir la abundancia de los corales o indirectamente inhibir a estos competidores; así mismo los sedimentos suspendidos pueden inhibir a los peces herbívoros favoreciendo esto a las algas.

Los valores, de sedimentación obtenidos en el área se encuentran por debajo de los reportados en los estudios donde se han encontrado afectando directamente a los corales, lo que permite entrever que este factor como tal puede que no sea el único causante del deterioro coralino, pero puede estar presentándose simultáneamente con otros factores que en conjunto producen un daño mayor.

La prueba estadística de Pearson determinó en Chengue una correlación positiva significativa entre los sedimentos totales y la frecuencia de interacciones por algas frondosas, mientras que en Santa Marta determinó una correlación negativa significativa entre la tasa de sedimentación de arenas finas a muy finas con la frecuencia de interacciones por algas costrosas. Al respecto la literatura sustenta que las algas cespitosas poseen una alta capacidad para atrapar y retener sedimentos, así de manera indirecta también pueden llegar a afectar el desarrollo coralino (Birkeland, 1977; Lewis, 1986; Prude y Edmuns, 1999). Igualmente los sedimentos pueden limitar el crecimiento coralino ya que cubren al coral e impiden el paso de la luz (Acosta, 1989; Hudgson, 1993).

6. CONCLUSIONES

El monitoreo de las interacciones alga–coral determinó diferencias significativas en los grupos algales interactuantes entre las dos bahías: en Chengue los céspedes algales fueron los dominantes con un porcentaje promedio de 45.01%, seguidos por las algas frondosas (42.47%) y las costrosas (12.52%); mientras que en Santa Marta el 87% de las interacciones fueron con algas cespitosas.

El comportamiento de los grupos funcionales en las interacciones mostró en Chengue un patrón variado a lo largo del estudio. De esta manera, en el periodo húmedo predominaron las interacciones con algas cespitosas con un porcentaje máximo de 62.20%, mientras que en la época seca se presentó un ligero incremento de las interacciones con algas frondosas (de 29.13% a 56.83%); las algas costrosas mantuvieron los porcentajes más bajos de interacción durante los dos periodos climáticos.

La presencia de las algas frondosas y cespitosas en las interacciones mostró en Chengue diferencias significativas entre profundidades: en la parte somera predominaron las interacciones con los céspedes algales (69.22%), seguidas por las costrosas (16.61%) y frondosas (14.17%), mientras que en la parte intermedia las interacciones por frondosas resultaron más frecuentes (42.69%), alcanzando porcentajes similares a los de las cespitosas (42.99%).

En Chengue los grupos funcionales de algas al parecer presentan algún tipo de competencia entre sí que influye para que la presencia de las interacciones de uno esté condicionada por la aparición de otro grupo; cuando predominan las algas frondosas estas tienden a desplazar a las cespitosas y costrosas de las interacciones con corales. Sin embargo, en el área de estudio las condiciones físicas y ambientales influyen directamente para que la presencia de las frondosas sea muy variable en el tiempo, lo que conlleva a que sus interacciones con los corales sean más transitorias.

El monitoreo de las interacciones determinó que la mayoría de las veces las algas interactuaron con los corales por contacto directo (67.27%), seguido por contacto indirecto (22.49%), cubrimiento (6.58%) y no contacto (2.74%); presentándose diferencias significativas entre las dos bahías únicamente para las categorías cubrimiento y contacto directo. Conforme a esto, en Chengue el 65.38% estuvo representado por las interacciones por contacto directo y tan solo un 6.65% por cubrimientos, mientras que en Santa Marta el 76.77% de las interacciones fueron por contacto directo y no se presentaron cubrimientos. Contrario a esto, entre profundidades y periodos climáticos no se evidenciaron diferencias estadísticamente significativas.

En las interacciones monitoreadas se presentó una asociación significativa entre el grupo funcional algal y la categoría de interacción; conforme a esto las algas frondosas fueron el único grupo que cubrió el tejido vivo de las colonias coralinas.

Solo una tercera parte de las interacciones aparentemente llegaron a producir en cualquier momento algún tipo de lesión sobre el tejido coralino involucrado en la interacción. Los signos de deterioro asociados fueron: oscurecimiento, palidecimiento, retracción de pólipos, blanqueamiento, enfermedad, muerte de tejido y depredación, y estuvieron relacionados significativamente con las categorías de interacción y los grupos algales.

La retracción de pólipos parece ser la única lesión del tejido coralino que es causada exclusivamente por la presencia de algas frondosas y particularmente cuando se encuentran interactuando por cubrimiento sobre el tejido vivo del coral.

La tasa de avance del coral y el alga en la interacción no evidenció en ninguna de las dos bahías un patrón estacional; en la mayoría de los casos la pérdida de espacio de los corales fue incrementándose en el tiempo alcanzando así, al cabo de los ocho meses, en Chengue un valor promedio de 1.24 mm y en Santa Marta de 5.57 mm, aunque estos valores en general fueron bajos. Por su parte, las algas casi siempre exhibieron un comportamiento opuesto al de los corales, colonizando de esta manera el espacio que ellos perdían: en Chengue, luego de los ocho meses de estudio, ganaron en promedio 2.77 mm, mientras que en Santa Marta ganaron 8.66 mm.

La pérdida de tejido coralino resultó significativamente mayor cuando en las interacciones se presentaron las categorías cubrimiento y no contacto, así como los grupos de algas frondosas en Chengue y de cespitosas en Santa Marta.

Las coberturas algal y coralina presentaron diferencias entre bahías: en Chengue el mayor porcentaje lo constituyeron los corales (48.35%), al tanto que en Santa Marta estuvo representado por las algas (44.4%) mientras que los corales tan solo representaron el 16.89%. En Chengue la composición de la cobertura algal varió de acuerdo con el periodo climático imperante, mientras que en Santa Marta estuvo casi exclusivamente conformada por los céspedes algales.

En la bahía de Chengue se presentó una correlación positiva significativa entre la cobertura de los grupos funcionales de algas y la frecuencia de las interacciones por parte de los mismos.

Las variables ambientales presentaron valores que se encuentran entre los promedios registrados para las estaciones de muestreo. No obstante, a pesar de que la frecuencia de interacciones con algas frondosas se correlacionó significativamente con la temperatura, la salinidad, los nitritos y la tasa de sedimentación de limos; las de las algas cespitosas con la salinidad y los silicatos; y las de las algas costrosas con la tasa de sedimentación total y las concentraciones de fósforo, es difícil establecer sin experimentos manipulativos algún tipo de causalidad entre estas variables.

7. RECOMENDACIONES

Con miras a entender mejor la dinámica de las interacciones es necesario realizar trabajos experimentales que permitan comparar colonias donde son manipuladas las interacciones con colonias donde los encuentros son naturales. De esta manera se podría determinar si las lesiones sobre el tejido coralino dependen exclusivamente de algún grupo algal o categoría de interacción o si por el contrario en ausencia de estas también son frecuentes. Igualmente, por medio de la manipulación se puede evidenciar si la permanencia de alguna interacción influye para que la lesión sea más crónica o si en ausencia de esta el coral puede recuperarse.

Realizar experimentos con exclusión de herbívoros que permitan establecer diferencias directas en la presencia de grupos funcionales algales.

Llevar a cabo trabajos en laboratorio donde se puedan controlar algunas variables fisicoquímicas con el fin de determinar alguna relación directa entre las variaciones de estas y la dinámica y/o el efecto de las interacciones entre algas y corales.

8. BIBLIOGRAFÍA

Aceret, T. L.; P. W. Sammarco, y J. C. Coll. 1995. Toxic effects of alcyonacean diterpenes on scleractinian corals. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 188(1): 63 – 78.

Acosta, I. y J. M. Díaz. 1990. Relieve submarino y sedimentos de la plataforma somera (0 -100 m): 1: 80 –105. En Díaz, J.M. (ed.): Estudio ecológico integrado de la zona costera de Santa Marta y Parque Nacional Natural Tayrona. Inf. Proy., INVEMAR, Santa Marta.

Acosta, L. A. 1989. Composición y estructura de la comunidad de corales hermatípicos en tres zonas representativas de la región de Santa Marta (Punta de Betín, Isla Morro Grande y ensenada Granate, Mar Caribe, Colombia). Tesis Biól., Facultad de Ciencias, Universidad Nacional, Bogotá, 242 p.

_____ 1992. Reproducción sexual del coral *Montastrea cavernosa* (Scleractinia: Faviidae) en la Región de Santa Marta, Caribe Colombiano. Tesis M. Sc. Biol.. Mar., Facultad de Ciencias, Universidad Nacional, Bogotá, 120 p.

_____ 1994. Contamination gradient and its effect on the coral community structure in the Santa Marta area, Colombian Caribbean: 233 - 239. En Ginsburg, R. N: Proceedings of the Colloquium on Global Aspects of Coral Reefs: Health, Hazards and History. RSMAS, University of Miami.

Adey, W. H. y T. Goertemiller, 1987. Coral reef algal turfs: master producers in nutrient poor seas. *Phycologia.*, 26(3): 374 – 386.

Aerts, L. A y R. W. van Soest. 1997. Quantification of sponge / coral interactions in a physically stressed reef community, N.E. Colombia. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* ,148: 125 –134.

Alvarado, E. M; F. Duque; L. Florez y R. Ramírez. 1986. Evaluación cualitativa de los arrecifes coralinos de las Islas del Rosario (Cartagena, Colombia). *Bol. Ecotrópica.*,15:1–30.

Álvarez-León, R.; G. Ramírez-Triana y E. Wedler. 1995. Registro de las condiciones ambientales de la Laguna Sur (Bahía de Chengue, Caribe Colombiano) entre 1981-1984. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 19(74): 509-525.

Antonius, A. 1999. The destructive side of rhodophyta, corallinaceae: *Pneophyllum conicum* killing reef – corals in Mauritius. International conference on scientific aspects of coral reef assessment monitoring and restoration, Fort Lauderdale, Florida. Abstrac. p.114.

Arenas, O. 1999. Efecto de las algas bentónicas en la sobrevivencia de las colonias transplantadas en las Islas del Rosario, Caribe Colombiano. Tesis Biol. Mar., Universidad Jorge Tadeo Lozano, Bogotá, 65 p.

Botero. L. 1987. Zonación de los octocorales gorgonáceos en el área de Santa Marta y Parque Nacional Tayrona, costa Caribe Colombiana; An. Inst. Inv. Mar. Punta de Betín. 17: 61 – 80.

Berner, T. 1990. Coral – reef algae. Cap. 9: 253 - 264. En: Z. Dubinsky. Coral Reefs. Ecosystems of the world. Elsevier. Science B.V. Amsterdam. p 550.

Birkeland, C. 1977. The importance of rate of biomass accumulation in early successional stages of benthic communities to the survival of corals recruits. Proc. 3th. Int. Coral. Reef. Symp., 1:15 -21.

Blanco, J. 1988. Las variaciones ambientales estacionales en las aguas costeras y su importancia para la pesca en la región de Santa Marta, Caribe Colombiano. Tesis M.Sc. Biol. Mar., Facultad de Ciencias, Universidad Nacional, Bogotá, 50 p.

Bolser, R. C. y M. E. Hay. 1996. Are tropical plants better defended? palatability and defenses of temperate Vs. tropical seaweeds. Ecology, 77(8): 2269 – 2286.

Bula-Meyer, G. 1977. Algas marinas bénticas indicadoras de un área afectada por aguas de surgencia frente a la costa Caribe de Colombia. An. Inst. Inv. Mar. Punta Betín, 9: 45-71.

_____. 1985. Un núcleo nuevo de surgencia en el Caribe Colombiano detectado en correlación con las distribuciones de las macroalgas. Bol. Ecotrópica, 12: 3 – 25.

_____. 1986. Las macroalgas de los arrecifes coralinos de las Islas del Rosario, Costa Caribe de Colombia. Bol. Ecotrópica, 14: 3 – 20.

_____ 1990. Altas temperaturas estacionales del agua como condición disturbadora de las macroalgas del Parque nacional Tayrona, Caribe Colombiano: una hipótesis. An. Inst. Inv. Mar. Punta de Betín, 9: 10 – 20.

_____ 1994. Disturbancia biológica en los sistemas coralinos del Caribe Colombiano como resultado de la sobrepesca de los herbívoros. III Congreso Estudiantil Pesquero Internacional y I Congreso Estudiantil Pesquero Colombiano. Universidad del Magdalena, Santa Marta, Colombia.

_____ y Díaz - Pulido. 1995. Macroalgas del Banco de las ánimas y nuevos registros para el Caribe Colombiano. An. Inst. Inv. Mar. Punta de Betín, 24: 173 - 183.

Brown, B. E. 1987. Worldwide death of Corals – Natural cyclical events or man- made pollution. Marine Pollution Bulletin, 18: 9 –13.

Cámara de Comercio de Santa Marta. 1998. Indicadores Económicos 1998. Departamento de Planeación y Desarrollo, Sección de Estadística, Santa Marta, 143 p.

CARICOMP. 1994. Manual de métodos para el mapeo y el monitoreo de parámetros físicos y biológicos en la zona costera del Caribe. Nivel 1. Centro de Manejo de Datos CARICOMP, Univ. West Indies, Kingston, Jamaica: 68 p.

_____ 1997a. CARICOMP monitoring of Coral Reefs. Proc 8th Int. Coral Reef Symp., 1: 651-656.

_____ 1997b. Meteorological and oceanographic characterization of coral reef, seagrass and mangrove habitats in the wider Caribbean. Proc. 8th Int. Coral Reef Symp., 1: 647-650.

Carpenter, R. C. 1986. Partitioning herbivory and its effects on coral reef algal communities. Ecol. Monogr., 56: 345 - 363.

_____ 1990. Mass mortality of *Diadema antillarum*. I. Long - term effects on sea urchin population dynamics and coral reef algal communities. Mar. Biol. 104: 67 -77.

Chadwick, N. E. 1988. Competition and locomotion in a free- living fungiid coral. J. Exp. Mar. Biol. Ecol., 123: 189 - 200.

_____ 1991. Spatial distribution and the effects of competition on some temperate scleractinia and corallimorpharia. Mar. Ecol. Prog. Ser., 70: 39 -48.

Corredor, J. E. 1979. Phytoplankton response to low level nutrient enrichment through upwelling in the Columbian Caribbean Basin. Deep-Sea Research, 26A: 731-741.

Coyer, J; R. Ambrose; J. Engle y J. Carroll. 1993. Interactions between corals and algae on a temperate zone rocky reef: mediation by sea urchins. J. Exp. Mar. Biol. Ecol., 167: 21 - 37.

Dethier, M. N. 1994. The ecology of intertidal algal crusts: variation within a functional group. J. Exp. Mar. Biol. Ecol., 177: 37 - 71.

Dawes, C. J. 1981. Marine botany. John Wiley y Sons, New York.

Dahl, A. H. 1974. The structure and dynamics of benthic algae in the coral reef ecosystem. Proc. 2th Int. Coral reef Symp., Brisbane: 21 – 25.

Day, R. W. 1983. Effects of benthic algae on sessile animals: observational evidence from coral reef habitats. Bull. Mar. Sci., 33(3): 597 - 605.

de Ruyter van Steveninck E. D; L. L. Van Mulekom y A. M. Breeman. 1988. Growth inhibition of *Lobophora variegata* (Lamouroux) Womersley by Scleractinian corals. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 115: 169 - 178.

de Nys, R; J. C. Coll y I. R. Price. 1991. Chemically mediated interactions between the red alga *Plocamium hamatum* (Rhodophyta) and the octocoral *Sinularia cruciata* (Alcyonacea). Mar. Biol., 108: 315 – 320.

Denley, E. J. y P. K. Dayton. 1985. Competition among macroalgae. Capítulo 25, 511-529. En: Littler M. M. y D. S. Littler (ed). Handbook of phycological methods, Vol.4. Ecological field methods: macroalgae. Cambridge, Univ. Press.

Díaz, J. M. 1998. Los arrecifes coralinos del Caribe Colombiano, 17: 49 – 55. En Manejo de ecosistemas de manglar y arrecifes de coral.

_____ G. Díaz - Pulido; J. Garzón - Ferreira; J. Geister; J. A. Sánchez y S. Zea. 1996. Atlas de los arrecifes coralinos del caribe Colombiano. Complejos Arrecifales Oceánicos. INVERMAR, Santa Marta, Serie de publicaciones especiales, 2: 83 p.

_____, J. Garzón-Ferreira y S. Zea. 1993. Los arrecifes coralinos de la Isla de San Andrés, Colombia: estado actual y perspectivas para su conservación. Acad. Col. Cien. Exac. Fis. Nat., Colec. Jorge Alvarez Lleras 7:150 p.

Díaz - Pulido, G. 1995. Comunidades macroalgales de los atolones Albuquerque y Courtown (Bolívar), Caribe suroccidental, Colombia, y relación con la estructura arrecifal. Tesis Biol. Mar., Univ. Jorge Tadeo Lozano, Santa Marta, 110 p.

_____ 1997. Informe Nacional sobre el estado de la biodiversidad en Colombia. Ecosistemas Marinos y Costeros. Informe Proyecto, Programa de Biodiversidad y Ecosistemas Marinos. INVEMAR, Santa Marta, 143 p.

_____ y J. M. Díaz. 1996. Algal assemblages in lagoonal reefs of Caribbean oceanic atolls. Proc. 8th Int. Coral Reef Symp., 1: 827 – 832.

_____ y J. Garzón - Ferreira. 1998. Seasonal variation of algal cover in rocky - coral reefs of the Tayrona Park, Colombian. Caribbean. Am. Zool.,37 (5): 35a.

Escobar, A. 1981. Estudio de algunos aspectos ecológicos y de la contaminación bacteriana en la bahía de Santa Marta. Tesis Biol., Univ. Antioquia, Medellín.

Erhardt, H. y B. Werding. 1975. Los corales (Anthozoa e Hydrozoa) de la bahía de Santa Marta, Colombia. Revista Museo del Mar, 7: 3 - 50.

Figueiredo, M. A. de O. 1997. Colonization and growth of crustose coralline algae in Abrolhos, Brazil. Proc. 8th Int. Coral. Reef. Sym., 1: 689 – 694.

Gallo, M. C. 1994. Contaminación por metales pesados en áreas de manglar de la Ciénaga Grande de Santa Marta y la Bahía de Chengue, Caribe Colombiano. Tesis Biol. Fac. Cien., Univ. Nacional, Bogotá, 69 p.

Garay, J; L. Panizzo; L. Lesmes; G. Ramirez y J. E. Sanchez. 1993. Manual de técnicas analíticas de parámetros fisicoquímicos y contaminantes marinos. C.C.O. Fundación Mamonal, CIOH, Cartagena, 109 p.

García, R. 1994. Crecimiento, sobrevivencia, regeneración y reproducción de la especie *Acropora palmata* (Lamarck 1886) en el Parque Natural Nacional Corales del Rosario. Tesis Biol. Mar., Univ. Jorge Tadeo Lozano, Bogotá, 53 p.

Garzón – Ferreira, J. 1997. Arrecifes Coralinos: ¿Un tesoro camino a la extinción?. Colombia Ciencia y Tecnología 15: 11 – 19.

_____ 1998. Bahía de Chengue, Parque Natural Tayrona, Colombia: 115-125. En Kjerfve, B.(ed): CARICOMP- Caribbean Coral Reef, Seagrass and Mangrove Sites. UNESCO, Paris.

_____ y M. Cano. 1991. Tipos, distribución extensión y estado de conservación de los ecosistemas marinos costeros del Parque Natural Nacional Tayrona. Concurso Nacional de Ecología “Enrique Perez Arbelaez”, Fondo para la Protección del Medio Ambiente, FEN: Colombia, Bogotá, 82 p.

_____, D. Gil-Agudelo; B. Marín; N. Mejía-Niño; A. Rodríguez-Ramírez y J. Rojas-Ruiz. 2000. Evaluación preliminar de algunos indicadores de contaminación de origen terrestre en áreas coralinas de la región de Santa Marta, Caribe Colombiano. Informe de Resultados, INVEMAR, Santa Marta, 55 p.

_____ y M. Kielman. 1993. Extensive mortality of corals in the Colombian Caribbean during the last two decades: 247 – 253. En Ginsburg, R. N. (compilador): Proceedings of the Colloquium on Global Aspects of Coral Reefs: Health, Hazards and History, RSMAS, University of Miami.

_____ y A. Rodríguez – Ramírez. 1998. Cinco años de monitoreo CARICOMP en Colombia. I. Generalidades y variables fisicoquímicas. XI Seminario Nacional de Política, Ciencias y Tecnologías del Mar, COO, Bogotá, Resumen 97.

_____, S. Zea y J.M. Díaz. 1996. Coral health assessment in four western Caribbean atolls. Proc. 8 th Int. Coral. Reef. Symp. Abstracts: 68.

Gil- Agudelo, D. L. 1998. Características, incidencia y distribución de la enfermedad de los “Lunares Oscuros” en corales pétreos del Parque Nacional Natural Tayrona, Caribe Colombiano. Tesis Biol. Mar., Univ. Jorge Tadeo Lozano, Santa Marta, 114p.

Glynn, P. W. 1991. Coral reef bleaching in the 1980s and possible connections with global warming. TREE. 6(6): 175 – 178.

Hallock, P; F.E. Muller - Karger y J. Halas. 1993. Coral reef decline. Nat. Geogr. Res. Explor., 9 (3): 358 - 378.

Hay, M. 1981. The functional morphology of turf – forming seaweeds: persistence in stressful marine habitats. Ecology, 62(3): 739 - 750.

_____ 1984. Patterns of fish and urchin grazing on Caribbean coral reef: are previous results typical?. Ecology, 65(2): 446 – 454.

_____ 1991. Fish - seaweed interactions on coral reefs: effects of herbivorous fishes and adaptations of their prey: 96 -119. En P. Sale (ed.): The ecology of fishes on coral reefs. Academic Press, San Diego.

Hixon, M. A. y W. N. Brostoff. 1996. Succession and herbivory: effects of differential fish grazing on Hawaiian coral – reef algae. Ecol. Mongr., 66(1): 67 – 90.

Hudgson, G. 1993. Sedimentation damage to reef corals: 298-303. En Ginsburg, R.N (Compilador): Proceedings of the Colloquium on Global Aspects of Coral Reefs: Health, Hazards, and History. RSMAS, University of Miami.

Hubbard, D.K. 1997. Reefs as Dynamic Systems: Capítulo 3, 43-67. En Birkeland, C. (ed.): Life and Death of Coral Reefs. Chapman & Hall. New York.

Hughes, T. P. 1989. Community structure and diversity of coral reefs. The role of history. Ecology, 70:275 - 279.

_____ 1994. Catastrophes, phase shifts, and large –scale degradation of a Caribbean Coral Reef. Science, 265: 1547 – 1551.

Huston, M. 1985. Patterns of species diversity in relation to depth at Discovery Bay, Jamaica. Bull. Mar. Sci., 37 (3): 928 -935.

Hutchings, P. A. 1986. Biological destruction of coral reefs. Coral reefs. 4: 239 – 252.

IGAC – INVEMAR. 1990. Proyecto Punta Gloria – Río Piedras. Planchas 2,3. Digitalizado en 1998 por proyecto Evaluación bioecológica de las áreas arrecifales del caribe Colombiano. INVEMAR.

Kaehler, S. y G. A. Williams. 1998. Early development of algal assemblages under different regimes of physical and biotic factors on a seasonal tropical rocky shore. Mar. Ecol. Prog. Ser., 172: 61 – 71.

Keats, D. W; Y. M. Chamberlain y M. Baba. 1997. *Pneophyllum conicum* (Dawson) comb. Nov. (Rhodophyta, Corallinaceae), a widespread Indo-Pacific Non-Geniculate Coralline alga that overgrows and kills live Coral. Botánica Marina, 40: 263 - 279.

Lang, J. C. 1973. Interspecific aggression by scleractinian corals. Bull. Mar. Sci., 23 (2): 260 - 279.

_____ y A. Chornesky. 1990. Competition between scleractinian reef corals- a review of mechanisms and effects. Cap. 8: 209 - 252. En: Z. Dubinsky. Coral Reefs. Ecosystems of the world. Elsevier. Science B.V. Amsterdam. p 550.

Lapointe, B. E; M. M. Littler y D. S. Littler. 1997. Macroalgal overgrowth of fringing coral reefs at Discovery Bay, Jamaica: Bottom - up versus top- down control. Proc. 8th. Int. Coral Reef. Symp., 1: 927 - 932.

Larsson, U; S. Blomqvist y B. Abrahamsson. 1986. A new sediment trap system. Mar. Ecol. Prog. Ser., 31: 205 - 207.

Lewis, S. M. 1985. Herbivory on coral reef: algal susceptibility to herbivorous fishes. Oecologia, 65: 370 –375.

_____ 1986. The role of herbivorous fishes in the organization of a Caribbean reef community. Ecol. Monogr., 56: 183 –200.

Lirman, D. 1999. Competition for space between corals and macroalgae in Florida: from conceptual to simulation models. International conference on scientific aspects of coral reef assessment monitoring and restoration, Fort Lauderdale, Florida. Abstrac p.126.

Littler, M. y D. Littler. 1997. Epizoic red alga allelopathic ? to a Caribbean coral. Coral Reef, 16: 168.

Littler, M. y D. Littler. 1988. Structure and role of algae in tropical reef communities: 29 – 56. En Lembi, C. A. y J. R. Waaland. (Ed.): Algae and human affairs. Cambridge University Press.

_____ 1984. Models of tropical reef biogenesis: the contributions of algae. Round/ Chapman (eds.) Progress in Phycological Research. Vol. 3. BIPRESS Ltd., 323 – 364.

_____, M. S. Doty, 1975. Ecological components structuring the seaward edges of tropical Pacific reefs: The distribution, communities and productivity of *Porolithon*. J. Ecol., 63:117 –129.

Lobel, P. S. 1980. Herbivory by damselfishes and their role in coral reef community ecology. Bull. Mar. Science, 273 –289.

Markager, S. y K. Sand - Jensen. 1992. Light requirements and depth zonation of marine macroalgae. Mar. Ecol. Prog. Ser., 88: 83 – 92.

Márquez, G. 1982. Los sistemas ecológicos marinos del sector adyacente a Santa Marta, Caribe Colombiano. I. Generalidades. Ecología Tropical, 2: 5 - 13.

Meesters, E. H., A. Bos y G. J. Gast. 1992. Effects of sedimentation and lesion position on coral tissue regeneration. Proc. 7th Int. Coral Reef Symp., 2: 671-678.

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

_____, 1996. Effects of herbivores and water quality on *Sargassum* distribution on the Central Great Barrier Reef: cross – shelf transplants. Mar. Ecol. Prog. Ser., 139: 179 – 92.

_____, J. Jompa y G. Díaz-Pulido. (en prensa). Competition between corals and algae on coral reefs: a review of evidence and mechanisms. Coral Reefs (Special Issue on Dynamics of algae on coral reef).

_____, I. R. Price y D. W. Klumpp. 1997. Macroalgae on the GBR: Causes or consequences, indicators or models of reef degradation?. Proc. 8 th Int. Coral Reef Symp., 2: 1851 - 1856.

_____ y I. R. Price. 1996. macroalgal distributions on the Great barrier Reef: a review of patterns and causes. Proc. National Conference the Great barrier reef science, use and management, 2: 37 – 46.

Mora, A, L. Cid y M. Valenzuela. 1996. Probabilidades y Estadística. Univ. Concepción. Fac. Ciencias físicas y matemáticas. Chile. p 427.

Morrison, D. 1988. Comparing and urchin grazing in shallow and deeper coral reef algal communities. Ecology. 69(5): 1367 – 1382.

Ormond, R. F y J. A. Banaimoum. 1994. Ecology of intertidal macroalgal assemblages on the Hadramout coast of Southern Yemen an area of seasonal upwelling. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 105: 105 - 120.

Potts, D. C. 1977. Suppression of coral populations by filamentous algae within damselfish territories. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 28: 207 – 216.

Prahl, H. von y H. Erhardt. 1985. Colombia: corales y arrecifes coralinos. FEN COLOMBIA, Bogotá, 295 p.

Prude, T. M. y P. J. Edmunds. 1999. Interacctions between small scleractinian corals and algal turf: consequences for coral physiology. International Conference on Scientific Aspects of Coral Reef Assessment Monitoring and Restoration, Fort lauderdale, Florida, Abstrac 158 .

Ramirez, A y M. De La Pava. 1981. Corales hermatípicos de la Isla de Tierra Bomba, Cartagena (Colombia). Estimación de algunos factores de incidencia en la sucesión vertical con anotaciones ecológicas. Tesis Biol. Mar., Univ. Jorge Tadeo Lozano, Bogotá, 183 p.

Ramirez, G. 1983. Características físico-químicas de la Bahía de Santa Marta (Agosto de 1980 - Julio de 1981). *An. Inst. Inv. Mar. Punta de Betín*, 13: 111- 121.

Rivera, M. 1991. Ecología de los peces de las familias Chaetodontidae y Pomacanthidae en la región de Santa Marta (Caribe Colombiano). Tesis Biol., Univ. de Antioquia, Medellín, 131 p.

Rodriguez - Ramirez, A; Garzón - Ferreira, J y Nivia, J. 1998. Cinco años de monitoreo CARICOMP en Colombia. II. Variables estructurales y funcionales en arrecifes coralinos, pastos marinos y manglares. XI Seminario Nacional de Política, Ciencias y Tecnologías del Mar, COO, Bogotá, Resumen 113.

Rogers, C. 1985. Degradation of Caribbean and western Atlantic coral reefs and decline of associated fisheries. *Proc. 5th Int. Coral. Reef. Symp.*, 6: 491 - 496.

Runnalls, L. A. 1999. The characterization of coral reefs and reef associated sediments to assess the impact of anthropogenic pollution: west coast Barbados, W.I. International Conference on Scientific Aspects of Coral Reef Assessment Monitoring and Restoration, Fort lauderdale, Florida, Abstrac. 158.

Rützler, K; D. L. Santavy y A. Antonius. 1983. The black band disease of Atlantic reef corals. III. Distribution, ecology and development. *Marine Ecology*, 4: 329 –358.

Salzwedel, H. y K. Muller. 1983. A summary of meteorological and hidrological data from the bay of Santa Marta, Colombian Caribbean. *An. Inst. Inv. Mar. Punta de Betín*, 13: 67-83.

Sammarco, P.W. 1982. Echinoid grazing as a structuring force in coral communities: whole reef manipulations. *J. Exp.Mar. Biol. Ecol.*, 61: 31 - 51.

Santavy, D. L; L. MacLaughlin; J. W. Porter; J. G. Campbell; R. L. Quarles y M. Parsons. 1999. An upwelling event in the dry Tortugas during may 1998. *International Conference on Scientific Aspects of Coral Reef Assessment Monitoring and Restoration*, Fort Lauderdale, Florida, Abstrac. 158.

Sarmiento, E; F. Flechas y G. Alvis. 1989. Evaluación del estado actual de las especies coralinas del Parque Nacional Natural Corales del Rosario, Cartagena, Colombia. Tesis Biol. Mar., Univ. Jorge Tadeo Lozano, Bogotá, 140 p.

Schnetter, R. 1981. Aspectos de la distribución regional de las algas marinas en la costa atlántica de Colombia. *Rev. Academia Colombiana de ciencias exactas, físicas y naturales*, 15(57): 63 –74.

Solano, O. 1987. Estructura y diversidad de la comunidad de corales hermatípicos en la Bahía de Chengue (Parque Nacional Tayrona). Tesis M. Sc. Biol. Mar., Facultad de Ciencias, Univ. Nacional, Bogotá, 111 p.

_____, 1994. Corales formaciones arrecifales y blanqueamientos de 1987 en Bahía Portete (Guajira, Colombia). *An. Inst. Inv. Mar. Punta de Betín*, 23: 149 - 163.

_____, G. Navas y S. Moreno - Forero. 1993. Blanqueamiento coralino de 1990 en el Parque Nacional Natural Corales del Rosario. *An. Inst. Invest. Mar. Punta Betín*, 22: 97 – 111.

_____, G. Navas y S. Moreno - Forero. 1992 a. Blanqueamiento coralino de 1990 en el Parque Nacional Natural Corales del Rosario. *VIII Seminario Nacional de Ciencias y Tecnologías del Mar*, COO, Bogotá, 1: 260.

_____, G. Navas y S. Moreno - Forero. 1992 b. Monitoreo de crecimiento de *Montastrea annularis*. en el Parque Nacional Natural Corales del Rosario. (Caribe Colombiano). VIII seminario Nacional de Ciencias y Tecnologías del Mar, COO, Bogotá, 1: 261.

Sokal, R. R y F. J. Rohlf. 1981. Biometry. WH Freeman and company, New York. 887p.

Steneck, R. S. 1997. Crustose corallines, other algal functional groups, herbivores and sediments: complex interactions along reef productivity gradients. Proc. 8th. Int. Coral. Reef. Symp., 1: 695 - 700.

_____ 1988. Herbivory on coral reefs: a synthesis. Proc. 6th. Int. Coral. Reef. Symp., 1: 37 - 49.

_____ y V. Testa. 1997. Are Calcareous algae important to reefs today or in the past?. Proc. 8th. Int. Coral. Reef. Symp., 1: 685 - 688.

_____ y M. Dethier. 1994. A functional group approach to the structure of algal – dominated communities. Oikos, 69: 476 – 498.

Strickland, J. D. H. y T. R. Parsons. 1972. A practical Handbook of seawater analysis. Fisheries Research Board of Canada, Bulletin, 167. 310 p.

Suzuki, Y; T. Takabayashi; T. Kawaguchi y K. Matsunaga. 1998. Isolation of an allelopathic substance from the crustose coralline algae, *Lithophyllum* spp., and its effect on the brown alga, *Laminaria religiosa* Miyabe (Phaeophyta). J. Exp. Mar. Biol. Ecol., 225: 69 77.

Tanner, J. E. 1995. Competition between scleractinian corals and macroalgae: An experimental investigation of coral growth, survival and reproduction. J. Exp. Mar. Biol. Ecol., 190: 151 –168.

_____ 1997. Interspecific competition reduces fitness in scleractinian corals. J. Exp. Mar. Biol. Ecol., 190: 151 – 168.

Tomascik, L. y F. Sander. 1987. Effects of eutrophication on reef - building corals. III. Reproduction of the reef building coral *Porites porites*. Mar. Biol., 94: 77 - 94.

Umar, M. J; L. J. McCook y I. R. Price. Effects of sediment deposition on the seaweed *Sargassum* on a fringing coral reef. *Coral Reefs*, 17: 169 – 177.

Vuki, V. C y I. R. Price. 1994. Seasonal changes in the *Sargassum* populations on a fringing coral reef, Magnetic Island, Great Barrier Reef region, Australia. *Aquatic Botany*, 48: 153- 166.

Werding, B. y H. Erhardt. 1976. Los corales (Anthozoa e Hydrozoa) de la bahía de Chengue en el Parque Nacional Tayrona. (Colombia). *Mitt. Inst. Colombo-Alemán. Invest. Cient.*, 8: 45 - 57.

_____ y H. Sánchez. 1988. Deterioro observado en las formaciones coralinas de la Bahía de Santa Marta, Colombia. *An. Inst. Inv. Mar. Punta de Betín*, 18: 9 –16.

_____ y H. Sánchez. 1989. The coral formations and their distributional pattern along a wave exposure gradient in the area of Santa Marta, Colombia. *Medio Ambiente*, 10 (2): 61 – 68.

Wittenberg, M y W. Hunte. 1992. Effects of eutrophication and sedimentation on juvenile corals: I. Abundance, mortality and community structure. *Mar. Biol.*, 112: 131 - 138.

Zea, S. 1990. Distribution, cover and recruitment of demosponges (Porifera, Demospongiae) in rocky and reef habitats of Santa Marta, Colombia Caribbean. Tesis Ph.D, University of Texas, Austin. 154 p.

_____ 1994. Patterns of coral and sponge abundance in stressed coral reefs at Santa Marta, Colombian Caribbean: 257 - 264. En van Soest, van Kemper y Braeman (ed.). *Proc. 4th Int. Porifera Congress*. Amsterdam, Netherlands, Balkema, Rotterdam.

_____, F. Duque - Tobón. 1989. Bleaching of reef organisms in the Santa Marta region, Colombia: 1987 Caribbean - wide event. *Trianea* 3: 37 - 51.

ANEXOS

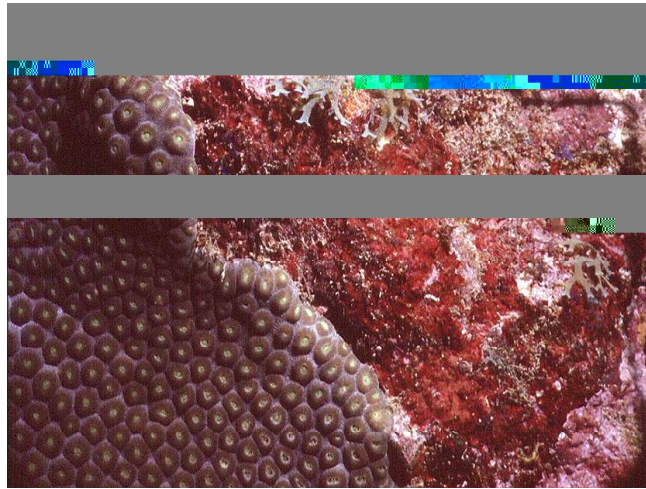
Anexo A. Especies coralinas monitoreadas en las interacciones alga - coral en las bahías de Chengue (CH) y Santa Marta (SM) durante el periodo de estudio (noviembre de 1998 a junio de 1999). SOM: profundidad somera; INT: profundidad intermedia; ** ausencia de la especie en el monitoreo.

Especie de Coral	CH. SOM.	CH. INT.	SM	Total
<i>Agaricia agaricites</i>	**	**	2	2
<i>Colpophyllia natans</i>	4	30	1	35
<i>Diploria labyrinthiformis</i>	1	6	**	7
<i>Diploria strigosa</i>	34	47	6	87
<i>Montastraea annularis</i>	16	3	**	19
<i>Montastraea cavernosa</i>	12	10	36	58
<i>Montastraea faveolata</i>	8	12	**	20
<i>Meandrina meandrites</i>	**	3	6	9
<i>Porites asteroides</i>	4	8	3	15
<i>Siderastrea siderea</i>	10	6	2	18
Total	89	125	56	270

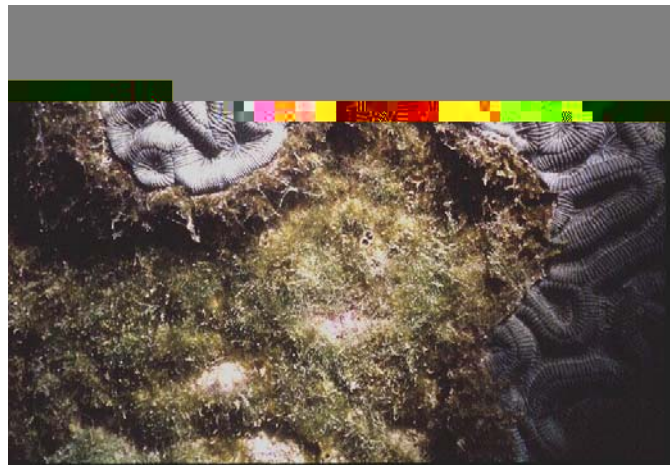
Anexo B. Lista de especies de algas, por grupos funcionales, encontradas en las interacciones alga – coral de las colonias monitoreadas en las bahías de Chengue y Santa Marta durante el periodo de estudio (noviembre de 1998 a junio de 1999). (+ presencia); (-) ausencia.

Especies de Algas	CH	SM
Algas Frondosas		
<i>Amphiroa fragilissima</i>	+	--
<i>Amphiroa tribulus</i>	+	--
<i>Caulerpa sertularioides</i>	--	+
<i>Codium intertextum</i>	+	--
<i>Dictyosphaeria cavernosa</i>	+	--
<i>Dictyota bartayresiana</i>	+	--
<i>Dictyota cervicornis</i>	+	--
<i>Dictyota humifusa</i>	+	
<i>Dictyota pfaffii</i>	+	--
<i>Galaxaura oblongata</i>	+	--
<i>Martensia pavonia</i>	+	--
<i>Ventricaria ventricosa</i>	+	--
Algas Cespitosas		
	+	+
<i>Coelothrix irregularis</i>		
<i>Gelidiella acerosa</i>	+	+
<i>Gelidium pusillum</i>	+	+
<i>Jania sp</i>	+	+
<i>Wrangelia argus</i>	+	+
Algas Costrosas		
	+	+
<i>Lithophyllum sp</i>		
<i>Peyssonnelia sp</i>	+	+
<i>Titanoderma sp</i>	+	+

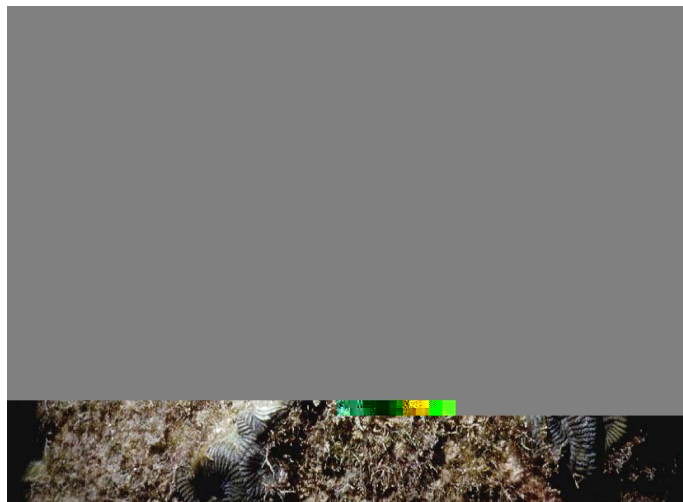
Anexo E. Fotos de interacciones alga – coral. La imagen superior muestra la interacción por contacto directo entre un alga costrosa y una colonia de *Montastraea cavernosa*. En la imagen inferior se observa la interacción de un alga frondosa con una colonia de *Diploria labyrinthiformis*.



Anexo F. Fotos de interacciones alga – coral. La imagen superior muestra la interacción de un alga frondosa (*Dictyota* sp) con una colonia de *Colpophyllia natans*, el alga se estableció en una parte interna muerta de la colonia. La foto inferior muestra una interacción entre un césped algal y una colonia de *Diploria strigosa*



Anexo G. Fotografía de colonias con evidencias de algunos signos de deterioro. La foto superior muestra una colonia de *Montastraea cavernosa* interactuando con un alga cespitosa, hacia el borde de la colonia se observa oscurecimiento del tejido coralino. En la foto inferior se puede apreciar signos de depredación de una colonia de *Colpophyllia natans* que está interactuando con un césped algal.



Anexo C. Número de interacciones por grupo algal para cada una de las estaciones durante el periodo de estudio (noviembre 1998 a junio 1999). C1: Chengue 1; C2: Chengue 2; IM: Islote el Morro; PB: Punta de Betín. SOM: profundidad somera; INT: profundidad intermedia. El porcentaje (%) está dado con respecto al número total de interacciones por estación (\pm error estándar, ES). (-) mes no monitoreado. FRO: algas frondosas; CES: algas cespitosas; COS: algas costrosas; P. SOM: profundidad somera; P. INT: profundidad intermedia

MES	CHENGUE												SANTA MARTA					
	P. SOM.						P. INT.						P. INT.					
	C.1			C.2			C.1			C.2			IM			PB		
	FRO	CES	COS	FRO	CES	COS	FRO	CES	COS	FRO	CES	COS	FRO	CES	COS	FRO	CES	COS
NOV.98	5	23	10	0	28	14	24	28	4	13	51	7	0	29	3	0	18	7
DIC.	10	22	7	4	34	8	25	37	4	54	15	4	0	29	3	0	22	3
ENE.99	7	22	7	6	26	6	21	35	4	47	17	8	-	-	-	-	-	-
FEB.	5	27	6	7	29	9	20	36	4	42	17	9	1	27	3	0	22	2
MAR.	7	26	3	8	32	7	18	34	9	35	17	13	-	-	-	-	-	-
ABR.	7	13	5	8	33	3	13	35	16	45	16	9	0	26	3	0	25	3
MAY.	3	25	7	5	38	5	15	28	18	27	18	12	-	-	-	-	-	-
JUN.	4	24	7	4	45	3	14	44	6	29	13	18	0	25	6	0	24	3
TTAL	48	182	52	42	265	55	150	277	65	292	164	80	1	136	18	0	111	18
%	17.02	64.54	18.44	11.60	73.2	15.19	30.49	56.30	13.21	54.48	30.60	14.93	0.65	87.74	11.61	0.0	86.05	13.95
(ES)	(0.78)	(1.53)	(0.71)	(0.94)	(2.16)	(1.27)	(1.6)	(1.81)	(2.04)	(4.67)	(4.39)	(1.51)	(0.2)	(0.8)	(0.6)	(0.0)	(1.2)	(0.87)

Anexo D. Número de interacciones por categoría de interacción para cada una de las estaciones durante el periodo de estudio (Noviembre 1998 a Junio 1999). C1: Chengue 1; C2: Chengue 2; IM: Islote el Morro; PB: Punta de Betín. SOM: profundidad somera; INT: profundidad intermedia. El porcentaje (%) está dado con respecto al número total de interacciones por estación (\pm error estándar, ES). (-) mes no monitoreado. CU: cubrimiento; CD: contacto directo; CI: contacto indirecto; NC: no contacto.

MES	CHENGUE																SANTA MAR				
	P. SOMERA								P. INTERMEDIA								P. INTERMEDIA				
	C1				C2				C1				C2				IM				
	CU	CD	CI	NC	CU	CD	CI	NC	CU	CD	CI	NC	CU	CD	CI	NC	CU	CD	CI	NC	CU
NOV	1	20	14	3	0	36	6	0	4	32	15	5	5	38	18	10	0	24	8	0	0
DIC	6	21	11	1	4	28	13	1	3	44	18	1	12	45	16	0	0	21	11	0	0
ENE	5	19	11	1	2	23	12	1	8	34	18	0	9	47	15	1	-	-	-	-	-
FEB	3	27	7	1	2	34	9	0	4	41	15	0	3	52	11	2	0	24	7	0	0
MAR	3	21	12	0	3	30	14	0	5	41	14	1	7	40	16	2	-	-	-	-	-
ABR	7	16	2	0	4	31	7	2	5	41	17	1	5	46	15	4	0	20	9	0	0
MAY	3	29	3	0	1	37	9	1	2	37	20	2	6	42	7	2	-	-	-	-	-
JUN	4	26	5	0	1	45	4	2	1	48	13	2	2	39	15	4	0	24	6	1	0
TAL	32	179	65	6	17	264	74	7	32	318	130	12	49	349	113	25	0	113	41	1	0
X	11.3	63.5	23	2.1	4.7	72.9	20.4	1.93	6.5	64.6	26.4	2.44	9.14	65.1	21.1	4.66	0.0	72.9	26.5	0.65	0.0
(ES)	0.68	1.58	1.59	0.36	0.51	2.34	1.2	0.29	0.75	1.85	0.84	0.57	1.14	1.68	2.23	1.09	0.0	0.87	0.86	0.2	0.0