

Serie de Publicaciones Periódicas

Numero 8



Noviembre de 2006

Santa Marta, Colombia

ISSN: 1692-5025

Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras “José Benito Vives De Andréis”, Vinculado al Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial

INFORME DEL ESTADO DE
LOS AMBIENTES MARINOS Y
COSTEROS EN COLOMBIA: AÑO 2005

INFORME DEL ESTADO DE LOS AMBIENTES MARINOS Y COSTEROS EN COLOMBIA: AÑO 2005

INSTITUTO DE INVESTIGACIONES MARINAS Y COSTERAS
“JOSÉ BENITO VIVES DE ANDRÉIS”
Vinculado al Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial



Teléfonos: (+57)(+5)421 4774/431 2978/421 4413/421 1380/421 4775/431 2963-4-8-7/431 2980
Telefax: (+57)(+5) 431 2986 - A.A. 1016
Cerro Punta Betín
Santa Marta, COLOMBIA
<http://www.invemar.org.co>



INVEMAR

Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras
José Benito Vives De Andréis - INVEMAR
Vinculado al Ministerio de Ambiente, Vivienda
y Desarrollo Territorial
Santa Marta, DTCH
Teléfonos (+57)(+5) 431 2963 - 431 2964 - 4312978
Ext. 114, 251 y 138
Telefax (5) 431 29 86
www.invemar.org.co

Martha Lucia Ruiz Arango
Coordinadora Divulgación y Documentación

Coordinación General del Informe:
Jesús A. Garay Tinoco
Subdirector Coordinación de Investigaciones

Compilación de Textos :
Martha Lucia Ruiz Arango
Juan Carlos Narváez B.

Edición del Informe:
Juan Carlos Narváez B.

Foto portada:
Escaleras volcán punta Arboletes - Angela López

Diagramación:
Margarita Reyes Ribas

Impresión:
Litoflash - Santa Marta

Derechos reservados conforme la ley, los textos pueden ser reproducidos total o parcialmente citando la fuente.

Las líneas de delimitación fronteriza presentadas en este documento, son una representación gráfica aproximada con fines ilustrativos solamente.

Contribución No.780 del Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras "José Benito Vives De Andréis" - INVEMAR

Citar la obra completa como:

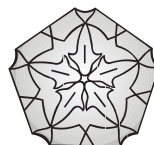
INVEMAR, Informe del Estado de los Ambientes Marinos y Costeros en Colombia: Año 2005. (Serie de publicaciones periódicas/INVEMAR; No.8) Santa Marta. 360 p.

Citar capítulos como:

Autores. 2005. Título del capítulo. Pp (intervalo de páginas). En: INVEMAR. Informe del Estado de los Ambientes Marinos y Costeros en Colombia. 2005. (Serie de Publicaciones periódicas, INVEMAR; No. 8) Santa Marta. 360 p.

ISSN: 1692-5025

Palabras clave: RECURSOS COSTEROS, RECURSOS MARINOS, COLOMBIA, ECOSISTEMAS MARINOS



INVEMAR

Contenido

1	MARCO GEOGRÁFICO	3
1.1	Características Generales de la Región Caribe Continental	3
1.2	Características Generales de la Región Caribe Insular	6
1.3	Características Generales de la Región Pacífico Continental e Insular	8
1.4	Literatura Citada	9

Capítulo I

Estado del Medio Ambiente Abiótico

2	ESTADO DE LOS ASPECTOS FÍSICOS DEL MEDIO MARINO Y COSTERO EN COLOMBIA	13
2.1.	Región Caribe Continental	14
2.2.	Región Caribe Insular	19
2.3.	Región Pacífico Continental	21
2.4.	Literatura citada	31
3	LA CALIDAD AMBIENTAL MARINA Y COSTERA EN COLOMBIA	33
3.1	Introducción	33
3.2	Problemática generada por la contaminación en los mares y costas de Colombia	34
3.3	Fuentes de contaminación. Estado actual	37
3.4	Descargas de los Ríos	39
3.5.	Descargas domésticas	50
3.6.	Estado de la calidad química y sanitaria de las aguas	52
3.7.	Efectos de la contaminación sobre los ecosistemas y la calidad de vida en las zonas costeras y marinas	62
3.8.	Conclusiones	64
3.9.	Literatura citada	65

Capítulo II

Estado de los Ecosistemas Marinos y Costeros

4	ESTADO DE LOS ARRECIFES CORALINOS EN COLOMBIA	71
4.1.	Definición, Importancia, Distribución y Extensión de los Arrecifes de Coral en Colombia	71
4.2.	Consideración Inicial al Estado de los Arrecifes en el 2005	72
4.3.	Estado de las Formaciones Arrecifales y sus Comunidades de Peces en el Área de Santa Marta	81
4.4.	Blanqueamiento Coralino en Colombia Durante el Año 2005	83
4.5.	Evaluación Rápida del Impacto del Huracán Beta sobre los Ecosistemas Marinos y Costeros en La Isla de Providencia	87

Instituto de Investigaciones
Marinas y Costeras
«José Benito Vives De Andrés»
INVEMAR

Director General
Francisco A. Arias Isaza

Subdirector
Coordinación de Investigaciones (SCI)
Jesús Antonio Garay Tinoco

Subdirector de Recursos y
Apoyo a la Investigación (SRA)
Carlos Augusto Pinilla González

Coordinador
Servicios Científicos (CSC)
Oscar David Solano Plazas

Coordinador
Programa Biodiversidad y
Ecosistemas Marinos (BEM)
Jaime Garzón Ferreira

Coordinador
Programa Valoración y
Aprovechamiento de Recursos
Marinos Vivos (VAR)
Roberto Federico Newmark U.

Coordinador
Programa Calidad
Ambiental Marina (CAM)
Bienvenido Marín Z.

Coordinadora
Programa de Investigación
para la Gestión en Zonas Costeras (GEZ)
Paula Cristina Sierra Correa

Programa de Geociencias Marinas
y Costeras (GEO)
Georgina Guzmán Ospitia

Coordinadora
Oficina de Divulgación
y Documentación (DID)
Martha Lucía Ruiz Arango

Asistente de Dirección (ADG)
Sandra Rincón Cabal

Santa Marta - 2005

4.6. Socavado Esquelético y Mortalidad Coralina por Esponjas Excavadoras Incrustantes en San Andrés e Islas del Rosario	93
4.7. Investigaciones desde la Perspectiva de la Conectividad y el Reclutamiento Coralino para el Entendimiento del Estado, Estructura y Dinámica de los Arrecifes Coralinos (Caribe).	96
4.8. Literatura Citada	134
5 ESTADO DE LAS PRADERAS DE PASTOS MARINOS EN COLOMBIA	143
5.1. Definición e importancia	143
5.2. Distribución de los pastos marinos en el Caribe Colombiano	143
5.3. Estado Actual	145
5.4. Recomendaciones	168
5.5. Literatura citada	169
6 ESTADO DE LOS MANGLARES EN COLOMBIA	173
6.1. Introducción	173
6.2. Estado de los Manglares	173
6.3. Conclusiones	191
6.4. Literatura citada	191
7 ESTADO DE LOS LITORALES ROCOSOS EN COLOMBIA	195
7.1. Introducción	195
7.2. Estado actual en el Caribe	197
7.3. Dinámica espacio-temporal de la comunidad móvil y sésil del ecosistema Litoral Rocoso: el caso de Cove-San Andrés Isla	206
7.4. Literatura citada	212
8 ESTADO DE LOS FONDOS BLANDOS EN COLOMBIA	215
8.1. Introducción	215
8.2. Estado Actual	216
8.3. Literatura citada	222

Capítulo III

Estado de la Diversidad de Especies

9 DIVERSIDAD DE ESPECIES MARINAS EN COLOMBIA	227
9.1. Introducción	227
9.2. Inventarios de diversidad de especies marinas en Colombia	227
9.3. Estado de avance de los inventarios nacionales	228
9.4. Inventarios regionales de fauna y flora marinas	235
9.5. Colecciones Biológicas de Organismos Marinos de Colombia	236
9.6. Diagnóstico de Especies Amenazadas	240
9.7. Literatura Citada	249

Capítulo IV

Estado de los Recursos Sometidos a Explotación en Colombia

10 ESTADO DE LOS RECURSOS SOMETIDOS A EXPLOTACIÓN EN COLOMBIA	257
10.1. Introducción	257
10.2. Recursos sometidos a explotación	257
10.3. Estado de la población del caracol pala <i>Strombus gigas</i> en el Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo	274
10.4. Efectos sobre la biodiversidad debidos a la pesca (captura incidental)	284
10.5. Especies exóticas en Colombia: el caso de estudio de la tilapia del Nilo (<i>Oreochromis niloticus</i>) en el norte del país.	290
10.6. Acuicultura marina y estuarina en Colombia	301
10.7. Bioprospección Marina	306
10.8. Literatura citada	313

Capítulo V

Estado de las Comunidades del Margen Continental

11 COMUNIDADES DEL MARGEN CONTINENTAL	317
11.1. Introducción	317
11.2. Arrecifes de corales azooxantelados	320
11.3. Bosques de octocorales	324
11.4. Lechos de esponjas-briozoos	325
11.5. Lechos de Algas calcáreas	325
11.6. Riesgos potenciales para los ecosistemas del margen continental	326
11.7. Literatura citada	327

Capítulo VI

Estado del Manejo de los Ambientes Marinos y Costeros en Colombia

12 AVANCES EN EL MANEJO DE LOS AMBIENTES MARINOS Y COSTEROS EN COLOMBIA	333
12.1. Introducción	333
12.2. La Política Nacional Ambiental de los Espacios Oceánicos y Zonas Costeras e Insulares de Colombia y su incidencia en el Manejo de los Ambientes Marinos y Costeros	333
12.3. Mapeo de la Biodiversidad Marina del Caribe Colombiano para la Planeación de la Conservación	340

12.4. Modelo de Planificación de un Sistema Representativo de Áreas Marinas Protegidas para el Caribe Continental Colombiano	345
12.5. Avances del Sistema de Parques Nacionales Naturales de Colombia en el Manejo de las Áreas Marinas y/o Costeras Protegidas	356
12.6. Avances de la Comisión Colombiana del Océano en la Coordinación de Actividades Relacionadas con el Manejo de los Ambientes Marinos y Costeros en Colombia	358
12.7. Literatura citada	359

Índice de figuras

- Figura 1-1. Localización de áreas marinas y costeras de Colombia (Modificado de INVEMAR, 2001).
- Figura 2-1. Tasas de erosión/acreción medidas a lo largo de la costa antioqueña en un periodo de 40 años (Correa y Vernet, 2004).
- Figura 2-2. Mapa generalizado de la Isla de San Andrés donde se ubican todos los sectores mencionados en el texto (Tomado de INVEMAR, 2003).
- Figura 2-3. Isla Barrera de Milagros, a la altura de Cabo Manglares, desembocadura del río Mira.
- Figura 2-4. Isla Barrera de San José. Se aprecian las nuevas playas colonizadas por vegetación rastrera.
- Figura 2-5. Manglar muerto en el extremo norte de la isla barrera de Santa Rita.
- Figura 2-6. Isla barrera de Montserrate. Se observa cómo la erosión ha desarraigado las palmeras que ahora se encuentran en la playa.
- Figura 3-1. Distribución de la descarga de DBO_5 en los ríos tributarios del Caribe colombiano (en toneladas día⁻¹).
- Figura 3-2. Distribución de la descarga de sólidos suspendidos transportados por los ríos tributarios de Colombia al Caribe (toneladas año⁻¹).
- Figura 3-3. Distribución de la descarga de (a) Nitrógeno total y (b) Fósforo total por los ríos que tributan al Caribe en Colombia (toneladas año⁻¹).
- Figura 3-4. Distribución de la descarga de coliformes fecales en los ríos tributarios al Caribe (NMP día⁻¹).
- Figura 3-5. Distribución de la descarga de Hidrocarburos disueltos y dispersos por los tributarios (kg día⁻¹).
- Figura 3-6. Distribución de la descarga de Metales pesados (a. Plomo y b. Cadmio) por tributarios (kg día⁻¹).
- Figura 3-7. Distribución de la descarga de DBO_5 en los ríos tributarios del Pacífico (toneladas día⁻¹).
- Figura 3-8. Distribución de la descarga de Sólidos suspendidos transportados por los ríos del Pacífico a la zona costera (toneladas día⁻¹).
- Figura 3-9. Distribución de la descarga de (a) Nitrógeno total y (b) Fósforo total en los ríos del Pacífico (toneladas año⁻¹).
- Figura 3-10. Distribución de la descarga de Coliformes fecales en los ríos del Pacífico (NMP día⁻¹).
- Figura 3-11. Distribución de la descarga de HDD en los ríos del Pacífico (kg día⁻¹).

- Figura 3-12. Distribución de la descarga de Metales pesados (a. Plomo y b. Cadmio) en los ríos del Pacífico.
- Figura 3-13. Distribución de los HDD en las aguas costeras del Caribe colombiano a) 2001 – 2002 b) 2003 c) 2004 y d) Primer semestre del 2005.
- Figura 3-14. Distribución de la contaminación por metales pesados en aguas costeras del Caribe colombiano. 2001-2004.
- Figura 3-15. Mapa con los principales vertimientos de Coliformes termotolerantes que impactan la zona costera del Caribe y Pacífico colombiano desde el 2001 hasta el 2005.
- Figura 3-16. Presencia de Coliformes termotolerantes en los principales balnearios de la Costa Caribe durante el primer semestre de 2005. Los sitios representados con un cuadro sobrepasan el LMP por la legislación colombiana en actividades de contacto primario.
- Figura 3-17. Distribución de los HDD en las aguas costeras del Pacífico colombiano a) 2001 -2002, b) 2003, c) 2004 y d) primer semestre del 2005.
- Figura 3-18. Presencia de Coliformes termotolerantes en los principales balnearios de la Costa Pacífica durante el primer semestre de 2005. Las estaciones representadas con un cuadro sobrepasan el LMP por la legislación colombiana en actividades de contacto primario.
- Figura 4-1. Ubicación y tipos de áreas coralinas en Colombia. 1-Banco Roncador. 2-Banco Serrana. 3-Banco Quitasueño. 4-Providencia y Santa Catalina. 5-San Andrés. 6-Cayos Courtown (Bolívar). 7-Cayos Albuquerque. 8-Capurganá y Sapzurro. 9-Isla Tortuguilla. 10-Isla Fuerte, Bajos Bushnell y Burbujas. 11-Islands San Bernardo. 12-Bajo Tortugas. 13-Islands del Rosario. 14-Bajo Salmedina. 15-Isla Arena. 16-Banco de las Ánimas. 17-Santa Marta y Parque Tayrona. 18- Bahía Portete. 19-Puerto López. 20-Banco Serranilla. 21-Bajo Alicia. 22-Bajo Nuevo. 23-Isla Malpelo. 24-Isla Gorgona. 25. Ensenada de Utría. 26-Punta Tebada.
- Figura 4-2. Promedios y errores estándar de la cobertura de los corales duros y las algas en las áreas de monitoreo SIMAC durante los años 2004 y 2005. Para los promedios se integraron los niveles somero y medio de profundidad.
- Figura 4-3. Promedios generales y errores estándar de la prevalencia general de enfermedades (arriba), Lunares Oscuros (en medio) y Plaga Blanca (abajo) en corales pétreos en San Andrés y Chengue, durante los años 2004 y 2005.
- Figura 4-4. Proporción de colonias afectadas con blanqueamiento por especie en las Islas del Rosario.
- Figura 4-5. Arriba: Blanqueamiento coralino en San Andrés (izquierda) y Parque Tayrona (derecha). En medio: colonias muertas de *Acropora palmata* (izquierda) y *Acropora cervicornis* (derecha) como consecuencia del blanqueamiento coralino en Islas del Rosario. Abajo: muerte de una colonia de *Diploria labyrinthiformis* en Isla Tesoro (Islas del Rosario) en un lapso de dos meses: colonia completamente blanqueada (agosto 8/05 derecha) y superficie

de la colonia cubierta de céspedes algales (octubre 12/05 izquierda). Referencia: divisiones cada 10 cm.

- Figura 4-6. Recorrido aproximado de la tormenta-huracán BETA entre el 26 y 30 de octubre de 2005. DPi= Depresión tropical 26/oct/2005. TT= Tormenta tropical. H= Huracán (número asociado categoría). DPf= Depresión tropical 30/oct/2005. Fuente: www.hurricane.accuweather.com.
- Figura 4-7. Arriba: Colonia fragmentada del coral *Montastraea annularis* (izquierda) y erosión en una pradera de pastos marinos, exposición de rizoma y raíces (derecha). En medio: playa erosionada (derecha) y palmeras desarraigadas y caídas en la playa Sur-Oeste (derecha). Abajo: casa sin techo (derecha) y árbol derribado (izquierda).
- Figura 4-8. Esponjas excavadoras incrustantes del Caribe colombiano. (A) *Cliona aprica* en coral *Solenastrea bourroni*, San Andrés (campo horizontal aprox. 7.2 cm). (B) *Cliona caribbaea* en coral *Diploria strigosa*, Providencia (campo horizontal aprox. 1.5 m). (C) y (D) *Cliona tenuis* en coral *Diploria strigosa*, Islas del Rosario; vista inicial (C) y a los 13 meses (D), intervalo en el que la esponja avanzó lateralmente sobre el coral unos 15-20 cm (marca blanca en el centro de C tiene 5 cm de lado). (E) y (F) *Cliona tenuis* en coral *Siderastrea siderea*, Islas del Rosario, con una malla plástica para evitar el acceso de peces a la frontera entre el coral y la esponja; (E) vista inicial con una banda coral mordido por peces coralívoros unos días antes; (F) después de 6 meses; nótese que bajo la malla la esponja ha avanzado muy poco y que fuera de la malla continúa el avance, precedido de mordiscos de peces coralívoros (area blanca) (diámetro del ojo de la malla 3 cm). (G) *Cliona delitrix* en coral *Siderastrea siderea*, San Andrés, mostrando la banda de muerte que rodea la esponja y el oscurecimiento del coral afectado (diámetro aprox. de la esponja 30 cm). (H) *Cliona delitrix*, San Andrés, cubriendo completamente una colonia de coral (diámetro aprox. de la esponja 40 cm).
- Figura 4-9. Valores de flujo génico y distancias entre cuatro poblaciones de *Palythoa caribaeorum* del Caribe colombiano. Se presentan los valores de Nem (migrantes por generación) entre los diferentes pares de poblaciones de *Palythoa caribaeorum*; se incluye las distancias en kilómetros entre las poblaciones muestreadas. Los valores se calcularon según el método de Barton y Slatkin (1986) para alelos privados. SAI: San Andrés Isla, Prv: Isla de Providencia, IF: Isla Fuerte, IG: Isla Grande.
- Figura 4-10. Plano factorial del ACM representando el microhábitat de las especies, según los principales factores físicos y biológicos que determinaron su presencia.
- Figura 4-11. Valores promedio de densidad (superior; raíz cuadrada de densidad, ind m⁻²) y riqueza de juveniles (inferior) para los arrecifes continentales (N=20) y oceánicos (N=30).
- Figura 4-12. Valores promedio de densidad (superior) y riqueza de corales juveniles (inferior) para los rangos de profundidad somero, medio y profundo en los arrecifes continentales (IG+IF) y oceánicos (SA+PR).

- Figura 4-13. A: Panorámica de un arrecife donde se realizó el experimento; las jaulas cerradas que se observan, disminuyen el pastoreo sobre las placas experimentales que circundan, simulando las condiciones de un arrecife con poca cantidad de herbívoros. B: Las bandas que se observan sobre la placa experimental limitan la densidad de propágulos algales que se asientan sobre esta. C: Para simular las condiciones de alta sedimentación que presentan algunos arrecifes, semanalmente se adicionaron sedimentos sobre algunas placas experimentales.
- Figura 4-14. Gel de poliacrilamida presentando patrones de Taq1 RFLPs. *Cliona caribbaea* (1); *C. tenuis* (2-7) (escalera cada 100 pares de bases).
- Figura 4-15. Patrones de ITS2 en un gel en electroforesis en gradiente denaturante (DGGE, 45-90%) para cuatro especies
- Figura 4-16. A-B. Colonias de la esponja *Agelas dipar* durante liberación masiva de gametos (Junio 1, 2005). C-L. Banco Nokomis (Mayo 31, 2005). C. Paisaje general del banco con predominancia de esponjas barril (*Xestospongia muta*). D. Colonia de *Siderastraea siderea*. E. Montículo con *Madracis formosa* y diversas esponjas (por ej., *Aplysina* spp.). F. Colonias de *Porites asteroides* y *P. colonensis*. G. Anemona *Condylactis gigantea*, látigo de mar *Stichopathes lutkeni* y esponjas. H. Fondo arenoso con *Penicillus dumetosus* y algas coralínáceas. I. Colonia de *Agaricia lamarcki*. J. Colonia de *Montastraea cavernosa*. K. Colonia de *Agaricia agaricites*. L. Colonia de *Meandrina meandrites* en forma de vida libre sobre sustrato arenoso.
- Figura 5-1. Áreas de praderas de fanerógamas marinas en el Caribe colombiano. Tomado de INVEMAR 2002b.
- Figura 5-2. Detalle de las áreas cubiertas por pastos marinos en el departamento de La Guajira en las que se resaltan las estaciones de muestreo sobre praderas monoespecíficas de *Thalassia testudinum*. AG Alta Guajira, MG Media Guajira; S somera, P profunda; Puerto Warreo (AGS1); Punta Cocos (AGS2); Cabo de la Vela 1 (AGS3), Cabo de la Vela 2 (AGS4); El Cardón (AGP5); Torima (MGS6), Santa Rosa 1 (MGS7), Santa Rosa 2 (MGP8), Manaure 2 (MGP9), Manaure 1 (MGP10), Musichi (MGP11), Taguaya (MGP12), Ballenas (MGP13) y Mayapo (MGP14). Tomado de LabSI-INVEMAR.
- Figura 5-3. Representación gráfica de la densidad de vástagos promedio en 14 estaciones del departamento de La Guajira, registrados en época de transición a lluvias (agosto de 2005). S somera, P profunda; AG Alta Guajira, MG Media Guajira; Puerto Warreo (AGS1); Punta Cocos (AGS2); Cabo de la Vela 1 (AGS3), Cabo de la Vela 2 (AGS4); El Cardón (AGP5); Torima (MGS6), Santa Rosa 1 (MGS7), Santa Rosa 2 (MGP8), Manaure 2 (MGP9), Manaure 1 (MGP10), Musichi (MGP11), Taguaya (MGP12), Ballenas (MGP13) y Mayapo (MGP14).
- Figura 5-4. Longitud ($\pm$ EE hacia abajo) y ancho promedio ($\pm$ EE hacia arriba) de las hojas de *Thalassia testudinum* en 14 estaciones del departamento de La Guajira registrados en época de transición a lluvias (agosto de 2005). S somera, P profunda; AG Alta Guajira, MG Media Guajira; Puerto Warreo (AGS1); Punta Cocos (AGS2); Cabo de la Vela 1 (AGS3), Cabo de

la Vela 2 (AGS4); El Cardón (AGP5); Torima (MGS6), Santa Rosa 1 (MGS7), Santa Rosa 2 (MGP8), Manaure 2 (MGP9), Manaure 1 (MGP10), Musichi (MGP11), Taguaya (MGP12), Ballenas (MGP13) y Mayapo (MGP14).

Figura 5-5. Porcentajes de pastoreo y epífitos registrados en las estaciones de muestreo del departamento de La Guajira registrados en época de transición a lluvias (agosto de 2005). AG Alta Guajira, MG Media Guajira, S somera, P profunda, Puerto Warreo (AGS1); Punta Cocos (AGS2); Cabo de la Vela 1(AGS3), Cabo de la Vela 2 (AGS4); El Cardón (AGP5); Torima (MGS6), Santa Rosa 1 (MGS7), Santa Rosa 2 (MGP8), Manaure 2 (MGP9), Manaure 1 (MGP10), Musichi (MGP11), Taguaya (MGP12), Ballenas (MGP13) y Mayapo (MGP14).

Figura 5-6. Valores de biomasa foliar y rizoidal de las estaciones de la Alta y Media Guajira registradas en época de transición a lluvias (agosto de 2005). Puerto Warreo (AGS1); Punta Cocos (AGS2); Cabo de la Vela 1(AGS3), Cabo de la Vela 2 (AGS4); El Cardón (AGP5); Torima (MGS6), Santa Rosa 1 (MGS7), Santa Rosa 2 (MGP8), Manaure 2 (MGP9), Manaure 1 (MGP10), Musichi (MGP11), Taguaya (MGP12), Ballenas (MGP13) y Mayapo (MGP14). AG Alta Guajira, MG Media Guajira, S somera, P profunda.

Figura 5-7. Distribución porcentual de las especies más abundantes respecto al total de individuos registrados mediante censos visuales sobre praderas monoespecíficas de *Thalassia testudinum* en el departamento de La Guajira.

Figura 5-8. Distribución porcentual de las especies más abundantes respecto al total de individuos colectados mediante una red de arrastre sobre praderas monoespecíficas de *Thalassia testudinum* en el departamento de La Guajira.

Figura 5-9. Distribución porcentual de las especies en los diferentes grupos taxonómicos a partir de los censos visuales y arrastres sobre praderas monoespecíficas de *Thalassia testudinum* en el departamento de La Guajira.

Figura 5-10. Porcentaje de especies encontradas en cada estación de muestreo a través de censos visuales sobre praderas monoespecíficas de *Thalassia testudinum*. Puerto Warreo (AGS1); Punta Cocos (AGS2); Cabo de la Vela 1(AGS3), Cabo de la Vela 2 (AGS4); El Cardón (AGP5); Torima (MGS6), Santa Rosa 1 (MGS7), Santa Rosa 2 (MGP8), Manaure 2 (MGP9), Manaure 1 (MGP10), Musichi (MGP11), Taguaya (MGP12), Ballenas (MGP13) y Mayapo (MGP14). AG Alta Guajira, MG Media Guajira, S somera, P profunda.

Figura 5-11. Relación porcentual del número de especies encontradas en cada estación de muestreo por medio de arrastres con red sobre praderas monoespecíficas de *Thalassia testudinum*. Puerto Warreo (AGS1); Punta Cocos (AGS2); Cabo de la Vela 1(AGS3), Cabo de la Vela 2 (AGS4); El Cardón (AGP5); Torima (MGS6), Santa Rosa 1 (MGS7), Santa Rosa 2 (MGP8), Manaure 2 (MGP9), Manaure 1 (MGP10), Musichi (MGP11), Taguaya (MGP12), Ballenas (MGP13) y Mayapo (MGP14). AG Alta Guajira, MG Media Guajira, S somera, P profunda. En la estación Santa Rosa 1 (MGS7) no se obtuvo ningún organismo con esta técnica.

- Figura 6-1. Esquema sinóptico de la dinámica temporal de *Rhizophora mangle* en Cocoplum Bay (tomado de Acosta *et al.*, 2005).
- Figura 6-2. Variación del valor medio de la salinidad intersticial durante las épocas secas (enero-marzo) de 1994 y del período 1999-2005 en cinco áreas de manglar de la ecorregión CGSM. Las barras representan el error estándar.
- Figura 6-3. Nivel del agua al interior del bosque de manglar en la estación Rinconada, durante el período 1998-2005.
- Figura 6-4. Densidad de plántulas de las tres especies de mangle, medidas en el 2005 en tres sectores, al interior de cinco estaciones de la CGSM.
- Figura 6-5. Relación entre la densidad de propágulos, la densidad de plántulas y el nivel de agua en las estaciones ANE: Aguas Negras, CG: Caño Grande, KM: Km 22, LU: Luna y RIN: Rinconada, durante los cuatro trimestres del año 2005.
- Figura 6-6. Área basal ($\text{m}^2 \text{ ha}^{-1}$) para *A. germinans* (a), *L. racemosa* (b) y *R. mangle* (c), en cinco áreas de manglar de la CGSM durante el período 1995-2005.
- Figura 6-7. Variación de los promedios ($\pm$ error estándar) de la tasa de caída de hojarasca ($\text{g}/\text{m}^2/\text{día}$) de octubre y noviembre, desde 1995 hasta 2005 en las parcelas de monitoreo del bosque de *R. mangle* de la Bahía de Chengue.
- Figura 7-1. Densidades promedio (Ind. m^{-2}) obtenidas para *C. pica* en diferentes estaciones ubicadas en litorales rocosos del sector de Santa Marta y PNNT. Las extensiones de las barras corresponden al error estándar (fuente: Osorno, 2005).
- Figura 8-1. Ubicación de los fondos blandos dentro de los límites del Caribe y Pacífico colombiano; estos presentan una cobertura geográfica del 99.5% de los fondos marinos colombianos. La barra indica la profundidad y altitud medida en metros.
- Figura 8-2. Comparación de la riqueza porcentual de los diferentes taxa muestreados en cada profundidad (10 y 50 m).
- Figura 9-1. Diversidad de Zoantharia en términos de especies, géneros y familias a nivel mundial, en el Caribe y Colombia
- Figura 9-2. Proporción de los individuos de *C. pica* en los diferentes estadios de madurez sexual para cada mes del periodo de estudio (Mayo-2003 a Abril-2004) en el sector de Santa Marta ($n=181$).
- Figura 10-1. Producción pesquera interanual industrial y artesanal para el Caribe y Pacífico colombianos (1990-2004). Tomado del servicio nacional de estadísticas pesqueras del INPA (<http://www.inpa.gov.co/inpa.nsf>) y del grupo de Investigaciones de la Subgerencia de Pesca del INCODER.

- Figura 10-2. Composición de los recursos pesqueros extraídos en el Pacífico colombiano (1990-2004).
- Figura 10-3. Composición de la captura de pescados en el Pacífico colombiano (1990-2004).
- Figura 10-4. Composición de la captura de crustáceos en el Pacífico colombiano (1990-2004).
- Figura 10-5. Composición de la captura de moluscos en el Pacífico colombiano (1990-2004).
- Figura 10-6. Composición de la captura de los recursos pesqueros extraídos en el Caribe colombiano (1990-2004).
- Figura 10-7. Composición de la captura de pescados en el Caribe colombiano (1990-2004).
- Figura 10-8. Composición de la captura de crustáceos en el Caribe colombiano (1990-2004).
- Figura 10-9. Composición de la captura de moluscos en el Caribe colombiano (1990-2004).
- Figura 10-10. Variación anual de las capturas comerciales en la CGSM discriminadas por grupos de especies (2000-2005). Fuente SIPEIN® V.3.0.
- Figura 10-11. Composición de las capturas comerciales de moluscos y crustáceos entre años para la CGSM (2000-2005). Fuente SIPEIN® V.3.0.
- Figura 10-12. Composición de las capturas comerciales de pescados entre años para la CGSM (2000-2005). Fuente SIPEIN® V.3.0.
- Figura 10-13. Variación anual de la CPUE promedio (+EE) multiespecífica de peces para la atarraya y trasmallo en la CGSM (2000-2005). Fuente: SIPEIN® V.3.0.
- Figura 10-14. Variación anual de la captura promedio (+EE) multiespecífica y su ubicación respecto al PRL en la CGSM. Valores por encima de PRL están en un área no deseada. Fuente: SIPEIN® V.3.0.
- Figura 10-15. Variación anual de las tallas media de captura para las principales especies ícticas de la CGSM y su ubicación con respecto al PRL (talla media de madurez sexual).
- Figura 10-16. Variación anual de los ingresos económicos ($IT \pm EE$) por pescador en la CGSM y su ubicación con respecto a los costos variables (CV) y una renta umbral (Q).
- Figura 10-17. Variación anual de las capturas comerciales en ZDERS discriminadas por grupo de especies (2001-2005). Entre paréntesis se presenta el número de meses monitoreados por año. Fuente: SIPEIN V.3.0 del proyecto Plan de seguimiento y monitoreo de la Zona Deltaico Estuarina del río Sinú “ZDERS” coordinado por la oficina de Coordinación de Servicios Científico del INVEMAR.

- Figura 10-18. Composición de las capturas comerciales de pescados entre años para la ZDERS (2001-2005). Fuente: proyecto Plan de seguimiento y monitoreo de la Zona Deltaico Estuarina del río Sinú “ZDERS” coordinado por la Coordinación de Servicios Científico del INVEMAR.
- Figura 10-19. Composición de las capturas comerciales de (a) moluscos y (b) crustáceos entre años para la ZDERS (2001-2005). Fuente: proyecto Plan de seguimiento y monitoreo de la Zona Deltaico Estuarina del río Sinú “ZDERS” coordinado por la Coordinación de Servicios Científico del INVEMAR.
- Figura 10-20. Variación anual de la CPUE promedio (+EE) de multiespecies de peces para la atarraya y trasmallo en la ZDERS (2001-2005). Fuente: proyecto Plan de seguimiento y monitoreo de la Zona Deltaico Estuarina del río Sinú “ZDERS” coordinado por la Coordinación de Servicios Científico del INVEMAR.
- Figura 10-21. Variación anual de la captura promedio (+EE) multiespecífica y su ubicación respecto al PRL en la ZDERS. Valores por encima de PRL están en un área no deseada. Fuente: proyecto Plan de seguimiento y monitoreo de la Zona Deltaico Estuarina del río Sinú “ZDERS” coordinado por la Coordinación de Servicios Científico del INVEMAR.
- Figura 10-22. Variación anual de las tallas media de captura para las principales especies ícticas de la ZDERS y su ubicación con respecto al PRL (talla media de madurez sexual). Fuente: proyecto Plan de seguimiento y monitoreo de la Zona Deltaico Estuarina del río Sinú “ZDERS” coordinado por la Coordinación de Servicios Científico del INVEMAR.
- Figura 10-23. Variación anual de los ingresos económicos ($IT \pm EE$) por pescador en la ZDERS y su ubicación con respecto a los costos variables (CV) y una renta umbral (Q). Fuente: proyecto Plan de seguimiento y monitoreo de la Zona Deltaico Estuarina del río Sinú “ZDERS” coordinado por la Coordinación de Servicios Científico del INVEMAR.
- Figura 10-24. Mapas de cuartiles y mapas de kriging para la densidad de juveniles y adultos, respectivamente ($\text{ind}/1256.64 \text{ m}^2$), en el Archipiélago NSR durante ambas épocas climáticas.
- Figura 10-25. Mapas de densidad de juveniles de *S.gigas* ($\text{ind}/1256\text{m}^2$) en el archipiélago de San Bernardo.
- Figura 10-26. Tipos de fondos potenciales para *S.gigas* en el Archipiélago Nuestra Señora del Rosario. Se señalan las áreas críticas de desove (Isla Tesoro y Bajo Tortugas) y crianza (Isla Arena).
- Figura 10-27. Tipos de fondos potenciales para *S.gigas* en el Archipiélago de San Bernardo. Se señalan las áreas de crianza.
- Figura 10-28. Curvas de sobrevivencia y de tasas de crecimiento provenientes de individuos de *S.gigas* expuestos experimentalmente a 3 tipos de fondos durante 6 meses en el Archipiélago Nuestra Señora del Rosario en 2005. Se señalan los ajustes para cada tipo de fondo.

- Figura 10-29. Costa Pacífica colombiana, destacando las dos sub áreas de muestreo y la zona de pesca de camarón de aguas someras.
- Figura 10-30. Embarcaciones pesqueras de la flota industrial del Pacífico colombiano usadas en los cruceros de pesca experimental. A = Alexander, B = Lusitano.
- Figura 10-31. Composición en peso (kg) y porcentaje de las capturas en la sub-área centro norte.
- Figura 10-32. Composición en peso (kg) y porcentaje de las capturas en la sub-área centro sur.
- Figura 10-33. Efecto de exclusión de la red prototipo sobre los componentes de la captura (CO, CI y D), discriminado por sub-áreas.
- Figura 10-34. Composición porcentual por especies de la captura en peso discriminada por arte de pesca en (a) la CGSM y (b) en ZDERS para 2005.
- Figura 10-35. Área de estudio. Complejo de la Ciénaga Grande de Santa Marta y Pajarales (CGSM y CP) con sus respectivos sitios de muestreo: Complejo de Salamanca Occidental (CGSM1), Complejo del Santuario Fauna y Flora (CGSM2) y desembocaduras de los ríos de la Sierra Nevada de Santa Marta (CGSM3); ciénaga del Totumo (C. Totumo); Embalse El Guájaró (E. Guájaró); y las del río Sinú: ciénagas de Cotocá (C. Cotocá) y Grande de Lórica (C. Grande de Lórica). Los triángulos indican los centros piscícolas: Centro de Investigación Piscícola de Repelón (CPRE); el Centro Piscícola del SENA Agropecuario (CPSE) y la granja piscícola “La Katia” (GPLK). Cortesía del Laboratorio SIG del INVEMAR.
- Figura 10-36. Dendrograma de clasificación jerárquica calculado a partir de las distancias de Mahalanobis entre los centroides obtenidos del análisis discriminante libre del efecto del tamaño. El método de agrupamiento fue el promedio aritmético no ponderado (UPGMA).
- Figura 10-37. Relaciones genéticas entre las poblaciones naturalizadas y domesticadas de *O. niloticus* en el norte de Colombia, basadas en la distancia genética insesgada de Nei (Nei, 1987). El método de agrupamiento usado fue el UPGMA. Las poblaciones con asterisco son las domesticadas. El valor en los nodos indica los porcentajes de los ‘bootstrap’ estimados de 1000 réplicas.
- Figura 10-38. Análisis de correspondencias factoriales para la población de *O. niloticus* discriminada en tres linajes mediante el programa PartitionML. Las letras indican los tres linajes identificados.
- Figura 10-39. Proporción de individuos de cada uno de los linajes identificados (A, B y C) distribuidos en las diferentes localidades muestreadas.
- Figura 10-40. Variación interanual del IOS, de la salinidad media y la captura de Mojarra lora en CGSM-CP de 1995-2005.

- Figura 11-1. Modelo digital de elevación mar territorial para el Caribe y Pacífico colombiano, donde se indica la ubicación de los accidentes submarinos más relevantes. Montes/Colinas submarinas del sector Bajo Alicia-Bajo Nuevo (1); elevación de Beata (2); elevación Mono (3); montes/colinas submarinos del sector de San Andrés y Providencia (4); Sector sur del cinturón deformado del Sinú (5); Abanico del Magdalena y sistema de cañones submarinos (6); cañón submarino de la Aguja y estribaciones de la Sierra Nevada de Santa Marta (7); cañones submarinos de la Guajira (8), Dorsal de Malpelo (9); fosa Colombia (10); talud continental del norte del Pacífico (11); elevación submarina de Isla Gorona (12); Cañones submarinos del Río San Juan (13).
- Figura 11-2. Mapa del Caribe colombiano con la ubicación de las tres localidades con presencia de comunidades coralinas de profundidad. La Guajira (-70 m), Santa Marta (-200 m) y frente a Islas de San Bernardo (-150 m). Los triángulos representan los registros de *Lophelia pertusa*.
- Figura 12-1. Delimitación UAC-LLAS.
- Figura 12-2. Delimitación UAC-Darién
- Figura 12-3. Ubicación de la UAC VNSNSM
- Figura 12-4. Sitios seleccionados por MARXAN para el escenario de “No reserva”
- Figura 12-5. Sitios seleccionados por MARXAN para el escenario de “UP Semilla”
- Figura 12-6. Áreas con mayor heterogeneidad de hábitats y áreas marinas protegidas existentes del SINAP en el Caribe continental colombiano.

Índice de tablas

- Tabla 1-1. Algunas cifras importantes de las áreas marinas y costeras de Colombia (Tomado de INVEMAR, 2002).
- Tabla 2-1. Tasas de erosión calculadas a partir de fotografías aéreas entre los años 1938 y 2003, para la zona costera del norte del departamento de Córdoba (Rangel, 2004).
- Tabla 2-2. Evolución de la línea de costa de los departamentos de Córdoba y Antioquia, entre los años 1962 y 1998 (Tomado de Palacio y Restrepo, 1999).
- Tabla 3-1. Agentes contaminantes emitidos por algunas industrias en Colombia. (Fuente: Pachón, 2004).
- Tabla 3-2. Cargas procedentes de tributarios continentales en el Caribe colombiano.
- Tabla 3-3. Cargas procedentes de tributarios continentales en el Pacífico colombiano.
- Tabla 3-4. Valores de descarga de las poblaciones costeras con influencia directa al Mar Caribe. Fuente Población: DANE, Censo 1993 y Proyecciones por municipios a 2004.
- Tabla 4-1. Diversidad genotípica de *P. caribaeorum* a nivel de subpoblaciones (codificadas como 1 y 2) y para cada población (excepto Isla Fuerte). Nc representa el número de genotipos para el locus Mfra-gtt1; N = número de individuos; Go = diversidad genotípica.
- Tabla 4-2. Valores de Fst para pares de poblaciones calculados según Weir y Cockerham (1984), este estima el grado de divergencia entre las poblaciones estudiadas.
- Tabla 4-3. Índice de Valor de Importancia Relativo (%) para los géneros observados en los arrecifes continentales y oceánicos. El IVI está basado en frecuencia, densidad y cobertura relativa de juveniles / 300. Espacios en blanco indican ausencia de juveniles.
- Tabla 4-4. Cambio temporal (2004-2005) para abundancia (COL), área total de tejido vivo sano (cm²; ATTVS) y Mortalidad parcial (cm²; MP) - = Pérdida. * = Por confirmar. San Andrés
- Tabla 4-5. Diversidad de clados de zooxantelas asociados a diferentes especies de corales y octocorales en los arrecifes adyacentes a Cartagena a partir de los patrones de Taq1 RFLPs de la secuencia del gen 18S ARNr.
- Tabla 4-6. Valores medios de diversidad y riqueza de especies de peces en arrecifes coralinos y rocosos y resultados de pruebas de comparación entre los hábitats.
- Tabla 4-7. Valores medios del Índice de Complejidad Topográfica (ICT) a diferentes escalas espaciales y sus diferencias entre dos hábitats arrecifales. ICT= Índice de Complejidad Topográfica.
- Tabla 4-8. Índice de Complejidad Topográfica calculado con base en mediciones hechas a diferentes escalas espaciales y su correlación con la riqueza de especies de peces en dos hábitats arrecifales de Isla Gorgona.

- Tabla 4-9. Diversidad de peces clientes y frecuencia de interacciones de limpieza entre *Bodianus diplotaenia*, *Jobnrandallia nigrirostris* y cada especie cliente. Valores calculados con respecto al total de interacciones observadas en cada hábitat. *= Especies que fueron observadas siendo limpiadas por *J. nigrirostris* en el arrecife coralino por fuera de los muestreos realizados.
- Tabla 5-1. Promedio (PROM) y error estándar (EE) de cada uno de los atributos evaluados de la pradera de *Thalassia testudinum* por fecha de monitoreo en la Bahía de Chengue por la red CARICOMP. Se incluyen los promedios generales para Chengue entre 1994 y 2005 (PROM 94-05). *=No existe información.
- Tabla 5-2. Relación del contenido de materia orgánica en el sedimento y profundidad en praderas de *Thalassia testudinum*, en 14 estaciones de muestreo en el departamento de La Guajira, registrados en época de transición a lluvias (agosto de 2005).
- Tabla 5-3. Crecimiento y productividad foliar de *Thalassia testudinum* en el área de Bahía Portete (Puerto Warreo) y el Cabo de la Vela, registrados en época de transición a lluvias (agosto de 2005).
- Tabla 5-4. Especies, frecuencia de ocurrencia (FREC.; %), abundancia (AB; N) y densidad media (DENS.) de invertebrados y peces m⁻² registrados en las diferentes zonas del área de estudio mediante censos visuales sobre praderas monoespecíficas de *Thalassia testudinum*.
- Tabla 5-5. Especies, frecuencia de ocurrencia (FREC.; %), abundancia (AB; N) y densidad media (DENS.) de invertebrados y peces m⁻² registrados en las diferentes zonas del área de estudio mediante arrastres con red sobre praderas monoespecíficas de *Thalassia testudinum*.
- Tabla 5-6. Comparación temporal de variables promedio estructurales y funcionales para *Thalassia testudinum* en San Andrés Isla. La prueba estadística fue realizada incluyendo y excluyendo el año 2004.
- Tabla 6-1. Cobertura estimada de manglar (ha) vivo y muerto por departamento para las costas colombianas, según datos de ¹Sánchez-Páez et al., 2004; ²Restrepo y Villamil, 2005; ³López y Sierra, 2005; ⁴CORPOURABÁ, 2002; ⁵CVC, 2001. nd= dato no disponible.
- Tabla 6-2. Dinámica temporal (2001-2005) de *Rhizophora mangle* en Cocoplum Bay. Valores promedio. nc = Variable no cuantificada. PLAN = plántulas
- Tabla 6-3. Comparación espacial de *Rhizophora mangle* para plántulas y adultos en Cocoplum Bay (2005). Valores promedio $\pm$ Desviación estándar. PLAN = plántulas
- Tabla 6-4. Índice de valor de importancia (IVI) de las cuatro especies de mangle encontradas en el departamento (Tomada de López y Sierra, 2005)
- Tabla 6-5. Promedios (PROM) y error estándar (EE) de los atributos estructurales estimados para el bosque de *R. mangle* por año de monitoreo en tres parcelas en la Bahía de Chengue. *= No se reporta porque se calcula con la altura de los árboles, los cuales no han sido medidos desde el año 2001. 1 = según Golley et al. (1962).

- Tabla 7-1. Listado taxonómico de la macrofauna y macroflora (algas) asociada con *C. pica* en la zona intermareal de diferentes litorales rocosos del Caribe colombiano.
- Tabla 7-2. Medidas de tendencia central (MTC) obtenidas para *C. pica* en diferentes estaciones ubicadas en litorales rocosos del sector de Santa Marta y PNNT. Las MTC corresponden a la media y a la moda del diámetro de la base de la concha de *C. pica* en mm (fuente: Osorno, 2005).
- Tabla 7-3. Comparación temporal de variables para organismos sésiles y organismos móviles en el ecosistema de Litoral Rocoso de Cove, San Andrés. + representa ganancia; - pérdida en el tiempo y espacio en blanco = no cambio respecto al t0. Cada año agrupa los 3 transectos.
- Tabla 7-4. Comparación para variables de organismos sésiles y móviles entre el área contaminada (2 transectos) vs. control en el ecosistema de Litoral Rocoso de Cove, San Andrés. Se detalla el cambio temporal de las variables (2003, 2004 y 2005).
- Tabla 7-5. Comparación de variables para organismos sésiles y móviles entre las tres zonas del Litoral Rocoso, Cove - San Andrés. Por variable y por zona se totalizaron los 3 transectos. Solo datos para el 2005.
- Tabla 9-1. Expediciones científicas más relevantes realizadas en el Caribe y Pacífico colombianos.
- Tabla 9-2. Listados nacionales de fauna y flora marinas de Colombia. Datos consolidados de las revisiones hechas por ¹Betancur y Martínez (2003). ²Zea (1987, 1998). ³Reyes y Barrios (1998). ⁴Barrios *et al.* (2002). ⁵Sánchez (en prep.). ⁶Acosta *et al.* (en revisión). ⁷Reyes (2000). ⁸Lattig y Reyes (2001). ⁹Bejarano *et al.* (2001). ¹⁰Reyes y Santodomingo (2002). ¹¹Díaz y Puyana (1994). ¹²Arboleda (2002). ¹³Gracia *et al.* (2004). ¹⁴Ardila *et al.* (2005a). ¹⁵Ardila (2000). ¹⁶Díaz *et al.* (2000). ¹⁷Gracia *et al.* (2005a). ¹⁸Gracia *et al.* (2005b). ¹⁹Báez y Ardila (2003). ²⁰Quiroga *et al.* (2004). ²¹Campos *et al.* (2003). ²²Lemaitre y Álvarez-León (1992). ²³Arango (2000). ²⁴Borrero-Pérez *et al.* (2003a). ²⁵Benavides *et al.* (2005). ²⁶Borrero-Pérez y Benavides-Serrato (2004a). ²⁷Borrero-Pérez *et al.* (2002a). ²⁸Borrero-Pérez y Benavides-Serrato (2004b). ²⁹Borrero-Pérez *et al.* (2002b). ³⁰Flórez y Montoya (2003). ³¹Díaz-Púlido y Díaz-Ruiz (2003). ³²Bula-Meyer (1998). (a) 23 morfotipos, 18 especies identificadas (-) no hay consolidado disponible. FAM: No. de familias, GEN: No. de géneros, SP: No. de especies.
- Tabla 9-3. Listado de especies de Zoantharia de Colombia. La distribución espacial de las especie se presenta siguiendo las eco-regiones definidas en el Programa Nacional de Investigación en Biodiversidad Marina y Costera PNIBM (INVEMAR, 2000): SAN, archipiélago de San Andres y Providencia; TAY, Tayrona; MAG, Magdalena; ARCO, archipiélagos coralinos de San Bernardo e Islas del Rosario; MOR, Golfo de Morrosquillo; PACI, Pacífico. Fuente Acosta *et al.*, (en revisión).
- Tabla 9-4. Número de lotes del Museo de Historia Natural Marina de Colombia desde antes de su conformación (Año 1997) y estado de avance de lotes catalogados al año 2005. Registros biológicos incluidos en el Sistema de Información sobre Biodiversidad Marina de Colombia, y el porcentaje de lotes sistematizados con respecto al número de lotes catalogados.

- Tabla 9-5. Lista de corales hermatípicos juveniles del Caribe colombiano referenciados en el MUJ.
- Tabla 10-1. Comparación de valores de densidad media de *S. gigas* en el Caribe determinados por conteo visual en diferentes estudios (modificado de Stoner y Ray-Culp, 1996).
- Tabla 10-2. Valores de la densidad (ind ha⁻¹) de juveniles *S. gigas* reportadas en el Caribe en los últimos años.*(En: Tewfik y Guzmán 2003).
- Tabla 10-3. Diversidad por tipo de población de *O. niloticus* en el norte de Colombia. n es el tamaño de la muestra; Na es el número de alelos, los valores entre paréntesis es el número de alelos únicos; He es la heterocigosidad esperada; Ho es la heterocigosidad observada. Los valores entre paréntesis de estas dos variables corresponden a las desviaciones estándar.
- Tabla 10-4. Producción de camarón (Pencidos) de cultivo en las costas Caribe y Pacífica de Colombia en 2005. Fuente: Asociación Nacional de Acuicultores de Colombia – ACUANAL.
- Tabla 12-1. Objetos de conservación utilizados en MARXAN para la selección de sitios. k: valor de conservación, Ck: porcentaje requerido.
- Tabla 12-2. Resumen de datos de las dos mejores soluciones.
- Tabla 12-3. Superficie y distribución de los hábitats marinos costeros en los sistemas costeros del Caribe continental colombiano.
- Tabla 12-4. Área ocupada por AMP en cada sistema costero del Caribe continental colombiano. SFF: Santuario de Fauna y Flora; PNN: Parque Nacional Natural.
- Tabla 12-5. Distribución de cada uno de los hábitats marino costeros (en porcentaje de área) dentro de cada una de las AMP del SINAP a lo largo del Caribe continental colombiano y su grado de representatividad (a: excelentemente representado; b: bien representado; c: subrepresentado; d: no representado) (se sombrea en negro cuando el hábitat no está presente).

Listado de autores

Coordinación General del Informe

Jesús Garay Tinoco (jgaray@invemar.org.co)
Subdirector de Coordinación de Investigaciones

Edición

Juan Carlos Narváez B (jnarvaez@invemar.org.co) ¹

MARCO GEOGRÁFICO

Blanca Oliva Posada (bposada@invemar.org.co) ²
Daniel M. Rozo (drozo@invemar.org.co) ³

Capítulo I - Estado del Medio Ambiente Abiótico

ASPECTOS FÍSICOS DEL MEDIO MARINO

Blanca Oliva Posada (bposada@invemar.org.co) ²

LA CALIDAD AMBIENTAL MARINA Y COSTERA EN COLOMBIA

Bienvenido Marín Z. (bienve@invemar.org.co) ⁴
Walberto Troncoso (wtroncoso@invemar.org.co) ⁴
Lizbeth Janet Vivas (janeti@invemar.org.co) ⁴
Martha L. Gómez (mlgomez@invemar.org.co) ⁴

Capítulo II - Estado de los Ecosistemas Marinos y Costeros

ESTADO DE LOS ARRECIFES CORALINOS EN COLOMBIA

Consideración Inicial al Estado de los Arrecifes en el 2005

Monitoreo SIMAC y Evaluación en el Área de Santa Marta

Alberto Rodríguez-Ramírez (betorod@invemar.org.co) ⁵
María Catalina Reyes-Nivia (catareyes@invemar.org.co) ⁵
Raúl Navas-Camacho (rnavas@invemar.org.co) ⁵
Johanna Vega-Sequeda (johanna_vega@invemar.org.co) ⁵
Julián Olaya (julianolaya80@yahoo.com) ⁵
Guillermo Duque (gduque@invemar.org.co) ⁵
Jaime Garzón-Ferreira (jgarzon@invemar.org.co) ⁵
Fernando Zapata (fazapata@univalle.edu.co) ⁶
Carlos Orozco (calotoro@yahoo.com) ⁷

Blanqueamiento Coralino en Colombia Durante el Año 2005

Diego L. Gil-Agudelo (diego.gil@invemar.org.co) ⁵
Jaime Garzón-Ferreira (jgarzon@invemar.org.co) ⁵
Alberto Rodríguez-Ramírez (betorod@invemar.org.co) ⁵
María Catalina Reyes-Nivia (catareyes@invemar.org.co) ⁵
Raúl Navas-Camacho (rnavas@invemar.org.co) ⁵
Dagoberto E. Venera-Pontón (dagovenera@gmail.com) ⁸
Guillermo Díaz-Pulido (guillermo.diaz@unimag.edu.co) ⁸
Juan Armando Sánchez (juansanc@uniandes.edu.co) ⁹

María Clara Hurtado (mar-hurt@uniandes.edu.co)⁹
Carlos Orozco (calotoro@yahoo.com)⁷

Evaluación Rápida del Impacto del Huracán Beta sobre los Ecosistemas Marinos y Costeros en La Isla de Providencia

Alberto Rodríguez-Ramírez (betorod@invemar.org.co)⁵
María Catalina Reyes-Nivia (catareyes@invemar.org.co)⁵

Socavado Esquelético y Mortalidad Coralina por Esponjas Excavadoras Incrustantes en San Andrés e Islas del Rosario

Sven Zea (szea@invemar.org.co; sezeas@unal.edu.co)¹⁰
Mateo López-Victoria (mateo.lopez-victoria@bio.uni-giessen.de)¹¹
Ernesto Weil (eweil@caribe.net)¹²
Andia Chaves-Fonnegra (andia@invemar.org.co)¹⁰
Juan Carlos Márquez (jcmárquez@invemar.org.co)¹⁰
Carmenza Duque (cduqueb@unal.edu.co)¹³
Leonardo Castellanos (lcastellanosh@unal.edu.co)¹³

Investigaciones desde la Perspectiva de la Conectividad y el Reclutamiento Coralino para el Entendimiento del Estado, Estructura y Dinámica de los Arrecifes Coralinos (Caribe).

Acosta Alberto (laacosta@javeriana.edu.co)¹⁴
Johanna Katherine Bernal (johanna.bernal@javeriana.edu.co)¹⁴
Juliana Jaramillo-González (juljaramillo@gmail.com)¹⁴
Diana Mariño-Correa (dianitamarino@gmail.com)¹⁴
Margarita Ordoñez (caxulex@hotmail.com)¹⁴
Juan Camacho (quicapu@yahoo.com)¹⁴
Manuel Ruiz (mruiiz@javeriana.edu.co)¹⁴
Diana Álvarez (dalvarez@javeriana.edu.co)¹⁴

Efectos Sinérgicos de la Sedimentación, Herbivoría, Asentamiento Algal y Localidad Sobre el Reclutamiento y Desarrollo de Algas en los Arrecifes del Parque Tayrona, Caribe Colombiano

Guillermo Díaz-Pulido (guillermo.diaz@unimag.edu.co)⁸
Alejandro Rangel-Campo (ajrangelc@gmail.com)⁸
Martha Díaz-Ruiz (mardiaz@invemar.org.co)⁵
Lenin Florez-Leiva (lenin.florez@gmail.com)⁸
Dagoberto E. Venera-Pontón (dagovenera@gmail.com)⁸

Investigaciones desde la Perspectiva de la Biología Molecular Marina que Apoyan al Conocimiento del Estado, Funcionamiento y Dinámica de los Arrecifes Coralinos (Caribe)

Juan Armando Sánchez (juansanc@uniandes.edu.co)⁹
Carolina Camargo (c-camar1@uniandes.edu.co)⁹
Alejandro Grajales (a-grajal@uniandes.edu.co)⁹
Ingrid Torres (i-torres@uniandes.edu.co)⁹
Isabel Porto (i-porto@uniandes.edu.co)⁹
Catalina Aguilar (cat-agui@uniandes.edu.co)⁹
Nini Johanna Cadena (ni-caden@uniandes.edu.co)⁹
Martha Cárdenas (martcard@uniandes.edu.co)⁹
Marcella García Carrillo (adrian-g@uniandes.edu.co)⁹
María Clara Hurtado (mar-hurt@uniandes.edu.co)⁹

Carlos Umaña (ca-umana@uniandes.edu.co)⁹
Daniel Dorado (d-dorado@uniandes.edu.co)⁹
María Paula Rozo (p-rozo@uniandes.edu.co)⁹
Silvia Cáceres (s-cacere@uniandes.edu.co)⁹
Nelson Manrique (na.manrique47@uniandes.edu.co)⁹
Néstor Ardila (ne.ardila23@uniandes.edu.co)⁹
Víctor Piñeros (vj.pineros25@uniandes.edu.co)⁹

Estructura de la Comunidad de Macroinvertebrados Bioerosionadores y Fauna Asociada a Esqueletos de Corales Masivos en la Bahía de Gaira

Carlos Gómez Soto (carlos_egomez@yahoo.com)¹⁵
Tatiana Rico Buitrago (coralesbioerosion@yahoo.com)¹⁵
Adolfo Sanjuan Muñoz (adolfo.sanjuan@utadeo.edu.co)¹⁵
Andrés Franco Herrera (andres.franco@utadeo.edu.co)¹⁵

Contribuciones al Conocimiento del Estado, Funcionamiento y Dinámica de las Comunidades de Peces en Formaciones Coralinas del Pacífico colombiano
(Autores en orden alfabético)

Adriana Alzate Vallejo (adriana_alzate@yahoo.com)⁶
Tania J. Llanes (llanestania@gmail.com)⁶
Melina Rodríguez-Moreno (Melina.Rodriguez-Moreno@bio.uni-giessen.de)¹¹
Fernando A. Zapata (fazapata@univalle.edu.co)⁶

ESTADO DE LAS PRADERAS DE PASTOS MARINOS EN COLOMBIA

Monitoreo de Thalassia testudinum en la Bahía de Chengue, PNN Tayrona: 1994-2005

Alberto Rodríguez-Ramírez (betorod@invemar.org.co)⁵
Raúl Navas-Camacho (rnavas@invemar.org.co)⁵
María Catalina Reyes-Nivia (catareyes@invemar.org.co)⁵

Estructura vegetal y productividad foliar de praderas de Thalassia testudinum (Banks ex König, 1805) en el departamento de La Guajira, Caribe colombiano

Diana I. Gómez-López (; dgomez@invemar.org.co)^{5, 16}
Guillermo Duque (gduque@invemar.org.co)⁵
Paola A. Garzón (paola.garzon@invemar.org.co)⁵

Relación de la macrofauna epibentónica asociada a praderas de Thalassia testudinum (Banks ex König) en la plataforma continental del área de la Guajira, Caribe colombiano

Guillermo Duque (gduque@invemar.org.co)⁵
Diana I. Gómez-López (dgomez@invemar.org.co)^{5, 16}
Adriana Aguirre⁵

Monitoreo de la Estructura y Función de Thalassia testudinum en San Andrés Isla desde el año 2001 al presente

Pontificia Universidad Javeriana, Departamento de Biología, Unidad de Ecología y Sistemática
Alberto Acosta (laacosta@javeriana.edu.co)¹⁴
Luisa Dueñas¹⁴
María Rueda-Páramo¹⁴
Mariana Rojas-Laserna¹⁴

Recomendaciones

Diana I. Gómez-López (dgomez@invemar.org.co)^{5,16}

ESTADO DE LOS ESTUARIOS Y MANGLARES EN COLOMBIA

Luisa Fernanda Espinosa (lespinosa@invemar.org.co)⁴
Jorge Restrepo Martínez (jrestrepo@invemar.org.co)⁴
Carlos Villamil Echeverri (carlos.villamil@invemar.org.co)⁴
Rodrigo A. Gamba-Blanco (rgamba@javeriana.edu.co)¹⁴
Alberto Acosta (laacosta@javeriana.edu.co)¹⁴
Alberto Rodríguez-Ramírez (betorod@invemar.org.co)⁵
Raúl Navas-Camacho (rnavas@invemar.org.co)⁵
María Catalina Reyes-Nivia (catareyes@invemar.org.co)⁵
Sonia Bejarano (sb277@exeter.ac.uk)¹⁷

ESTADO DE LOS LITORALES ROCOSOS EN COLOMBIA

Estado actual en el Caribe

Adriana Osorno (adrianaosorno@invemar.org.co)⁵
Guillermo Duque (gduque@invemar.org.co)⁵

Dinámica espacio-temporal de la comunidad móvil y sésil del ecosistema Litoral Rocoso: el caso de Cove-San Andrés Isla

Alberto Acosta (laacosta@javeriana.edu.co)¹⁴
Nohelia Farías¹⁴
Paola López¹⁴

ESTADO DE LOS FONDOS BLANDOS EN COLOMBIA

Introducción

Ángela Guzmán-Alvis (aiguzmana@palmira.unal.edu.co)¹⁸
Néstor E. Ardila (ne.ardila23@uniandes.edu.co)¹⁹
Adriana Gracia C. (agracia@invemar.org.co)⁵

Diversidad de la Macrofauna en el Departamento de La Guajira

Andrea Polanco F. (apolanco@invemar.org.co)^{5,16}
Norella Cruz¹⁶
Guillermo Duque (gduque@invemar.org.co)⁵
Adriana Gracia C. (agracia@invemar.org.co)⁵
Paola Flórez (paola.florez@invemar.org.co)⁵
Javier Reyes (jreyes@invemar.org.co)⁵
Nadiezhdha Santodomingo (nadiaks@invemar.org.co)⁵
Erlenis Montalvo (erlenis_fontalvo@invemar.org.co)⁵
Luis Gómez (luis.gomez@invemar.org.co)⁵
Julio Quintero (julio.quintero@invemar.org.co)⁵

Diversidad de la fauna del Pacífico colombiano

Luz Marina Mejía (mardeluz@invemar.org.co)⁵
Jaime Cantera (jaime.cantera@freplata.org)⁶

Capítulo III - Estado de la Diversidad de Especies

Inventarios de diversidad de especies marinas en Colombia

Nadiezhdha Santodomingo (nadiaks@invemar.org.co)⁵
Martha Díaz-Ruiz (mardiaz@invemar.org.co)⁵
Diana Isabel Gómez-López (digomez@invemar.org.co)^{5,16}
Adriana Gracia (agracia@invemar.org.co)⁵
Gabriel Navas (gnavas@invemar.org.co)⁵
Adriana Osorno (adrianaosorno@invemar.org.co)⁵
Javier Reyes (jreyes@invemar.org.co)⁵
Juan Manuel Díaz Merlano (jmdiaz@humboldt.org.co)²⁰
Alberto Acosta (laacosta@javeriana.edu.co)¹⁴
Mauricio Casas (eder.casas@javeriana.edu.co)¹⁴
Martha Y. Vallejo (vallejom@javeriana.edu.co)¹⁴
Elvira María Alvarado Chacón (elvira.alvarado@utadeo.edu.co)¹⁵
Néstor E. Ardila (ne.ardila23@uniandes.edu.co)¹⁹
Diana Báez (dpbaez@yahoo.com)¹⁰

Capítulo IV - Estado de los Recursos Sometidos a Explotación

ESTADO DE LOS RECURSOS SOMETIDOS A EXPLOTACIÓN

Juan Carlos Narváez B. (jnarvaez@invemar.org.co)¹
Jacobó Blanco (jblanco@invemar.org.co)¹
Mario Rueda (mrueda@invemar.org.co)¹
Efraín Vitoria (eaviloria@invemar.org.co)¹

ESTADO DE LA POBLACIÓN DEL CARACOL PALA *Strombus gigas* EN EL PARQUE NACIONAL NATURAL CORALES DEL ROSARIO Y SAN BERNARDO

Mario Rueda (mrueda@invemar.org.co)¹
Carolina García (cgv@invemar.org.co)³

EFFECTOS SOBRE LA BIODIVERSIDAD DEBIDOS A LA PESCA (CAPTURA INCIDENTAL)

Evaluación del impacto de la pesca industrial

Mario Rueda (mrueda@invemar.org.co)¹
Jorge Augusto Angulo (jangulo@invemar.org.co)¹
Nayibe Ahumada (nmadrid@invemar.org.co)¹
Farit Ricco (farit.ricco@invemar.org.co)¹
Alexander Girón (alegimo28@hotmail.com)¹

Pesca artesanal: el caso de CGSM y ZDERS

Juan Carlos Narváez B. (jnarvaez@invemar.org.co)¹
Jacobó Blanco (jblanco@invemar.org.co)¹
Efraín Vitoria (eaviloria@invemar.org.co)¹
Mario Rueda (mrueda@invemar.org.co)¹

ESPECIES EXÓTICAS EN COLOMBIA

Evaluación de la Estructura Genética y Morfométrica de las poblaciones naturalizadas y domesticadas de Oreochromis niloticus (Pisces: Cichlidae) en el Norte de Colombia

Juan Carlos Narváez B. (jnarvaez@invemar.org.co)¹

Jacobo Blanco (jblanco@invemar.org.co)¹

Arturo Acero (aacero@invemar.org.co)¹⁰

Consuelo Burbano (mcburbano@unal.edu.co)¹⁰

La pesca de Tilapia O. niloticus en la Ciénaga Grande de Santa Marta

Jacobo Blanco (jblanco@invemar.org.co)¹

Juan Carlos Narváez B. (jnarvaez@invemar.org.co)¹

Efraín Vitoria (eavitoria@invemar.org.co)¹

Mario Rueda (mrueda@invemar.org.co)¹

ACUICULTURA MARINA Y ESTUARINA EN COLOMBIA

Acuicultura marina y estuarina en Colombia

Efraín Vitoria (eavitoria@invemar.org.co)¹

Juan Carlos Narváez B. (jnarvaez@invemar.org.co)¹

Jacobo Blanco (jblanco@invemar.org.co)¹

Desarrollo de un policultivo piloto de macroalgas-bivalvos como una alternativa productiva para las comunidades costeras del departamento de La Guajira, Caribe colombiano

Claudia Castellanos (claudiac@invemar.org.co)¹

Oscar Delgadillo (oscar.delgadillo@invemar.org.co)^{1,16}

Olga Lucía Lara (olga.lara@invemar.org.co)^{1,16}

Federico Newmark (fnewmark@invemar.org.co)¹

Cultivo experimental de larvas y postlarvas de pectinidos del Caribe colombiano

Luz Adriana Velasco (luza.velasco@unimag.edu.co)⁸

Optimización de la técnica para la producción de semilla de ostra del mangle Crassostrea rhizophorae

Eberhard Wedler⁸

Glenda Vélez⁸

BIOPROSPECCIÓN MARINA

Proyecto piloto de prospección de bioactividad en organismos marinos colombianos

Federico Newmark (fnewmark@invemar.org.co)¹

Marisol Santos (msantos@invemar.org.co)¹

Selección y aplicación de bacterias marinas con capacidad degradadora de Compuestos Orgánicos Persistentes (COP) en el Pacífico y Caribe colombiano

Martha L. Gómez (mlgomez@invemar.org.co)⁴

Jenny Dussan (jdussan@uniandes.edu.co)²¹

Aislamiento, purificación y caracterización química de las sustancias responsables de la actividad antimicrobiana de los extractos metabólicos de las macroalgas marinas colombianas *Digenia simplex* y *Galaxaura obtusa*

Alejandro Martínez Martínez²²

Elkin Galeano Jaramillo²²

Sandra Ospina G.²³

Juan Bautista López²²

María E. Márquez²²

Búsqueda de Potenciales Reservorios de Sustancias con Actividad Biológica en Esponjas Marinas del Golfo de Urabá

Alejandro Martínez Martínez²²

Elkin Galeano Jaramillo²²

Natalia Bedoya Gallego²²

Yeni Prado²²

Evaluación del potencial efecto antimicrobiano, citotóxico y genotóxico y sobre el ciclo celular de sustancias extraídas de esponjas marinas del Caribe colombiano

María Elena Márquez Fernández²³

Juan Bautista López Ortiz²³

Alejandro Martínez²³

Olga Inés Montoya Campuzano²³

Evaluación química del gorgonáceo *Pseudopterogorgia elisabethae* de San Andrés y Providencia para la producción de extractos orgánicos ricos en pseudopterosinas, potentes compuestos antiinflamatorios

Carmenza Duque (cduqueb@unal.edu.co)¹³

Sven Zea (szea@invemar.org.co)¹⁰

Oscar Osorno¹³

Mónica Puyana^{13, 15}

Estudio Químico de Organismos Marinos con Potencial Farmacológico, Presentes en el Caribe Cordobés

Alberto Antonio Angulo Ortiz²⁴

Gilmar Santafé Patiño²⁴

Pedro Ricardo Dueñas²⁴

Salim Mattar Velilla²⁴

Respuestas metabólicas de Algas Bentónicas expuestas a Tensores como los Metales Pesados

Enrique Javier Peña Salamanca (enripena@univalle.edu.co)⁶

Martha Lucía Palacios⁶

Jaime Cantera (jaime.cantera@freplata.org)⁶

Natalia Ospina Álvarez⁶

Yesid Lozano Duque⁶

Ángela Oviedo Sabogal⁶

Willy Montoya Palomino⁶

Ricardo Benítez Benítez⁶

Capítulo V - Estado de las Comunidades del Margen Continental

COMUNIDADES DEL MARGEN CONTINENTAL

Javier Reyes (jreyes@invemar.org.co)⁵

Nadiezhdá Santodomingo (nadiaks@invemar.org.co)⁵

Adriana Gracia (agracia@invemar.org.co)⁵

Capítulo VI - Estado del Manejo de los Ambientes Marinos y Costeros en Colombia

AVANCES EN EL MANEJO DE LOS AMBIENTES MARINOS Y COSTEROS EN COLOMBIA

La Política Nacional Ambiental de los Espacios Oceánicos y Zonas Costeras e Insulares de Colombia y su incidencia en el Manejo de los Ambientes Marinos y Costeros

Paula Cristina Sierra-Correa (psierra@invemar.org.co)³

Francisco A. Arias-Isaza (farias@invemar.org.co)³

Mapeo de la Biodiversidad Marina del Caribe Colombiano para la Planeación de la Conservación

Martha Patricia Vides Casado (mvides@invemar.org.co)³

Modelo de Planificación de un Sistema Representativo de Áreas Marinas Protegidas para el Caribe Continental Colombiano

David Alejandro Alonso Carvajal (dalonso@invemar.org.co)³

Avances del Sistema de Parques Nacionales Naturales de Colombia en el Manejo de las Áreas Marinas y/o Costeras Protegidas

Marcela Cañón (mcanon@parquesnacionales.gov.co)²⁵

Avances de la Comisión Colombiana del Océano en la Coordinación de Actividades Relacionadas con el Manejo de los Ambientes Marinos y Costeros en Colombia

Capitán de Navío Mario Alberto Palacios (mpalacios@cpps-int.org)²⁶

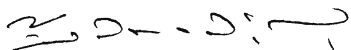
Lista de instituciones

1. Programa Valoración y Aprovechamiento de Recursos Marinos, VAR - INVEMAR
2. Programa de Investigación en Geociencias Marinas y costeras, GEO - INVEMAR
3. Programa de Investigación para la gestión en Zonas Costeras, GEZ - INVEMAR
4. Programa Calidad Ambiental Marina, CAM- INVEMAR
5. Programa de Biodiversidad y Ecosistemas Marinos, BEM - INVEMAR
6. Departamento de Biología, Universidad del Valle
7. Corporación para el Desarrollo Sostenible del Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina – CORALINA
8. Programa de Biología & Instituto de Investigaciones Tropicales, INTROPIC - Universidad del Magdalena
9. Departamento de Ciencias Biológicas, Laboratorio de Biología Molecular Marina, BIOMMAR - Universidad de los Andes
10. Departamento de Biología y Centro de Estudios en Ciencias del Mar, CECIMAR - Universidad Nacional de Colombia (con sede en INVEMAR)
11. Departamento de Ecología Animal y Zoología Especial - Universidad de Giessen (Alemania)
12. Departamento de Ciencias Marinas - Universidad de Puerto Rico
13. Departamento de Química - Universidad Nacional de Colombia
14. Departamento de Biología, Unidad de Ecología y Sistemática, UNESIS - Pontificia Universidad Javeriana
15. Facultad de Biología Marina - Fundación Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano
16. Corporación Autónoma Regional de La Guajira, CORPOGUAJIRA
17. Marine Spatial Ecology Lab, School of Biological Sciences - University of Exeter
18. Universidad Nacional de Colombia, Sede Palmira
19. Laboratorio de Botánica y Sistemática - Universidad de los Andes
20. Instituto Alexander von Humboldt
21. Centro de Investigaciones Microbiológicas, CIMIC - Pontificia Universidad Javeriana
22. Universidad de Antioquia
23. Universidad Nacional de Colombia, Sede Medellín
24. Universidad de Córdoba
25. Unidad Administrativa de Parques Nacionales Naturales, UAESPNN
26. Comisión Permanente del Pacífico Sur, CPPS

PRESENTACIÓN

El Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras “José Benito Vives de Andreis” – INVEMAR, entrega al país el “Informe del Estado de los Ambientes Marinos y Costeros en Colombia 2005” en cumplimiento de nuestra misión institucional que consagra la realización de investigación básica y aplicada de los recursos naturales renovables y del medio ambiente en los litorales y ecosistemas marinos y oceánicos de interés nacional. El propósito de este informe es proporcionar el conocimiento científico necesario para la formulación de políticas, la toma de decisiones y la elaboración de planes y proyectos que conduzcan al desarrollo de las mismas, dirigidos al manejo sostenible de los recursos, a la recuperación del medio ambiente marino y costero y al mejoramiento de la calidad de vida de los colombianos, mediante el empleo racional de la capacidad científica del Instituto y su articulación con otras entidades públicas y privadas.

Ese proceso constante de articulación entre los actores que hacen parte del Sistema Nacional Ambiental -Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial, Corporaciones Autónomas Regionales y de Desarrollo Sostenible, Establecimientos Públicos Ambientales, Departamentos Administrativos del Medio Ambiente, Institutos de Investigaciones- los entes territoriales y los sectores académicos y productivos, ha permitido consolidar una base de información que se integre de manera efectiva, apoyando el proceso de toma de decisiones frente al uso y manejo de nuestros ecosistemas marinos y costeros.



FRANCISCO A. ARIAS ISAZA
Director General

Informe del Estado de los Ambientes Marinos y Costeros en Colombia

1 MARCO GEOGRÁFICO

1.1 Características Generales de la Región Caribe Continental

El Caribe colombiano está localizado en el extremo noroccidental de Suramérica; limita al norte con Jamaica, Haití y República Dominicana; al noroeste con Nicaragua y Costa Rica, al este con Venezuela, en la zona de Castilletes (N 11°50' W 71°18') y al oeste con Panamá, en la zona de Cabo Tiburón (N 08°42' W 77°19'). Tiene una longitud de línea de costa de 1642 km, un área terrestre aproximada de 194513 km², una zona económica de 524981 km² y ocupa un 11% de la superficie del país (Figura 1-1) (INVEMAR, 2002; Steer *et al*, 1997).

Administrativamente está conformada por los departamentos de La Guajira, Magdalena, Atlántico, Bolívar, Sucre, Córdoba, Antioquia y Chocó. Las capitales de estos departamentos están comunicadas por una red vial primaria, pavimentada (a excepción de Quibdó, Chocó), y otras secundarias, en mal estado, que comunican con poblaciones menores. Existen aeropuertos en las poblaciones principales y transporte fluvial de carga en algunos tramos de los ríos Magdalena, Sinú, León, Atrato y el canal del Dique (INVEMAR, 2002; INGEOMINAS, 1998; Steer *et al*, 1997).

1.1.1 Fisiografía

La mayor parte de la costa Caribe colombiana está conformada por la llanura Caribe, que se extiende hacia el norte de las estribaciones de las cordilleras Occidental y Central (Serranías de Abibe, San Jerónimo). Su relieve es ondulado a plano, muy cercano al nivel del mar, con colinas que en general no superan los 500 m de altura, a excepción de la Sierra Nevada de Santa Marta, que se levanta como un macizo aislado con alturas de hasta 5770 m y algunas serranías en la Guajira y en el Atlántico. Hacia el norte, en la Guajira se observan paisajes desérticos, que paulatinamente van cambiando hacia tierras cálidas secas a semisecas, hasta llegar a la serranía del Darién donde la humedad es alta y la vegetación muy espesa (INGEOMINAS, 1998).

Los accidentes geográficos más destacados en la zona costera son: La península de la Guajira, que se extiende en sentido suroeste – noreste, como el rasgo más prominente de las costas colombianas; dentro de ella se han desarrollado puntas y bahías, con alguna importancia comercial como bahía Portete o turística como el cabo de la Vela. A partir de punta de los Remedios en la Guajira y hasta la isla Barrera de Salamanca, en el municipio de Pueblo Viejo, Magdalena, la costa tiene una orientación general este – oeste que coincide con las estribaciones de la Sierra Nevada de Santa Marta que forman principalmente acantilados y luego, pequeñas playas y bahías (INGEOMINAS, 1998).

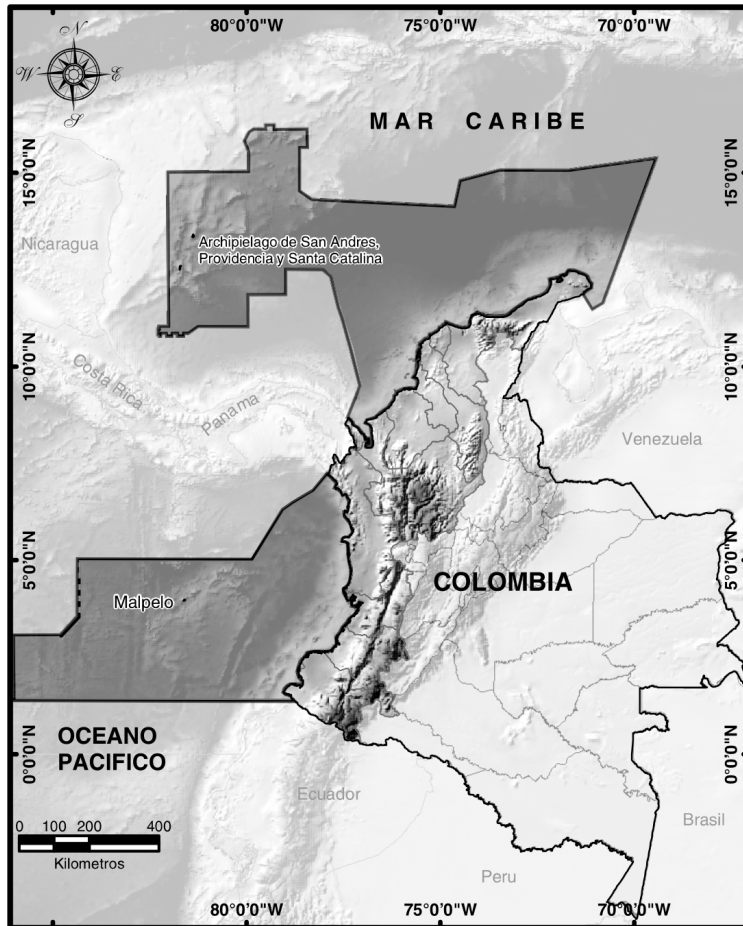


Figura 1-1. Localización de áreas marinas y costeras de Colombia (Modificado de INVEMAR, 2001).

Se resalta en la costa del departamento del Atlántico el delta del río Magdalena, a partir del cual la costa sigue una tendencia suroeste hasta Punta Canoas, con rasgos geomorfológicos como el canal del Dique y la bahía de Cartagena. Desde esta punta hasta punta San Bernardo, la costa tiene una dirección general nor – noreste y de la plataforma sobresalen el archipiélago de islas del Rosario y el de San Bernardo, ambos originados en diapirismo de lodo, colonizado por formaciones arrecifales de gran importancia (Vernette, 1985; INGEOMINAS, 1998).

Desde Punta San Bernardo hasta punta Caribana, la costa vuelve a tomar una orientación suroeste, con rasgos importantes como el golfo de Morrosquillo, el delta del río Sinú y la zona de acantilados al oeste del Sinú. Finalmente, se llega al golfo de Urabá que se constituye como el segundo de los rasgos geográficos destacados en la costa Caribe, después de la península de la Guajira que se mencionó anteriormente. Tiene una forma de U cerrada, con costas acantiladas y de pequeñas playas, bahías y el delta del río Atrato (INGEOMINAS, 1998; Correa y Restrepo, 2002).

La tabla 1-1 muestra en cifras algunos otros aspectos relevantes al marco geográfico de la región Caribe e incluye extensión de la línea de costa, de la porción terrestre y el mar territorial; la división política en cuanto a los departamentos y municipios costeros que la conforman, así como la población total y la población costera.

Tabla 1-1. Algunas cifras importantes de las áreas marinas y costeras de Colombia
(Tomado de INVEMAR, 2002).

Característica	Mar Caribe	Océano Pacifico	Área Insular
Línea de Costa (Km)	1.642	2.188	52
Área terrestre (Km ²)	194.513	131.246	62
Mar territorial (Km ²)	524.981	367.823	
Departamentos costeros	8	4	1
Población total	10.406.466	5.952.871	49.094
Municipios costeros	35	16	2
Población costera	2.919.348	543.594	65.000

1.1.2 Hidrografía

La vertiente del mar Caribe está constituida por el sistema del río Magdalena, las cuencas hidrográficas de la alta Guajira, Ranchería, norte y oeste de la Sierra Nevada de Santa Marta, Sinú, Atrato y otras menores (INGEOMINAS, 1998).

El carácter desértico a semidesértico de la Guajira, determina que el drenaje se desarrolle en los periodos lluviosos, lo que produce corrientes intermitentes, que llegan a ser torrenciales y por ende altamente erosivas. Sólo la cuenca del río Ranchería y otros ríos menores tienen un caudal permanente ($14 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ en promedio) que puede llegar a duplicarse durante periodos invernales inundando los terrenos bajos (INGEOMINAS, 1998).

En la vertiente norte de la Sierra Nevada de Santa Marta las corrientes son permanentes y corren en dirección norte y noreste; se destacan los ríos Dibulla, Palomino, Don Diego, Buritaca y Guachaca. En la vertiente oeste, se destacan los ríos Gaira y Clarín (INGEOMINAS, 1998).

El sistema del Magdalena es el más importante del país puesto que atraviesa de sur a norte casi todo su territorio (1543 km de longitud y 257000 km² de área); sus tributarios más significativos son los ríos Cauca y San Jorge. Forma un delta en Bocas de Ceniza dominado por la carga sedimentaria cercana a los 144 millones de t año⁻¹ (INGEOMINAS, 1998; Correa y Restrepo, 2002).

La vertiente del río Sinú es la principal del departamento de Córdoba y ocupa un área cercana a los 15000 km²; su carga sedimentaria, de aproximadamente 400 m³ s⁻¹, ha permitido la formación de un delta en Tinajones que ha crecido a un velocidad de 0.5 km² año⁻¹ (Robertson, 1989 y Ramírez, 1992 En: INVEMAR, 2003). El río Atrato tiene un curso de aproximadamente 700 km y un área de 36000 km², desemboca en el golfo de Urabá en donde forma un delta fluvial favorecido por una descarga de sedimentos de aproximadamente 11 millones de t año⁻¹ (Restrepo y Kjerfve, 2000).

En cuanto a otros cuerpos de agua superficiales como lagos, ciénagas y otros, el Caribe colombiano tiene una riqueza extraordinaria, principalmente en los departamentos de Bolívar y Magdalena. Dentro de las ciénagas, la de mayor extensión es la Ciénaga Grande de Santa Marta, que almacena un volumen de agua 2232 millones de m³; le siguen, también en el departamento del Magdalena, las ciénagas de Pajarales con 284 millones de m³ y Cuatro Bocas. En el departamento del Atlántico es importante la Ciénaga del Totumo, mientras que en Bolívar se destacan las ciénagas de Tesca y Zarzal, en Córdoba la Ciénaga Grande de Lórica con 192 millones de m³, en Sucre la ciénaga de la Caimanera y el complejo de Cispatá, en Antioquia la ciénaga de la Marimonda y en el Chocó la ciénaga Marriaga (INGEOMINAS, 1998, INVEMAR, 2003).

Las aguas subterráneas en la costa Caribe colombiana están limitadas al oeste por las serranías de Perijá y las estribaciones del sistema andino. Los departamentos costeros con mayor inventario de acuíferos son la Guajira con más de 1000; Magdalena, Bolívar y Antioquia con 50 a 100 acuíferos. El caudal promedio reportado para los mismos varía entre 1 y 70 l s⁻¹; se utilizan principalmente en Riohacha, Santa Marta y Tolu para el abastecimiento de la ciudad y la agricultura (INVEMAR, 2002).

En cuanto a aguas termales se tiene referencias de su existencia en Luruaco (Atlántico), Ciénaga (Magdalena) y Arboletes (Antioquia) (INVEMAR, 2002).

1.2 Características Generales de la Región Caribe Insular

La costa Caribe insular está conformada por el archipiélago de San Andrés, Providencia, Santa Catalina y sus cayos, declarada durante el año 2000 como Reserva Mundial de la Biósfera. Se ubica al noroeste del país en la llamada zona de elevación de Nicaragua,

siendo sus coordenadas más extremas entre los 12° - 16°30' LN y 78° - 82° LW (Figura 1-1). Tiene una extensión de línea de costa de 52 km aproximadamente y un área terrestre de 62 km². Administrativamente está conformado por un solo departamento, que se comunica con el resto del país a través de su aeropuerto en San Andrés, desde el cual también se puede acceder a un aeropuerto en Providencia. Hay transporte de carga vía marítima (INGEOMINAS, 1998).

1.2.1 Fisiografía

El archipiélago de San Andrés y Providencia presenta características particulares definidas por su posición geográfica, como son su origen volcánico y diferentes ambientes marinos y terrestres. La isla de San Andrés presenta una planicie litoral conformada por una plataforma emergida hasta los 10 m de altura y que rodea un relieve de colinas suaves. El ancho de esta plataforma varía de un sitio a otro; es así como al norte de la isla tiene hasta 600 m mientras que en la parte sur alcanza 1.5 km aproximadamente; el sector oriental es estrecho y cenagoso y el occidental es más quebrado y los terrenos planos se reducen al valle de Cove (INVEMAR, 2003).

La Costa oriental de la isla de Providencia presenta un arrecife barrera de 32 km que va hasta la isla de Santa Catalina y limita una laguna costera somera (Prahl, 1983). En dirección sur – norte, se extiende una serranía desde Diamond Hill hasta Marshal Hill y tres ramales en sentido oeste-este. Al noroeste existen algunos sectores de playa (IGAC, 1986). En cuanto a los cayos y bancos, poseen diferentes formas, e incluyen geoformas de terraza prearrecifal de barlovento, laguna, terraza lagunar y terraza prearrecifal de sotavento; algunos como el de Serrana tienen un arrecife periférico.

La Tabla 1-1 muestra algunas cifras relevantes en cuanto a extensión, división política y población.

1.2.2 Hidrografía

En la isla de San Andrés no existen cursos permanentes de agua, sólo arroyos temporales asociados a la época de lluvias. En Providencia, en cambio, el relieve ha permitido la formación de un drenaje radial (IGAC, 1986; Cove, 1982 En: INVEMAR, 2003).

En sus pequeñas cuencas hidrográficas, la isla de Providencia presenta un desequilibrio hidrológico por el déficit prolongado de agua durante la estación seca, por lo que después de los aguaceros, la escorrentía es rápida, con presión lateral sobre las paredes por lo que se produce erosión y desbordamiento. Las tres microcuencas presentes en la isla son: Bottom House, Borden y Fresh Water, todas ellas con procesos de erosión críticos

(Contraloría general del departamento archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina, 1998).

1.3 Características Generales de la Región Pacífico Continental e Insular

La costa del Pacífico se ubica en la región occidental de Colombia; está limitada al norte por la frontera con Panamá (N 7°13' W 77°49') y al sur por la desembocadura del río Mataje en la frontera con Ecuador (N 1°36' W 79°01'). Tiene una longitud de línea de costa de 1300 km, un área terrestre de 131246 km² y una zona económica de 367823 km², correspondiente al 6,6% del territorio nacional (Figura 1-1) (INVEMAR, 2002; Steer *et al*, 1997).

Administrativamente está conformada por los departamentos de Chocó, Valle del Cauca, Cauca y Nariño. El principal medio de comunicación entre los municipios costeros es el transporte fluvial y marítimo; la red vial primaria existe solamente entre las poblaciones de Cali y Buenaventura en el Valle del Cauca, y entre Pasto y Tumaco en Nariño, mientras que la red secundaria prácticamente no alcanza ninguna de las poblaciones de la zona costera. Existen aeropuertos que comunican el litoral chocoano con el interior del país, en los municipios de Ciudad Mutis, Nuquí, Buenaventura, Guapi y Tumaco (INGEOMINAS, 1998; Steer *et al*, 1997).

La Costa Pacífica insular está conformada por las islas oceánicas de Gorgona y Malpelo, la primera de ellas localizada en las coordenadas N 3°27' W 78°10', mientras que la segunda se localiza en N 4°00' W 81°36' (Figura 1-1). Están respectivamente en jurisdicción de los departamentos del Cauca y Valle del Cauca. La comunicación con el interior del continente se hace por vía marítima.

1.3.1 Fisiografía

La costa del Pacífico, puede decirse que se divide en dos regiones fisiográficamente diferentes: La zona norte, entre Panamá y cabo Corrientes, de aproximadamente 375 km de longitud, está constituida por costas altas muy accidentadas, de acantilados sobre rocas terciarias de la serranía del Baudó que alcanzan hasta 100 m de altura a poca distancia de la costa, en tanto que hacia el sur de cabo Corrientes hasta el límite con el Ecuador, la costa es baja, aluvial, con planos inundables cubiertos por manglares y sólo interrumpidos por pequeños tramos de acantilados en bahías Málaga, Buenaventura y Tumaco. En contraste esta costa es poco accidentada y cruzada por una red de drenaje densa conformada por ríos y esteros (INGEOMINAS, 1998).

Los accidentes geográficos más destacados entre el límite con Panamá y cabo Corrientes son: Cabo Marzo, golfo de Cúpica y golfo de Tribugá; la dirección general de esta parte de

la costa es noroeste. Desde cabo Corrientes hasta bahía Málaga, la costa se alinea en sentido preferencial norte – sur y en ella se destacan bahía Cuevitas, bajo Baudó y el delta constructivo del río San Juan. Hacia el suroeste entre Málaga y la frontera con Ecuador, los rasgos que se destacan son la bahía de Buenaventura, el delta del río Patía y la bahía de Tumaco

La Tabla 1-1 muestra algunas cifras relevantes en cuanto a extensión, división política y población.

1.3.2 Hidrografía

En la zona costera del Pacífico la hidrografía presenta una clara división a la altura de Cabo Corrientes; hacia el norte, la proximidad a la costa de la serranía del Baudó no permite que se formen grandes corrientes a pesar de que la precipitación tiene rangos altos. Hacia el sur, cuenta con ríos caudalosos alimentados por la alta precipitación, como el Baudó, Dotenedó, Ijuá, Orpúa, Pichimá y el San Juan, que cuenta con 7 bocas formando un delta lobular en el límite de los departamentos de Chocó y Valle (INGEOMINAS, 1998).

En la bahía de Buenaventura drenan sus aguas los ríos Anchicayá y Dagua que traen una importante carga sedimentaria. Más al sur se encuentran los ríos Mallorquín, Calambre, Yurumanguí, Naya, Micay, Saija, Timbiquí, Guapi, Guajuí, Iscuandé, Tapaje, Sanquianga, Patía y Mira. En el límite con Ecuador se encuentra el río Mataje (INGEOMINAS, 1998).

El Delta del río San Juan tiene una superficie aproximada de 800 km²; recibe caudales entre 600 y 6000 m³ s⁻¹ y sedimentos en suspensión del orden de 16 millones t año⁻¹ (Restrepo *et al*, 1994; Restrepo y Kjerfve, 2000). El delta del río Patía es el más extenso de la costa Pacífica, con una cuenca de drenaje de 23000 km² y un caudal de 488 m³ s⁻¹ (IGAC, 1992). La cuenca del río Micay tiene 2511 km² y un caudal promedio del río de 289 m³ s⁻¹ (INVEMAR, 2003).

1.4 Literatura Citada

- Contraloría general del departamento archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina, 1998. Informe Ambiental 1998. Fernando Taylor Pomare, Contralor general del Departamento. San Andrés, isla, 233 p.
- Correa, I.D. y Restrepo, J.J., 2002. Geología y Oceanografía del Delta del río San Juan. Litoral Pacífico colombiano. Medellín, 221 p.
- IGAC. 1992. Mapa oficial de La República de Colombia. Mapa físico. Bogotá: escala: 1:2.000.000.
- INGEOMINAS, 1998. Geomorfología y aspectos erosivos del litoral Caribe colombiano. Geomorfología y aspectos erosivos del litoral Pacífico colombiano. Publicación geológica especial # 21. Bogotá, 111p.

- INVEMAR. 2001. Informe del estado de los ambientes marinos y costeros en Colombia: 2000. Serie documentos generales · 3. Santa Marta, 138 p.
- INVEMAR, CARSUCRE, CVS. 2002. Formulación del plan de manejo integrado de la Unidad Ambiental Costera Estuarina del Río Sinú y Golfo de Morrosquillo, Caribe Colombiano. Fase I Caracterización y Diagnóstico. Santa Marta, No páginas + anexos 5 tomos.
- INVEMAR. 2003. Programa holandés de asistencia para estudios de cambio climático, Colombia: Definición de la vulnerabilidad de los sistemas bio-geofísicos y socioeconómicos debido a un cambio en el nivel del mar en la zona costera colombiana (Caribe Continental, Caribe Insular y Pacífico) y medidas para su adaptación. VII Tomos, Resumen Ejecutivo y CD-Atlas Digital. Programa de Investigación para la Gestión Marina y Costera - GEZ, Santa Marta, Colombia. ISBN: 958-97264-2-9.
- Prahl, H. v. 1983. Notas sobre las formaciones de manglares y arrecifes coralinos en la isla de Providencia. Memorias Seminario Desarrollo de planificación Ambiental. San Andrés y Providencia, FIPMA, Cali: 57-67.
- Restrepo, J.D., Aristizábal, O. y Correa, I.D.; 1994. Aproximación al conocimiento de la circulación estuarina en las bocas San Juan y Chavica, Delta del río San Juan, Pacífico colombiano. En: Memorias IX Seminario Nacional de Ciencias y Tecnologías del Mar y Congreso Latinoamericano de Ciencias del Mar. Medellín, nov. 21 al 25.
- Restrepo, J. D. y B. Kjerfve. 2000. Magdalena river: interannual variability (1975-1995) and revised water discharge and sediment load estimates. *Journal of Hydrology*. 235 (1-2): 137-149.
- Steer, R., F. Arias, A. Ramos, P. Aguirre, P. Sierra y D. Alonso. 1997. Documento preliminar de políticas de ordenamiento ambiental de las zonas costeras colombianas. Documento de consultoría, Ministerio del Medio Ambiente. 413 p. Documento inédito.

Capítulo I

Estado del Medio Ambiente Abiótico

2 ESTADO DE LOS ASPECTOS FÍSICOS DEL MEDIO MARINO Y COSTERO EN COLOMBIA

Las costas colombianas durante el año 2005 fueron de nuevo escenario de múltiples procesos naturales que alertaron a las comunidades y autoridades locales sobre la necesidad de conocer la dinámica de este entorno con el propósito de proteger la vida y los recursos allí existentes.

Fue así como en el golfo de Morrosquillo, en el área de Arboletes y en Palomino en La Guajira, entre otros, los problemas erosivos alertaron a las administraciones municipales quienes pidieron realizar estudios para determinar lo que se podía hacer para frenar el avance del mar sobre la zona costera.

La isla de San Andrés mereció este año una atención especial por cuanto fue impactada por los huracanes que se formaron en el Caribe, muy especialmente el Beta y el Vilma, que causaron inundaciones en las islas y erosión de las costas. Adicionalmente, Coralina dentro de su programa de monitoreo obtuvo ayuda especial de la UNESCO para avanzar en los estudios de monitoreo de playas.

Al menos tres sismos se sintieron el año pasado en el Chocó, con magnitudes entre 4.5 y 5.1 y en Enero de 2006 un sismo de magnitud 5.8 en el océano Pacífico a 46 km de Juradó, que si bien es cierto no reportaron daños en las comunidades o ecosistemas costeros, ponen de manifiesto el alto riesgo que enfrenta esta zona a los fenómenos sismológicos.

Las condiciones especiales del litoral costero al SW de Tumaco fueron estudiadas en forma detallada con miras a brindar a la administración municipal otra herramienta para la prevención de desastres, en una zona altamente vulnerable a los tsunamis; a una escala 1:100.000 se revisaron las condiciones físicas de la costa de los departamentos de Cauca y Nariño, con énfasis en los procesos sobre las islas barrera.

Este informe recopila los resultados de estos y otros estudios llevados a cabo durante el año 2005, como complemento y actualización al estado del medio abiótico presentado en los informes de los años anteriores. Se recoge un diagnóstico de la erosión costera en Colombia, según los estudios efectuados por diversas instituciones en los últimos años. Particularmente, los temas a contemplar son los cambios en la línea de costa como resultado de los procesos de su erosión o retroceso y acreción o sedimentación de la misma.

Los problemas ambientales relacionados con los aspectos físicos de las zonas marinas y costeras en Colombia se relacionan con la transformación y la destrucción de los hábitat,

la contaminación que generan las actividades humanas y la explotación de los recursos naturales, todo enmarcado dentro del concepto de desarrollo de las poblaciones localizadas en las zonas costeras, que requieren ensanchar la infraestructura urbana, económica y de servicios. Adicionalmente, procesos netamente naturales como movimientos tectónicos, o inducidos parcialmente por el hombre como el cambio climático y el aumento del nivel del mar agravan estos problemas.

2.1 Región Caribe Continental

La zona costera del Caribe continental colombiano es el resultado de la interacción de múltiples condiciones relacionadas con los aspectos geológicos, hidrodinámicos y atmosféricos e incluso actividades antrópicas y bióticas, que dan como resultado costas en equilibrio o estables y costas sometidas a la erosión o en retroceso.

La orientación de la línea de costa, la morfología costera y submarina, el volumen de sedimentos que llega a través de los ríos, la litología y estructura de las rocas, son afectados por condiciones tectónicas como subsidencia, sismos y diapirismo de lodos; por condiciones oceanográficas como olas, mareas, corrientes; por condiciones meteorológicas como vientos, huracanes, tormentas, lluvias, y por condiciones antrópicas como construcciones, extracción de materiales, deforestación del manglar, destrucción de praderas marinas, entre otros.

Los estudios llevados a cabo por INGEOMINAS (1998) mostraron procesos erosivos altos en 280 de los 1700 km de línea de costa, es decir un 16% de la longitud total de la línea de costa. Esta situación ha variado ligeramente en los últimos años, como lo muestran estudios puntuales realizados posteriormente.

Se destacan por su alto grado de erosión que pone en riesgo a las poblaciones costeras o su infraestructura: Sector sur de la hidroeléctrica de Corelca, la zona urbana de Manaure (Guajira), sur del Rodadero (Magdalena), noreste de Barranquilla, Pueblo Nuevo, Lomarena (Atlántico), Crespo (Cartagena) Paso Nuevo y Puerto Rey (Córdoba), Arboletes, Uveros–Damaquiel, Zapata, Necoclí y Turbo (Antioquia).

Otros sectores con problemas de erosión en la Guajira, que no afectan a las poblaciones costeras, pero si los ecosistemas allí presentes o los usos del terreno son: Castilletes, bahía Portete, punta La Vela, el Valle de Los Cangrejos, Palomino y lagunas costeras al suroeste de La Guajira. Un estudio realizado por el INVEMAR- CORPOGUAJIRA (2006) en algunas localidades de La Guajira, mostró un retroceso general de la línea de costa en los últimos 60 años, causado por la erosión constante a lo largo de este intervalo de tiempo.

Los datos de variación en la costa muestran para Palomino retrocesos del orden de 118 m en promedio (2 m año^{-1}), con máximos locales de 380 m y mínimos de 60 m. Para Riohacha el promedio de erosión fue de 64 m (1 m año^{-1}), con un máximo de 354 m en el sector más oriental y un mínimo de 6 m. Se registraron pequeños sectores con acreción, que sin embargo no superó los 55 m. En el Cabo de la Vela el retroceso máximo fue de 128 m y el mínimo de 18 m para un promedio de 72 m. En Manaure en los últimos 32 años ha habido, al oeste del área urbana, retroceso de la línea de costa de hasta 352 m, mientras al noreste la acreción ha superado localmente los 320 m.

De estos sitios se consideran como de importancia vital el Valle de Los Cangrejos, al oriente de la zona urbana de Riohacha, que hace parte del sistema deltaico del río Ranchería, donde los ecosistemas de manglar están muriendo por la sedimentación de arenas traídas principalmente por los vientos y las fuertes marejadas; la zona de salinas de Manaure donde ya no existe ninguna distancia entre el mar y las charcas y el sector oriental de la costa de Palomino donde se asientan varias viviendas.

En el departamento del Magdalena INGEOMINAS registró retrocesos de 16 m año^{-1} en la desembocadura del río Gaira; en el río Toribio hubo un retroceso de 300 m y en la barra de Salamanca el retroceso de la línea de costa registrado fue de hasta 300 m año^{-1} . En el golfo de Morrosquillo se reconoció erosión alta en Tolú-Coveñas, playa Blanca en San Antero y la barra de Mestizos del sistema deltaico del río Sinú.

Para el departamento del Atlántico, la Corporación Regional del Atlántico – CRA – contrató con el INVEMAR (2005) los estudios de “Actualización y ajuste del diagnóstico y zonificación de los manglares de la zona costera del departamento del Atlántico, Caribe colombiano”, en el cual se registraron procesos de erosión importantes que están afectando las zonas costeras y con manglares. Estos sectores son punta Manzanillo y los sectores nor-noreste de la Ensenada del Puente y Puerto Colombia, que son zonas de acantilados; punta Verónica y Salinas del Rey, al igual que la zona costera de la ciénaga de Mallorquín que corresponden a playas. Este estudio mostró además que hubo procesos de sedimentación que propiciaron el surgimiento de áreas como la espiga de Punta Castillejo y las playas en la ensenada de Rincón Hondo.

En la zona costera de Córdoba, el INVEMAR (2004) encontró que los procesos de erosión la están afectando de una forma significativa (Tabla 2-1). En forma particular detectó que la línea de costa en inmediaciones de los corregimientos de Paso Nuevo, La Rada, Cristo Rey, Puerto Escondido, Los Córdoba y Puerto Rey-Minuto han sufrido desde hace 20 a 30 años, retrocesos del orden de 5 m año^{-1} , lo cual ha afectado la infraestructura urbana, obligando a la reubicación de algunas de las viviendas localizadas en la parte alta de los acantilados o en la llanura costera.

Tabla 2-1. Tasas de erosión calculadas a partir de fotografías aéreas entre los años 1938 y 2003, para la zona costera del norte del departamento de Córdoba (Rangel, 2004).

Punto	Erosión	Acreción	Tasa de desplazamiento (m año ⁻¹)
1- Norte de la Rada	138	-	-2.12
2 - Sur de la Rada	108	-	-1.66
3- Playas de No te cebes	87	-	-1.33
5 - Moñitos	9.75	-	-0.15
6 – Punta Broqueles	96	-	+1.47
9 – Punta la cruz	140	-	2.15
15 – Sur de Cristo rey	63	-	-0.97

Así mismo, la Universidad Nacional de Medellín (1998) reseña que en la zona comprendida entre el golfo de Urabá y el golfo de Morrosquillo predominan los procesos erosivos que afectan aproximadamente el 67% de la línea de costa entre Arboletes y Turbo. Sin embargo, en el tramo Turbo - Necoclí no hallaron una tendencia generalizada ni de erosión ni de sedimentación, aunque observaron cambios morfológicos importantes, muy localizados, tales como la zona de la desembocadura del Río Caimán Nuevo y la desembocadura del Río Turbo.

La erosión litoral en el sector de Turbo ha afectado principalmente los terrenos de la espiga de Las Vacas con retrocesos estimados en alrededor de 70 m en algunos sectores. En Zapata, los procesos erosivos también son acentuados. Además de los procesos generales ya mencionados, la terraza alta que conforma la costa está fuertemente erosionada por la acción del oleaje. En los brazos de los ríos Pavas y Tarena se han registrado retrocesos de 300 a 400 m.

La Universidad EAFIT (2001) realizó también una evaluación de la zona costera entre Turbo y Arboletes; los resultados mostraron que de los 145 km de longitud total de línea de costa entre ambas poblaciones, 130 km están afectados por la erosión (Figura 2-1), siendo los sectores más afectados Zapata, Damaquiel y Punta Arboletes-Arboletes, en donde se constataron tasas de erosión desde 7 a 40 m año⁻¹.

Palacio y Restrepo (1999) calcularon la erosión de la línea de costa entre los años 1962 y 1998, en la zona comprendida entre el delta del Río Sinú y el Urabá antioqueño, con un promedio de 2 m año⁻¹ tal y como se muestra en la tabla 2-2.

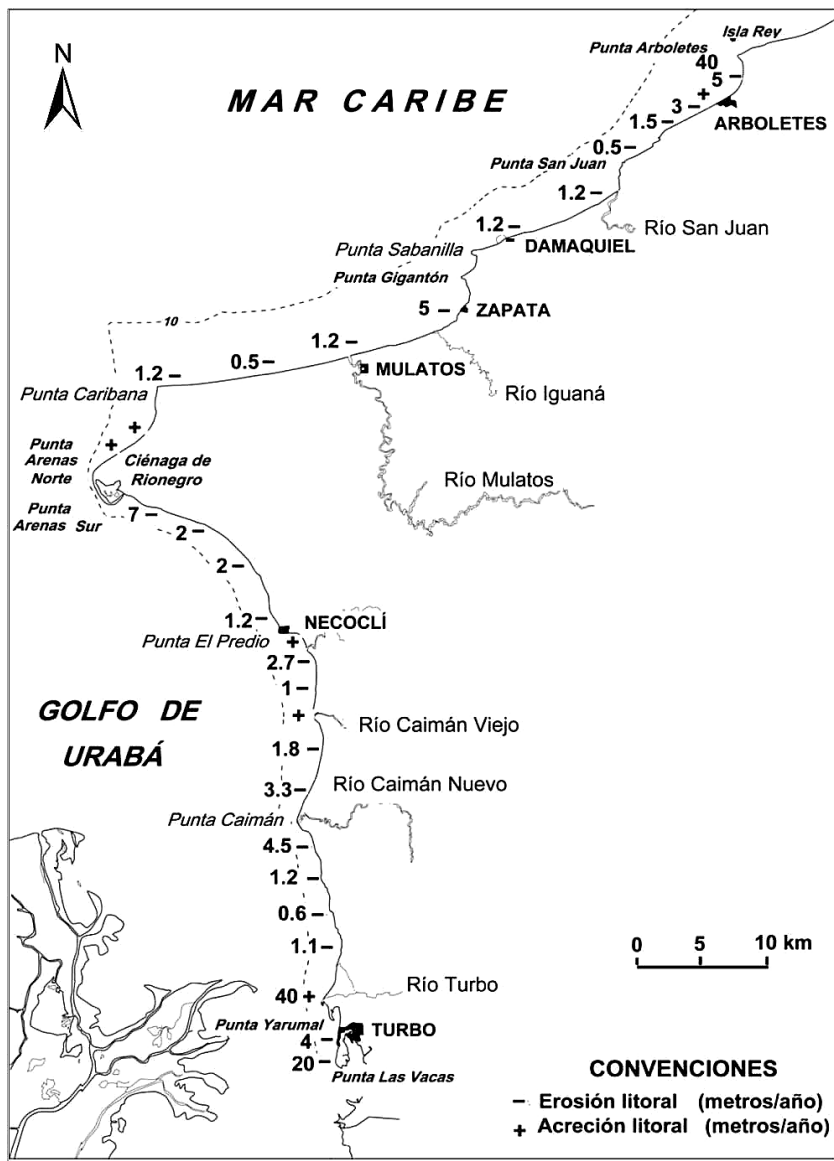


Figura 2-1. Tasas de erosión/acreción medidas a lo largo de la costa antioqueña en un periodo de 40 años (Correa y Vernet, 2004).

Tabla 2-2. Evolución de la línea de costa de los departamentos de Córdoba y Antioquia, entre los años 1962 y 1998 (Tomado de Palacio y Restrepo, 1999).

Sector	Erosión (m)	Acreción (m)	Tasa (m año ⁻¹)
SE Ensenada de Rionegro	130		4
Sur de Punta Arenas		64	2
Boca ensenada de Rionegro		625	25
Playa Bobal		58	2
Caño lechuga - Punta Caribana	30		1
Este del Río Mulatos	70		3
Río Iguana - Zapata	57		1.5
Punta Gigantón - Damaquiel	40		1
Damaquiel - Uveros	32		1
Uveros - Río San Juan	40		1
Río San Juan - Punta La Tina	33		1
Punta La Tina - Río Jobo	43		1.5
Río Jobo - Río Arboletes	70		2
Río Arboletes - Punta Arboletes	70		2
Punta Arboletes	1600		47
Punta Cuello	63.81		2
Boca Canalete	98.23		3
Puerto Escondido	119.24		3.5
Boca El Prieto	45		1.5
Punta El Bajito	147.8		4
Cristo Rey	95.78		3
Punta La Yuca	248.36		7
Playa Larga	29.00		1
Boca Mangle		48.6	1.5
Río Cedro		14.56	0.5
Punta El Tronconal	60		2
Punta La Cruz	112.54		3.5
Santander de La Cruz		58.83	2
Punta El Coquito	126.49		3.5
Boca del Medio	105.21		3
Broqueles	120		3.5
Punta Broqueles	160		4.5
Moñitos	99.8		3
Punta La Rada	64.54		2
Salvador	141.68		4
Caño Fajardo	163.27		5
Paso Nuevo	112.61		3.5
Punta Piedra	60		2
Playa del Viento	153.77		4.5
Playa de los Venados	79.88		2.5
Delta del Sinú (boca Corea)		2948.31	86.5
Delta del Sinú (boca Mirella)		2669.24	78.5

2.2. Región Caribe Insular

Desde el año 2000, CORALINA implementó un programa de monitoreo de las playas de San Andrés, Rose Cay, Haines Cay y Johnny Cay, que da la posibilidad de mostrar la evolución de las mismas, al menos durante los últimos años.

El análisis de la red de monitoreo establecida por CORALINA para 14 playas, localizadas en 39 sectores, muestra que existen playas en las que han predominado los procesos erosivos, al menos durante los años de monitoreo, tales como: Rose Cay, Haines Cay, Avenida Colombia centro, Tom Hooker, mientras que en otras los procesos de sedimentación han sido dominantes, entre ellas se cuentan: Johnny Cay, Hélice Bar. Avenida Colombia norte y sur.

En un estudio corto realizado por INVEMAR (2003) se observó que en la parte sur de la isla San Andrés hasta el barrio San Luis, se encontraron muchos sitios en erosión grave, afectando tanto casas (Little Goungh,) como la carretera circunvalar (Elsie Bar). Además, algunas porciones de la carretera fueron construidas sobre los pantanos de manglar, lo que no ayuda a su estabilidad (Figura 2-2).

Adicionalmente se constató que las olas del mar vienen erosionando las playas y parte de ellas han desaparecido en el sector de Sprat Bay y en el sector de Sound Bay. En el litoral sureste (Sound Bay y San Luis) el problema parece más agudo que en Sprat Bay donde el fenómeno erosivo puede ser solamente temporal; como solía ocurrir en épocas anteriores y como lo confirman algunos de los perfiles de playas realizados por CORALINA en el año 2000 (INVEMAR 2003).

La erosión causada por el impacto de las olas en caso de mar de leva amenaza con afectar la carretera pública y los inmuebles establecidos sobre el litoral. Especialmente en los sectores de Sound Bay y San Luis, donde unas porciones de la carretera y algunas casas se encuentran deterioradas por la erosión marina (INVEMAR 2003).

Ante el Tribunal Contencioso Administrativo de San Andrés, Providencia y Santa Catalina, la Gobernación del Departamento o la Presidencia de la República, se han presentado denuncias por procesos de erosión en diferentes partes de la isla, como son: En la playa de Sound Bay entre los km 21 y 23 y entre el frente del hotel Tiuna y Jenno's Pizza. En gran parte de la población en Sound Bay – San Luis se ha afectado la infraestructura física de las viviendas. Se registra mal estado de las playas del Centro (Sprath Bight) hasta el sector del hotel Casablanca. En San Luis (sector de los Bohíos) y en general las costas surorientales están siendo atacadas por altas marejadas lo que está afectando la carretera circunvalar y construcciones aledañas.

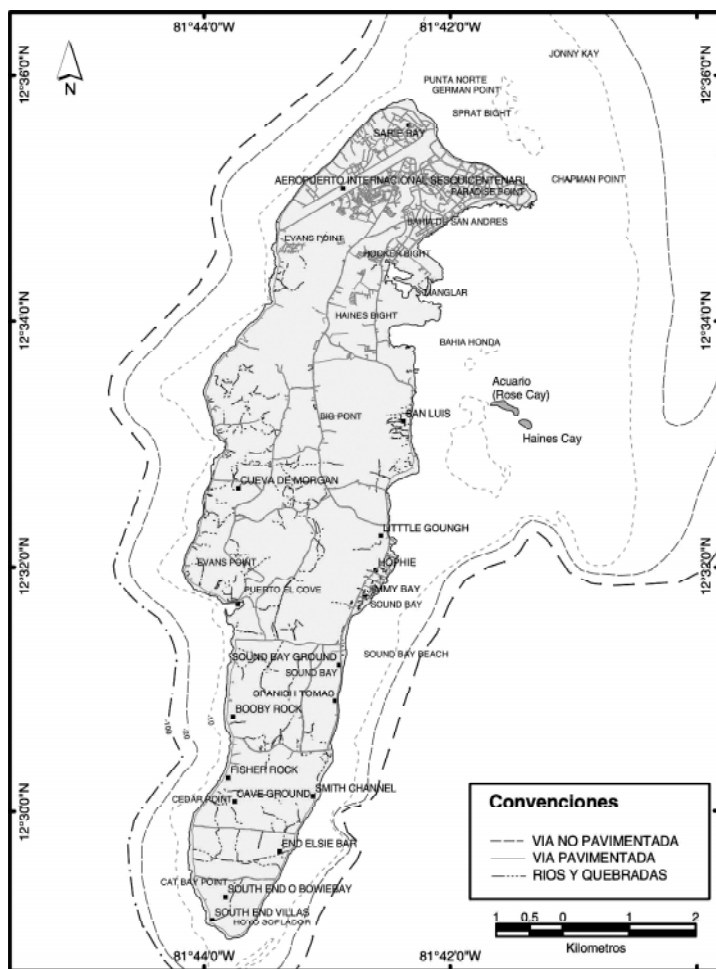


Figura 2-2. Mapa generalizado de la Isla de San Andrés donde se ubican todos los sectores mencionados en el texto (Tomado de INVEMAR, 2003).

Una “Evaluación de la influencia en los cambios de la línea de costa y la erosión litoral en la isla de San Andrés, Caribe colombiano”, fue realizada como tesis de pregrado (Ossa, 2004) en la Universidad EAFIT. Los resultados mostraron que la erosión marina afecta toda la línea de costa de la Isla (33.5 km), tanto en los sectores de playas del costado este como el litoral predominantemente acantilado de su sector oeste. Se midieron magnitudes máximas de retroceso de playas del orden de 2.3 m año^{-1} para el sector de Elsy bar y de 2.6

m año⁻¹ para la zona del centro, en la playa de Sprat Bight, en donde se encuentra el espolón del Tiuna. Aunque no existen estimativos sobre las tasas de erosión de la zona acantilada, los escarpes y cavernas presentes muestran la tendencia erosiva de éstos.

La erosión del litoral de la Isla es además, el resultado de numerosas intervenciones antrópicas realizadas desde la década de los 60's, que han contribuido a la modificación del balance natural de sedimentos y a los cambios en la morfología de la línea costera. Las principales intervenciones son los rellenos y dragados hidráulicos, la extracción de arenas de playa para las construcciones civiles, la ubicación de hoteles y viviendas en el borde costero, espolones y muros de contención sin todos los estudios necesarios para su buen funcionamiento, la infraestructura vial bordeando la Isla y la degradación de zonas de pastos marinos, manglares y arrecifes por actividades antrópicas (Ossa, 2004).

2.3. Región Pacífico Continental

Al igual que para la costa Caribe, el INGEOMINAS (1998) y el IDEAM (1997) realizaron una evaluación de los procesos de erosión – acreción que se han venido presentando a lo largo del litoral del Pacífico. Lo propio hizo el INVEMAR (2005) para las zonas costeras de los departamentos de Cauca y Nariño. Los resultados mostraron la siguiente situación:

Cerca del 16% de la costa del Pacífico presenta erosión alta, y afecta poblaciones como: Palo Secal, Pavasita, Pavasa, punta Abaquía y Puchrricha, en la costa adyacente al río Virudó. Casos de erosión extrema, donde el cuerpo de la isla barrera ha desaparecido parcialmente, se observan entre las bocas del Baudó y el Caserío de Dotenedó, entre la ensenada la Vívora y la boca de Pichimá, y en el caserío el Choncho, al igual que en la isla de Bocagrande.

En la zona norte del litoral, caracterizada por un relieve abrupto de acantilados e islotes rocosos, se presenta erosión asociada con la alta sismicidad y oleaje fuerte sobre el litoral, lo cual produce inestabilidad en los taludes, con deslizamientos de magnitudes considerables en épocas de lluvias o durante sismos.

La costa de los departamentos de Cauca y Nariño está dominada en gran parte por ambientes de isla barrera. Sin embargo, los estudios realizados sobre las mismas muestran retrocesos muy marcados, pérdida de algunas de ellas y acumulaciones locales de sedimentos como espigas e incluso sucesión de cordones litorales muy recientes que indican que a la par con los retrocesos de la línea de costa ha habido fenómenos de acreción y transformación del litoral. West en 1957 ya hablaba de la erosión de las islas barrera desde hacía 50 años, es decir desde comienzos del siglo XX y la atribuía a grandes olas como consecuencias de tsunamis o terremotos, como el ocurrido en 1906.

En el departamento de Nariño, las características de las islas de barrera y los procesos de erosión – sedimentación asociados se presentan a continuación:

- Chontal – estero Hojas Blancas. Con signos de erosión significativos y retrocesos de la costa de hasta 70 m en los últimos 10 a 15 años. Allí se asienta la población del Chontal, la cual fue trasladada para este sitio a raíz de la desaparición de la isla de La Barca en un proceso continuo que casi terminó hace 20 años. También originó el desplazamiento, la desaparición de la isla de San Jacinto. Aún se observan estos bajos en donde rompen las olas.
- San Jacinto. Se desarrolla un firme de 150 m de ancho en donde se ubican algunas viviendas, palmeras y cultivos. La playa no alcanza 10 m y se extiende hacia el estero y con dirección al Congal, con un fondo fangoso.
- Bocana Nueva. Se extiende desde el estero La Despensa hasta inmediaciones de Hojas Blancas. Tiene un ancho promedio de 300 m, con playas de hasta 30 m pero que se cubren casi completamente en marea alta. Predomina la arena negra, que se acumula en bancos de hasta 1 m en la berma, formada por minerales altamente magnéticos.

Localmente franjas de manglar muerto se encuentran bordeando la costa, con el firme detrás de ellas. Los procesos de sedimentación están estableciendo en el extremo norte un bajo fangoso en donde hay retoños de manglar en una gran extensión, mientras en el extremo sur de la isla barrera se observa una sucesión de cordones litorales recientes, con abundantes troncos de árboles podridos, arena suelta gris, fina y pequeñas áreas cenagosas con retoños de manglar. Ocupan un área mayor de 200 m.

- Milagros. Se localiza en la desembocadura del río Mira (Figura 2-3) y allí se asienta el caserío de Milagros. es un sector arenoso alto, 2 m o más por encima del nivel de más alta marea, por lo cual no se inunda con las pujas. La playa es muy larga y recta, con una berma bien definida. Las arenas son finas, grises, con minerales ferro magnesianos abundantes; la pendiente de la playa es de 4 a 5°.

Localmente tras de la berma de la playa y cuando ésta coincide con la línea de vegetación, hay una zona pantanosa en donde crece una franja de manglar, que está muriendo por procesos de sedimentación, ya que las mareas y oleajes fuertes están colocando la arena en este sitio y secando la depresión pantanosa. Hacia tierra se observa el firme. En el norte de la isla hay escarpes de erosión de más de 50 cm de alto.

- Terán – Las Mercedes. Es una amplia barrera con procesos de sedimentación hacia su extremo norte, con un crecimiento de 200 m en los últimos años, marcado por cordones litorales sucesivos y aún sin vegetación. El cambio de la bocana en dos ocasio-



Figura 2-3. Isla Barrera de Milagros, a la altura de Cabo Manglares, desembocadura del río Mira.

nes en los últimos treinta años ha propiciado el crecimiento acelerado de la isla barrera, cuyo registro se ve marcado por la vegetación, con diferentes niveles de crecimiento. Aún se recuerda que hace casi 50 años este era un sector de bajos que fue creciendo hasta formar la playa actual.

- Boca Grande -Vaquería. Conformada por arenas grises muy finas a finas y una altura con respecto a la más alta marea de 1 a 2 m. Sufren procesos de erosión muy fuertes que han significado la desaparición de cientos de metros y por tanto restringido la actividad turística, al menos en el sector de Boca Grande.
- Bajito Vaquería. Es una isla barrera con una ancho entre 50 y 200 m. Un corte transversal en la punta norte de la playa muestra hacia el mar playas arenosas muy altas y alargadas, separadas hacia tierra por una playa con escarpes de erosión y hacia tierra lo que han denominado la playa El Guano, que se inunda con las marea y en donde se observan retoños de mangle blanco. Un par de pequeños remanentes rocosos como los que conforman el morro de la isla El Morro se localizan en este sector.
- Tumaco – La Viciosa – El Morro – isla Gallo. Estas islas parecen haberse formado por procesos similares a los que formaron las demás islas barrera, sólo que la intervención antrópica ha alterado los sub-ambientes del sistema de islas de barrera. También se caracterizan por ser depósitos de arena finas a medias, de relieve bajo, entre 1.5 y 2 m de altura.

Poseen en el frente hacia el mar playas con diferente grado de exposición a las olas y por lo tanto con características diferentes.

Adicionalmente el cerro que constituye el Morro parece corresponder, junto con los cerros de la isla Cascajal y tal vez los del Bajito Vaquería con un domo que se extendía en el mismo sentido de la cordillera Occidental, según lo interpretó Van Es (1975 En: FONADE, 1991) a partir de imágenes de radar.

En las islas de barrera de Bocagrande, Vaquería, isla del Morro y Salahonda las playas son afectada por un oleaje fuerte a moderado, perpendicular a la línea de costa que forma varias líneas de rompientes. Asociadas a aguas más tranquilas y con propagación oblicua del oleaje se conocen las playas de Isla Gallo, estero Llanaje, río Changüí, río Colorado, estero Resurrección y estero Rosario, todas al interior de la Bahía y caracterizadas por tener acumulaciones de arenas y lodos. Al frente de los acantilados se desarrollan pequeños sectores de playas con granulometría gruesa e incluso bloques, como resultado del oleaje sobre el acantilado, como sucede en isla Gallo, La Chorrera, punta Laura y Curay (CCCP, 1998).

Tovar (2005) realizó los estudios de “Evolución histórica reciente (1958 - 2000) de la línea de costa del sector suroeste de la Ensenada de Tumaco, costa Pacífica Colombiana”. Los resultados de su investigación mostraron la siguiente situación:

Las variaciones de la línea de costa se reflejaron esencialmente por las modificaciones en las islas barreras (acreción y/o pérdida de área), y además por la ruptura y migración de estas. El factor de mayor influencia, es el fenómeno de El Niño, al variar las condiciones oceanográficas y climatológicas. Al igual que el sobrelavado que se presentan en algunas de estas islas en periodos de máxima marea (Tovar, 2005).

En sector Sur de la isla barrera de Bocagrande, los sedimentos han migrado hacia el Norte-Noreste, presentándose un «adelgazamiento» en esta parte Sur de la isla. Debido a esto, el sector turístico - hotelero ha sufrido 3 reubicaciones en los últimos 30 años, con un desplazamiento de alrededor de 4 kilómetros (Tovar, 2005).

Entre las islas de Vaquería y el sector Norte de la isla de Bocagrande, se forma un bajo que las une en marea baja y el cual tiene una tendencia a seguir rellenándose y acortando la distancia entre ellas, debido a los sedimentos erosionados al Sur de la isla de Bocagrande y a los transportados por la deriva (Tovar, 2005).

- Salahonda – punta Cascajal. Es una isla barrera muy larga, con una línea de costa muy recta y un ancho de 200 a 300 m, pues se reporta erosión de más de 200 m desde el sismo de 1979. El extremo sur, tiene un terreno de 50 m de ancho que corresponde a la

sedimentación ocurrida después del fenómeno del Niño de 1998. Se observa claramente el cordón litoral antiguo, dejado por el proceso de erosión de El Niño. La punta norte también fue muy afectada durante El Niño de 1998 y ocasionó la reubicación del caserío La Playa a su sitio actual.

- Hojas Blancas – Salahonda. Es un firme bastante largo, pero con un ancho máximo de 300 m cerca al estero de Hojas Blancas, Caserío de Salahondita y mínimo de 50 m; en él hay pequeñas zonas pantanosas. La playa seca prácticamente no existe, se observa la berma a la altura de la línea de vegetación o formando un escarpe de erosión de hasta 50 cm de alto. La arena es fina, gris oscura por la presencia de ferro magnesianos.

En el extremo norte de la isla se observa un proceso de sedimentación que ha acrecionado una barra arenosa de 200 a 300 m de ancho, con cordones litorales. Este proceso es reciente y es el resultado de la recuperación del sector después de su destrucción por el fenómeno del Niño de 1998. Hacia el sur, por el contrario hay procesos de erosión con árboles muertos y escarpes de erosión. Un inmenso bajo se está formando en este sector y produce una amplia zona de rompientes, que sin embargo no está protegiendo de la erosión este sector de la costa.

- El Bajito o Bujío. Realmente esta no es una isla barrera como tal, pues sólo se observan pequeños firmes, lagunas y áreas de majagual y cultivos, que parecen ser remanentes de una isla barrera afectada por la subsidencia ocurrida en el sismo de 1979. El límite de la marea alta es una berma alta, de hasta un metro, con acumulación de maderas y troncos, embebidos en arenas negras, finas. Se observan hasta 2 o 3 escarpes de erosión y árboles de mangle y majagual muertos en la playa, por la combinación de los procesos de erosión y sedimentación. Hacia el extremo norte de esta playa se asienta el caserío de Bujíos, de pescadores. Se localizan en un terreno acrecionado por el mar después de El Niño de 1998. Es un terreno amplio, limitado por dos cordones litorales muy bien definidos dejados durante fenómenos de puja muy grande. El de atrás tiene forma de ola, con casi 2 m de alto, mientras que el de adelante sólo alcanza un metro.

Las islas barreras en el departamento del Cauca se localizan en la parte norte del mismo, desapareciendo en inmediaciones de Guapi – Iscuandé.

- La isla barrera de San José es la primera hacia el norte y se caracteriza por ser bastante irregular, cortada por esteros y canales intermareales y su playa conformada por arenas finas, de color gris claro, en seco, con abundantes ferro magnesianos. La punta norte tiene una barra arenosa de hasta 3 m de alto, afectada por unas cárcavas producidas durante una tormenta muy fuerte. Grandes sectores con bajos y acreción de playas se observan en la mitad norte de la isla. Las nuevas playas son colonizadas por una vegeta-

ción rastrera (Figura 2-4). En la mitad sur, sin embargo, se observan escarpes de erosión y playas más estrechas, con arenas medias a gruesas y algunas conchas. Hacia el lado del estero San José hay manglar y se observa socavación de orillas en el estero.



Figura 2-4. Isla Barrera de San José. Se aprecian las nuevas playas colonizadas por vegetación rastrera.

- Santa Rita. Esta isla barrera tiene en su extremo norte una franja de manglar muerto en posición de vida como resultado de la sedimentación sobre él, ocurrido después del fenómeno del Niño (Figura 2-5). El estero Santa Rita en la parte de atrás de la isla fue taponado durante un evento de mar muy fuerte que erosionó una finca de coco en aproximadamente 150 m y acumuló las arenas en el estero. Como resultado esta isla barrera es muy estrecha, con sólo 50 m de ancho, tiene actualmente una berma muy alta (un metro) y empinada, con arenas muy gruesas entre la berma y el estero, similares a las que encuentran en la zona de rompiente y que consisten en fragmentos de roca esquistosa, cuarzos y conchas. El frente erosivo sobre esta isla, representado por el escarpe de erosión afecta un área de unos 500 m. Habitualmente esta era una playa destinada para el turismo.



Figura 2-5. Manglar muerto en el extremo norte de la isla barrera de Santa Rita.

- Montserrate. Es una isla barrera de 100 a 150 m de ancho, a excepción de la punta norte que sólo alcanza 50 m de ancho. Tiene una berma de alta marea bien definida, con acumulación de troncos y maderas y que coincide con la línea de vegetación; la arena es fina a media, de color gris y la pendiente promedio de la playa es de 7° (Figura 2-6). La mitad sur de la isla tiene una playa más estrecha, con escarpes de erosión de hasta un metro y cultivos de coco sobre la línea de costa.
- Caimanero. Es una barra recta, ancha y larga donde no se observan rasgos de erosión y por el contrario tiene una berma de alta marea muy bien definida por la línea de vegetación y la acumulación de restos de madera y árboles. Las arenas de las playas son muy finas, gris oscura, muy homogénea, la pendiente es de 3° , lo que equivale a una playa muy plana. Una franja de manglar muerto, en posición de vida, por el fenómeno de la sedimentación se observó en el extremo norte de esta barrera, mientras que en el extremo sur se observa que se ha acrecionado al continente un gran bajo, ahora con vegetación y que conforma una punta muy extensa, con cordones litorales y áreas cenagosas.



Figura 2-6. Isla barrera de Montserrate. Se observa cómo la erosión ha desarraigado las palmeras que ahora se encuentran en la playa.

- El Coco. Es una isla barrera muy afectada por los procesos marinos, grandes tormentas, fenómenos del Niño y principalmente por el sismo de 1979. Sólo hay algunos remanentes de lo que fue un firme muy extenso con grandes cultivos y aserriós.
- Santa Bárbara del Mar. En su extremo norte hay una ausencia total de playa que según datos de los habitantes se está erosionando desde hace 10 años. Toda la línea de costa sin embargo presenta signos de erosión. Todo este material parece estarse acumulando en las playas entre el Iguanero y El Tigre. El ancho máximo de la isla es de 300 m aproximadamente a la altura del Lago Misterioso.

- El Tigre. Conformada por una estrecha barrera de 50 a 100 m en donde se desarrolla majagual en la franja hacia el mar y hacia atrás se observan los manglares. Hay una barra sobresaliente a la altura de la boca El Tigre donde la sedimentación ha propiciado su crecimiento. Esta es una playa muy estable, con firmes hacia el interior, después de la franja de manglar.
- Corozal – Bubuey. Esta es una barrera con alta erosión y aparentemente afectada por subsidencia. La pendiente de la playa es de 2-3° y está conformada por arena muy fina a lodosa de color gris oscuro. La berma está limitada por un escarpe de erosión de 50 cm. Se observan en algunos sectores capas de lo que parecen ser antiguas superficies de abrasión. Estas son descubiertas por las arenas en parches, por lo que no es posible su clara identificación.
- San Miguel. Es una barrera de 100 m aproximadamente de majagual, antecedida por una playa estrecha y de pendiente suave conformada por arenas muy finas grises oscuras. El majagual es interrumpido localmente por la presencia de manglar. Para esta isla se registra erosión fuerte en los últimos años.
- Playa Sabino. Esta es una isla barrera que actualmente no existe debido a que a raíz del sismo del 79 y el fenómeno del Niño del 82-83 sufrió procesos de erosión y subsidencia que propiciaron su desaparición.
- El Cuerval. Tradicionalmente considerada como un gran firme. Sin embargo el sismo del 79 y El Niño de 1998 causaron tal subsidencia que los terrenos ya no fueron aptos para la agricultura y los sitios dedicados a las viviendas ahora se inundan o fueron destruidos, como es el caso de Cuervalito, en donde una puja de hace 2 años destruyó 40 casas. Es una barrera estrecha, un poco más amplia a la altura del caserío de El Cuerval. Hacia el extremo norte, donde la acreción ha dominado, hay una amplia zona a donde se ha considerado el traslado de la población.

Aproximadamente en la mitad de la barra hay una zona de manglar muerto en posición de vida que ocupa un área de 200 a 300 m de largo por 100 a 150 m de ancho en la zona intermareal. Parece ser que es el resultado de la erosión de la playa y de la sedimentación sobre el mangle. Hacia el sur lo que debería ser la playa es un espeso tapete de aserrín, resultado de la acumulación por las corrientes de este material producto de la descomposición de la vegetación en la región y posiblemente algún aporte desde los aserríos.

En los departamentos de Cauca y Nariño, las áreas más vulnerables a la amenaza por erosión son precisamente las islas de barrera y las playas arenosas localizadas al frente de las mismas. Los procesos erosivos detectados son destrucción de manglares y acción erosiva

de las olas con formación de escarpes de playa, árboles caídos, afloramiento de sustrato de manglar y plataformas de abrasión y playas muy angostas (INVEMAR, 2005).

Para el departamento de Nariño el retroceso de los acantilados ha dejado remanentes rocosos, como evidencia del retroceso de la línea de costa. Estos se reportan para punta Cascajal, El Viudo, cercanías de Llanaje y frente a la isla de Vaquería por el lado interno (CCCP, 2003). Así mismo, el impacto del oleaje en la parte inferior del acantilado, aunado a la acción de los organismos produce acanaladuras que favorecen el desprendimiento de rocas del acantilado, muy común en inmediaciones de Cascajal (INVEMAR, 2005).

Se han identificado playas con alto grado de erosión, caracterizadas por bermas altas respaldadas por escarpes de erosión de hasta 50-60 cm. Corresponden básicamente a las playas asociadas a las islas barrera de toda el área de estudio y de gran importancia por su impacto sobre la población en Bocagrande y Vaquería (INVEMAR, 2005).

La zona de bajamar de la bahía de Tumaco ha sufrido grandes modificaciones a lo largo del tiempo en el sector de El Pindo, años 1921 y 1948; la erosión del costado sur de la isla en 1969; los procesos erosivos ocasionados por el tsunami de 1979 y las marejadas de 1982 y 1983. En la ensenada de Tumaco los procesos erosivos se presentan además en La Viciosa y El Morro; Salahonda, y la playa de Pasacaballos también presentan procesos de erosión (CCCP, 1998, 2003). Para la isla del Morro se ha registrado un proceso de erosión progresivo en su costado noroccidental originado a partir de los eventos de diciembre/79 (tsunami) y El Niño del 82/83 (INVEMAR, 2005).

Para el departamento de Cauca, los procesos erosivos detectados en la zona entre Santa Bárbara y Timbiquí, son destrucción de manglares y acción erosiva de las olas con formación de escarpes de playa, árboles caídos, afloramiento de sustrato de manglar y playas muy angostas. La inestabilidad es generalizada en este sector de la costa, en donde se percibe un retroceso continuo, favorecido por disminución del aporte de sedimentos, hundimiento diferencial de la zona costera, configuración batimétrica o acción de corrientes (INVEMAR, 2005).

Las islas Barrera afectadas son San José en su extremo sur, Santa Rita, que casi desaparece por completo, Montserrate, Candelaria en su extremo sur, pero en general es una de las que más ha sufrido ya que era un firme de 1 km de ancho con agricultura y ganadería. En Santa Bárbara del mar desapareció por completo una amplia playa que había en el extremo norte, hasta el Iguanero. La playa Sabino desapareció completamente con el sismo de 1979 y la de San Miguel se erosionó bastante hasta el punto que hoy es sólo una estrecha franja de majagual. La playa del Cuerval también ha sufrido grandes retrocesos y subsidencia

con pérdida de terrenos firmes y cambios importantes en la bocana. En la isla de Santa Bárbara se calcularon 135 m de erosión en la parte central de la isla, en los últimos 35 años, favorecida por la presencia de 3 pequeños canales de marea (INVEMAR, 2005).

2.4 Literatura citada

- CCCP, 1998. Proyecto Caracterización y evaluación zona costera del Pacífico colombiano. Fase III – Departamento del Cauca. Anexo 4 – Cambios en la línea de costa de Tumaco. Jefe del proyecto C.C. Eduardo Montagut Cifuentes.
- CCCP, 2003. Aportes al Entendimiento de la Bahía de Tumaco. Entorno Oceanográfico, Costero y de Riesgos. CCCP, Serie de Publicaciones Especiales Volumen 2. 183 p.
- Correa, Iván D. & Vernet, Georges, 2004. Introducción al problema de la erosión litoral en Urabá. (Sector Arboletes-Turbo). Costa Caribe Colombiana.
- FONADE, 1991. Formulación y evaluación técnica económica y social de las alternativas de solución al problema de saneamiento de la ciudad de Tumaco. Volumen 3/5. La Ciudad y el entorno natural. Tomo 1/5 Oceanografía y Geomorfología. Consultoría realizada por Asesorías municipales & Cía. Ltda. y Ángel & Rodríguez, Ingenieros sanitarios Ltda.
- INGEOMINAS. Instituto de Investigaciones Geológicas y Mineras. 1998. Geomorfología y Aspectos Erosivos del Litoral Caribe Colombiano. Publicación Geológica Especial preparado por: Molina L.; Pérez, F.; Martínez, J.; Franco, J.; Marín, L.; González, J. y J. 21: 1-73.
- INVEMAR. 2003. Estudio de los procesos costeros que toman lugar en las inmediaciones de Paso Nuevo, La Rada, Cristo Rey, Puerto Escondido, Los Córdoba Y Puerto Rey – Minuto, en la costa cordobesa.
- INVEMAR, 2004. Posibilidad de Reconstrucción de punta Arboletes. Informe Técnico presentado por Programa de Geociencias Marinas y Costeras –GEO, para el Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial – MVADT. Marzo 4 de 2004.
- INVEMAR, 2004. Informe del estado de los ambientes marinos y costeros en Colombia: Año 2003. Santa Marta, Colombia. Serie de publicaciones periódicas, Número 8. Junio de 2004.
- INVEMAR, CRC, CORPONARIÑO. 2005. Unidad Ambiental Costera de la Llanura Aluvial del Sur (UAC-LLAS), Pacífico colombiano. Fase-I Caracterización y Diagnóstico. Informe Final. Editado por: A. López, X. Rojas y P.C. Sierra-Correa. Santa Marta. 671 p + 15 anexos.
- INVEMAR, 2005. Actualización y ajuste del diagnóstico y zonificación de los manglares de la zona costera del departamento del Atlántico, Caribe colombiano. Informe Preparado por el Programa GEZ para la Corporación Autónoma Regional del Atlántico.
- INVEMAR – CORPOGUAJIRA, 2006. Caracterización de la zona costera del departamento de La Guajira. Una aproximación a su manejo integrado. Informe Topo batimétrico y de facies sedimentarias de la plataforma preparado por el programa GEO.
- Ossa I., Juana María. Evaluación de la influencia en los cambios de la línea de costa y la erosión litoral en la isla de San Andrés, Caribe colombiano. Trabajo de grado presentado para optar por el título de Geólogo en la Universidad EAFIT. Medellín, 120 p.
- Palacio Z., Hugo H., Restrepo E. & Andrés F., 1999. Influencia de la evolución del río Sinú en los procesos morfodinámicos del litoral Caribe Antioqueño. Tesis de grado en Ingeniería civil. Facultad Nacional de Minas, Universidad Nacional de Colombia. 111 p. Medellín.
- Rangel B., Nelson G., 2004, Estudio Geológico de los Procesos que tienen lugar en la Zona Marino – Costera del Sector Cristo Rey - Paso Nuevo, Departamento de Córdoba. Tesis de Pregrado para optar por el grado de Geólogo. Santa Marta.

- Universidad EAFIT, 2001. Proyecto erosión marina en el litoral Antioqueño. Sector Turbo – Arboletes. Causas y estrategias de prevención y mitigación. Mapa geomorfológico, escala 1:10.000.
- Tovar V., Alejandro. 2005. Evolución histórica reciente 1958 - 2000 de la línea de costa del sector suroeste de la ensenada de Tumaco, costa Pacífica Colombia. Trabajo de grado presentado para obtener el título de Geólogo en la Universidad EAFIT. Medellín, 102 p.
- Universidad Nacional de Colombia, 1998. Evaluación de zonas de erosión críticas en el litoral Caribe colombiano. Informe final preparado para CORPOURABÁ. 199 P. Medellín.
- West, Robert C., 1957. The Pacific lowlands of Colombia. A Negroid area of the American tropics. Informe de consultoría preparado para INGEOMINAS. Bogotá.

3 LA CALIDAD AMBIENTAL MARINA Y COSTERA EN COLOMBIA

3.1 Introducción

La amenaza sobre los ambientes naturales ha sido identificada como uno de los problemas más serios que afronta la humanidad en el presente siglo. El desarrollo industrial, a costa de la desproporcionada explotación de los recursos naturales y el crecimiento de los asentamientos poblacionales sin adecuada planeación, son entre otros, factores que han contribuido al deterioro de las condiciones ambientales de nuestro planeta y Colombia no esta exenta de tales actuaciones. Acciones como la tala y quema indiscriminada de bosques, reforestación restringida, deficiencias en la tecnología agrícola, degradación de los cuerpos de agua por vertimientos de residuos domésticos y otros (industriales y agropecuarios), explotaciones mineras, contaminación del aire debido a las emisiones producidas por el parque automotor y la industria, ruido, olores ofensivos, contaminación del suelo por el uso inadecuado e intensivo de plaguicidas y fertilizantes, son ejemplos de las diferentes actividades que causan deterioro de la calidad ambiental.

Muchos países con gran desarrollo tecnológico no adoptan las medidas convenientes para mitigar el daño que causan al ambiente terrestre, marino y atmosférico (CNUMAD, 1992). La realidad es otra en los países en vías de desarrollo y subdesarrollados, en los que a pesar de existir la intención de proteger el entorno en que viven, las limitaciones de recursos en muchos casos, impone la necesidad de atender otras prioridades de orden social y económico.

A pesar de lo antes expuesto, muchos países realizan esfuerzos por mejorar las condiciones de vida de las comunidades, tal como lo propuso la primera reunión de Río de Janeiro y de Johannesburgo (CNUMAD, 1992; 2002). A este desequilibrio social el cual trae aparejado múltiples complicaciones, se adiciona el efecto causado por el cambio climático global (ONU, 1997; Watson *et al.*, 1997; IPCC, 2001) y la disminución de recursos naturales para el sostenimiento social. Sin embargo reiterando lo expuesto, las actividades humanas terrestres y marítimas sin el debido control y sin tener en cuenta la explotación sostenible de los recursos naturales, resultan ser la principal amenaza de los ambientes del mundo. Relacionado con esto también se cuenta con la contaminación del suelo, del aire y de los sistemas acuáticos incluyendo las zonas marinas y costeras, provocando la pérdida de hábitats y disminución de especies nativas (Pachón, 2004). La disminución progresiva de los recursos energéticos fósiles (carbón, petróleo, gas), sobre cuyo uso se basa la civilización técnica actual, ha conducido a la búsqueda de fuentes alternas de energía, entre ellas la nuclear, cuyos residuos constituyen un peligro para los ambientes terrestres y marinos (Pérez, 1980).

En este contexto es importante destacar el trabajo desarrollado por el Grupo de Expertos en Aspectos Científicos para la Protección del Medio Marino (GESAMP) y el Programa de Acción Mundial (PAM), cuyos objetivos han estado centrados en prevenir, reducir y controlar la degradación de dicho medio.

Colombia en los últimos años ha participado en diversos programas sobre la problemática de la calidad ambiental marina, en los que ha elaborado diagnóstico sobre la calidad de las aguas marinas y costeras y las fuentes de contaminación que impactan el medio marino colombiano (Garay *et al.*, 2001; 2002; Marín *et al.*, 2003-2005).

El Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial (MAVDT), dentro de la Política Nacional para el Desarrollo Sostenible de los Espacios Oceánicos y las Zonas Costeras e Insulares de Colombia y la Comisión Colombiana del Océano (CCO), coordinado por el Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras “José Benito Vives De Andréis” (INVEMAR), formuló y socializó el *Programa Nacional de Investigación, Evaluación, Prevención, Reducción y Control de Fuentes Marinas y Terrestres de Contaminación al Mar (PNICM)*, el cual se ha constituido en una guía para la planificación de actividades que potencien la prevención y control de la contaminación marina y costera, las medidas de rehabilitación de los ecosistemas más afectados, mejorar el nivel de vida de la población colombiana y derivado de ello, la calidad de la riqueza ambiental que posee Colombia en sus mares y costas (Garay *et al.*, 2004).

Desde el año 2001 en el marco del proyecto de investigación, “*Diagnóstico y evaluación de la calidad ambiental marina en el Caribe y Pacífico colombiano. Red de vigilancia para la conservación y protección de las aguas marinas y costeras de Colombia*”, el INVEMAR desarrolló e implementó dicha red, denominada REDCAM, la cual ha sido un esfuerzo interinstitucional encabezado por el INVEMAR y apoyado por el entonces MMA, las CARs costeras, los DAMAS, los Institutos de Investigación costeros. La REDCAM se concibió con la finalidad de posibilitar la disposición de información relativa a la calidad ambiental marina, para llevar a cabo de manera eficiente, la conservación y protección de las aguas y ecosistemas marinos de Colombia, en relación con su calidad química y sanitaria, contribuyendo a su vez los resultados alcanzados, al ordenamiento integrado y desarrollo sostenible de las zonas costeras del país (Garay *et al.*, 2001 y 2002; Marín *et al.*, 2003 - 2005).

3.2 Problemática generada por la contaminación en los mares y costas de Colombia

El grupo GESAMP resume los principales problemas por la contaminación de los océanos en el mundo como:

- Contaminación por materia orgánica y nutrientes
- Contaminación microbiana

- Elementos químicos, como metales pesados, en grandes concentraciones.
- Componentes orgánicos sintéticos en los sedimentos y predadores, como COPs.
- Residuos oleosos, especialmente los provenientes de derrames de petróleo.
- Residuos sólidos (basuras)

Las aguas marinas del Caribe y Pacífico colombiano presentan tres usos principales: Navegación, turismo (recreación) y pesca (extracción de recursos vivos para lo cual se necesita preservar la calidad de sus aguas). Estas aguas se han utilizado históricamente, como sumideros de los residuos que producen las actividades sociales en los centros urbanos (principalmente actividades domésticas; Tejada *et al.*, 2003), así como también de diversas actividades de índole económicas, tales como la agricultura, la industria y la minería entre otras.

En correspondencia con lo antes expuesto, las cuatro principales fuentes terrestres que alteran la calidad de las corrientes de agua continentales y en consecuencia la calidad de las aguas costeras de Colombia son (Pachón, 2004):

Aguas residuales domésticas. Caracterizadas principalmente por material orgánico biodegradable y compuestos sintéticos como detergentes y microorganismos patógenos

Aguas residuales industriales. Contienen metales pesados y derivados de petróleo

Aguas residuales agrícolas y pecuarias. Contienen fertilizantes y plaguicidas

Transporte terrestre, fluvial y marítimo. Descargan petróleo y sus derivados, que son eventualmente derramados en los cuerpos de agua.

En las descargas de aguas residuales, se encuentran diferentes contaminantes entre los cuales predominan la materia orgánica (evaluada como DBO_5), sólidos en suspensión (SST), hidrocarburos y grasas, nutrientes inorgánicos y sustancias tóxicas (plaguicidas, metales, etc.).

En el litoral Caribe colombiano se ubican cuatro ciudades capitales (Barranquilla, Cartagena, Santa Marta, Riohacha), así como otros centros urbanos menores (Ciénaga, Coveñas, Tolú, Turbo, San Andrés y Providencia). Allí convergen múltiples actividades, como es el caso de Cartagena y Barranquilla, la primera se encuentra influenciada en su zona costera por las actividades turísticas y ambas con marcada actividad portuaria e industrial. Algo similar sucede en el Distrito de Santa Marta con la exportación de carbón mineral en sus terminales portuarios, movilización de carga generales y la movilización de turismo en embarcaciones menores.

La amplia variedad de ecosistemas acuáticos de los litorales Caribe y Pacífico colombiano, conformado por estuarios, lagunas costeras, áreas arrecifales y manglares, están expuestos directamente a las actividades costeras y de manera indirecta a las que se desarrollan en el

interior del país, por las diferentes vías (ríos, escorrentías, etc.) que transportan los contaminantes desde las cuencas hidrográficas altas a las zonas costeras del país.

Los organismos patógenos presentes en las aguas residuales domésticas, que hacen su ingreso a las zonas marinas y de estuarios, son causantes de transmisiones masivas de infecciones a los bañistas y a los consumidores de mariscos crudos o insuficientemente cocidos (Salas, 2000). Los efectos ambientales asociados con las descargas, suelen ser locales, pero en determinadas zonas geográficas tienen consecuencias trans-fronterizas (GIWA, 2002 y 2006).

En las evaluaciones realizadas, se parte del hecho de que estas aguas deben tener un tratamiento adecuado y mantenerse una vigilancia constante a través de las normas de cada país. Por lo general, esto se realiza por medio de los indicadores bacterianos de contaminación fecal como los Coliformes o los *Enterococos* que han sido ampliamente usados como indicadores de contaminación fecal por humanos y animales de sangre caliente (APHA, 1998). Así mismo, han sido incluidos en los estándares de calidad de diferentes partes del mundo como en la Comunidad Europea en su decreto 75/44, en Tailandia (Bordalo *et al.*, 2002) y en Colombia a través de su decreto 1594 de 1984 (MINSALUD, 1984). Es importante destacar que los accidentes en obras de ingeniería, que hacen parte del sistema de tratamiento de aguas domésticas, ponen en riesgo la calidad ambiental de las aguas costeras.

Las aguas residuales también son portadoras de sólidos, de considerables cantidades de nutrientes y otros tipos de contaminantes. El aumento de nutrientes en la zona marino-costera, puede producir lo que se conoce como eutrofización (Margalef, 1991; Ryding y Rast, 1992; Aranda, 2002; National Academy Press, 2005). Uno de los efectos de la creciente movilización de los nutrientes, es el incremento de la productividad biológica, sin embargo, pueden presentarse cambios en la diversidad de especies, excesivo crecimiento de algas, reducción del oxígeno disuelto con la consiguiente mortandad de peces, así como el predominio o la frecuencia de las floraciones de algas tóxicas.

Las actividades agrícolas contribuyen aproximadamente con el 50% de las fuentes de contaminación total del agua superficial, por medio del mayor enriquecimiento de nutrientes, principalmente, el ión amonio (NH_4) y nitrato (NO_3) derivados de las entradas agrícolas (Olivos *et al.*, 2002).

Otro de los efectos de la contaminación es la diseminación de desechos sólidos por todo el litoral costero del país. Esto es evidente en los alrededores de la desembocadura del río Magdalena, el cual trae muchas toneladas de basuras y otros materiales (Garay, 1992; Marin *et al.*, 2005).

En Colombia los ríos y corrientes de agua continentales, representan la principal entrada de materia orgánica a las zonas costeras (Ramírez y Vivas, 2005), a través de ellos ingresan todo tipo de materiales orgánicos, como es el caso de los aserraderos en la costa Pacífica (Tejada *et al.*, 2002).

Tanto en el Caribe como en el Pacífico, existen problemas locales por derrames crónicos y accidentales en los puertos, las refinerías de petróleo, terminales petroleros, por los buques de cabotaje o accidentes de buques durante su tráfico internacional (Garay, 1994; Marrugo *et al.*, 1999; Tejada *et al.*, 2003), además de las aguas servidas municipales, que pueden contener cantidades considerables de aromáticos polinucleares (HAP; Harrison y Perry, 1975), que provienen del mal manejo en los desechos oleosos en las ciudades costeras (Tejada *et al.*, 2003; Marín *et al.*, 2005).

Durante el año 2005, se presentaron varios incidentes con derrames de hidrocarburos en diferentes zonas costeras del Caribe colombiano; Cartagena y Santa Marta (Marín *et al.*, 2005).

3.3 Fuentes de contaminación. Estado actual

Para abordar la problemática de las Fuentes Terrestres de Contaminación, no solo se necesitan los procedimientos correctivos y el marco jurídico sino los recursos para instrumentarlos. De acuerdo a información del PNUMA (1994) en Latinoamérica menos del 20 por ciento de las aguas residuales descargadas al mar costero, reciben un tratamiento adecuado, generando un serio problema que requiere de estrategias eficientes, tanto tecnológicas como económicas.

Se identifican como estrategias para manejar esta problemática, entre otras el financiamiento, la adquisición de infraestructura, la capacitación, la socialización y la participación de la población.

En las regiones del Caribe y Pacífico colombiano, al igual que en otras de la gran mayoría de los países, los ríos son las principales vías de transporte y entrada de microorganismos, residuos orgánicos tóxicos, metales pesados, sedimentos y nutrientes a los ambientes marinos y costeros.

El inventario de las descargas de factores contaminantes a lo largo de ambas regiones a partir del 2001, comenzó a ser registrada de manera sistemática en el marco de la REDCAM (Garay *et al.*, 2001; Marín *et al.*, 2005).

Las características de los efluentes industriales varían de acuerdo al tipo de industria; y en Colombia existen diferentes agentes contaminantes dependiendo de la actividad que desempeñan (Tabla 3-1).

Tabla 3-1. Agentes contaminantes emitidos por algunas industrias en Colombia.
(Fuente: Pachón, 2004).

Agente	Descripción
Alimentos orgánicos	Colorantes, grasas, hipoclorito de sodio, materia orgánica.
Bebidas	Detergentes
Colorantes	Ácidos orgánicos, gomas, resinas, materias fibrosas
Imprenta	Tintas
Productos de Cuero	Sulfuro de sodio, hidróxido de sodio, carbonato de calcio.
Productos químicos	Sulfato de sodio, sulfitos, cloruros, fenol, alcohol, pesticidas, metales
Petróleo y carbón	Aceites, hidrocarburos, sólidos en suspensión, fenoles, ácidos, mercaptanos.

En términos generales, los residuos descargados por las industrias pueden clasificarse así:

Sustancias corrosivas	Ácidos y Alcalis
Sustancias tóxicas	Cobre, Zinc, Cromo, Fenoles, Cianuros
Sustancias orgánicas	Que consumen oxígeno y pueden producir sustancias tóxicas o explosivas como sulfuro de hidrógeno, mercaptanos.
Minerales de calcio y magnesio	Que pueden aumentar excesivamente la dureza del agua
Químicos inorgánicos	Metales y metaloides

Los residuos oleosos al ser vertidos en el océano, sufren una serie de procesos físicos y químicos. Son diluidos por las mareas, oleajes, tormentas, vientos, corrientes, etc., llegando a comprometer la red alimenticia del medio marino. Más aún, las grandes contaminaciones por petróleo cercanas a las costas, pueden causar daños de extrema importancia a las mismas. También afectan a la flora y fauna marina así como la terrestre, tanto si son especies permanentes o migratorias. La complejidad se basa en el desarrollo de diferentes procesos de transporte, mezcla, morfodinámicos, trofodinámicos, energéticos y químicos, entre otros.

Los hidrocarburos vertidos al mar entran en la cadena alimenticia y son concentrados gradualmente hasta llegar al hombre, el cual ingiere tóxicos acumulados por los niveles tróficos anteriores; entre estos tóxicos están los hidrocarburos aromáticos polinucleares. El hombre recibe dosis de contaminación importantes, aunque los organismos consumidos no presenten evidencia de contaminación, ya que la misma es de baja concentración y de efectos a largo plazo. Los hidrocarburos aromáticos son altamente tóxicos; los de bajo punto de ebullición son solubles en agua y pueden matar por contacto (es el caso de las siguientes sustancias químicas: benceno, tolueno, xileno). Los aromáticos de alto punto de

ebullición y en particular los aromáticos poli-nucleares, pueden ser venenosos a largo plazo. Precisamente, la evaluación de hidrocarburos adelantado por el proyecto REDCAM, se centra en los compuestos aromáticos, por ser estos los más tóxicos para el medio marino, la técnica analítica empleada nos permite conocer el contenido total de hidrocarburos aromáticos disueltos y dispersos en aguas (HDD). En la actualidad los sitios con mayor impacto por hidrocarburos se localizan en el Pacífico, específicamente en el puerto de Buenaventura (Marin *et al.*, 2005).

3.4 Descargas de los Ríos

3.4.1 Costa Caribe colombiana

Diferentes tipos de compuestos tóxicos son vertidos en los ríos y tributados a través de estos a las zonas costeras y por esa vía a las aguas marinas. Estos ríos son: Palomino, Ranchería, Don Diego, Gaira, Manzanares, Fundación, Magdalena, Canal del Dique (derivación del río Magdalena), Sinú, Atrato, León, Acandí (Tabla 3-2).

3.4.1.1 Demanda bioquímica de oxígeno

La figura 3-1 muestra los ríos de mayor caudal de la región. El río Magdalena aporta alrededor del 96 % de DBO_5 al Caribe colombiano, siendo el principal vector de contaminación orgánica biodegradable al mar costero. En términos de la concentración de DBO_5 (mg L^{-1}), de acuerdo a los datos reportados por INVEMAR y las Corporaciones Autónomas Regionales, el mayor valor de concentración promedio de DBO_5 es el determinado en el Magdalena (13 mg L^{-1}), a diferencia de los otros tributarios, que oscila entre 0.5 y 5.1 mg L^{-1} . Como valor de referencia para ríos, se indica que valores superiores a 5 mg L^{-1} implican riesgo para los organismos acuáticos residentes.

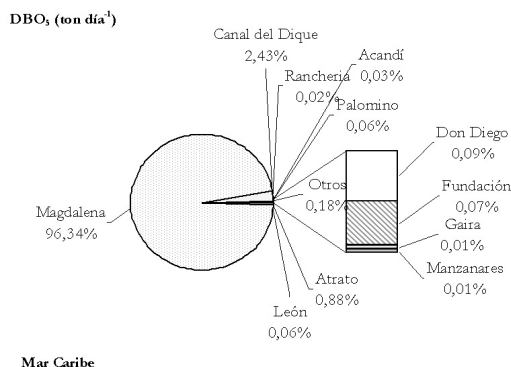


Figura 3-1. Distribución de la descarga de DBO_5 en los ríos tributarios del Caribe colombiano (en toneladas día⁻¹).

Tabla 3-2. Cargas procedentes de tributarios continentales en el Caribe colombiano.

Rio	Q	DBO	NT	PT	SST	Cr	Pb	Cd	HDD	OCT	CFS
	m ³ s ⁻¹	T día ⁻¹				Kg día ⁻¹				g día ⁻¹	NMP día ⁻¹
Atrato	2366	73	91	121	5724		632	28437	4089	3244	1.00E+15
León	73	5	9	17	3370		5480	623	504	3	2.00E+15
Magdalena	7121	7974	227	177	185518	768	14292	1101	12306	934	1.00E+17
Canal Dique	455	201	43	5	14600	300	1724	209	787	1	2.00E+14
Acandí	30	2	1.3	0.1	114		13	2	57	6	2.00E+13
Sinú	291		1.6	0.3	2256	53	374	21	2010	55	2.00E+16
Palomino	25	5	0.6	0.2	80	1	37	3	28	5	1.00E+14
Ranchería	12	2	0.4	0.2	180	0.3	18	1	51	2	8.00E+13
Don Diego	37	7	0.7	0.3	60	3	51	5	194	4	1.00E+15
Fundación	25	6	0.9	0.3	8	4	69	4		17	1.00E+14
Gaira	3	1	0.1	0.1	91	0.2	5	0.4	2	1	9.00E+13
Manzanares	2	1	0.1	0.04	20	0.1	3	0.2	7	0.3	2.00E+14
Caribe	10440	8277	375	322	212021	1130	22698	30405	20033	4271	1.00E+17

3.4.1.2 Sólidos suspendidos totales

La cantidad de sólidos suspendidos transportados al Caribe por los diferentes tributarios son mostrados en la tabla 2. El aporte de dicha cantidad está asociada principalmente a las actividades humanas por deforestación y erosión en las cuencas hidrográficas con drenaje al Caribe colombiano (Figura 3-2). La cuenca principal es la del río Magdalena, la cual aporta cerca del 88 % de los sólidos que ingresan al Caribe colombiano.

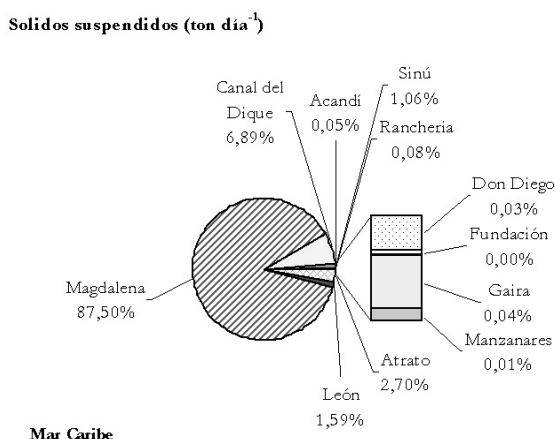


Figura 3-2. Distribución de la descarga de sólidos suspendidos transportados por los ríos tributarios de Colombia al Caribe (toneladas año⁻¹).

3.4.1.3. Nutrientes. Nitrógeno total (NT) y Fósforo total (PT)

Al igual que en los casos anteriores las mayores descargas de nitrógeno y fósforo total son en su orden el río Magdalena y el río Atrato. Ambos contribuyen con alrededor del 90 % de la descarga total de nitrógeno al Caribe colombiano, mientras que para el fósforo el Canal del Dique y el río León son los de mayor descarga (Figura 3-3). La descarga crónica de nitrógeno y fósforo en sus diferentes formas, orgánicas e inorgánicas, es la causa principal de fenómenos de desequilibrio ecológico, como la eutrofización en sistemas acuáticos marinos cerrados o con bajas condiciones hidrodinámicas (Espinoza *et al.*, 2005).

3.4.1.4. Coliformes fecales

Las mayores contribuciones de coliformes fecales son aportadas por los ríos Magdalena y Sinú, con aproximadamente alrededor del 96% del total de la descarga al Mar Caribe (Figura 3-4), lo cual es debido a las descargas de aguas residuales por parte de los asentamientos humanos, a lo largo de sus rondas hidráulicas.

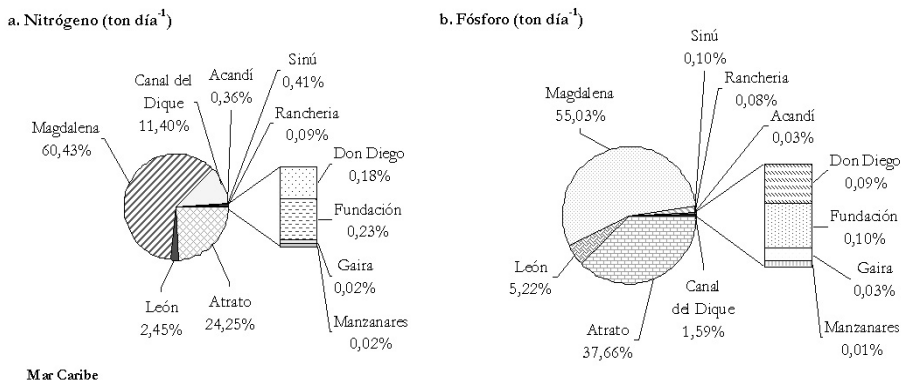


Figura 3-3. Distribución de la descarga de (a) Nitrógeno total y (b) Fósforo total por los ríos que tributan al Caribe en Colombia (toneladas año⁻¹).

Coliformes fecales (NMP día⁻¹)

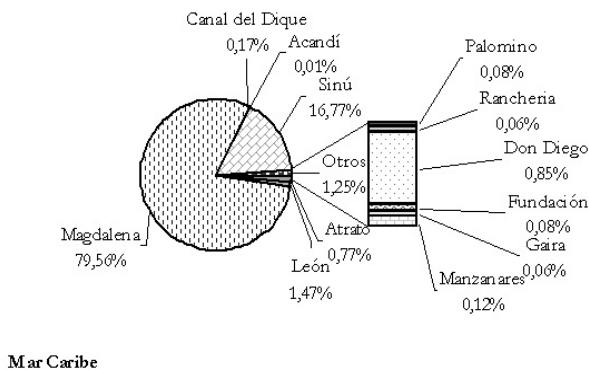


Figura 3-4. Distribución de la descarga de coliformes fecales en los ríos tributarios al Caribe (NMP día⁻¹).

3.4.1.5. Residuos de Hidrocarburos del petróleo

Las concentraciones de estas sustancias en la región del caribe están directamente relacionadas con las fuentes de contaminación; las cuales tienen su origen en actividades portuarias y marítimas, así como en la exploración, explotación, transporte, refinación, diversos usos del petróleo y sus derivados.

Históricamente en la zona costera del Atlántico, Bolívar y Magdalena se han encontrado altos valores de Hidrocarburos Disueltos y Dispersos (HDD), que superan los $10 \mu\text{g L}^{-1}$ establecidos como norma para aguas marinas y costeras no contaminadas (Marín *et al.*, 2005). Los tres departamentos mencionados se caracterizan por una alta actividad marítima, instalaciones industriales a orillas de los cuerpos de agua y grandes centros urbanos que descargan aguas servidas directamente al mar. La figura 3-5, muestra la distribución de los hidrocarburos disueltos y dispersos en proporción a las descargas de los ríos.

Hidrocarburos Disueltos y Dispersos (kg día^{-1})

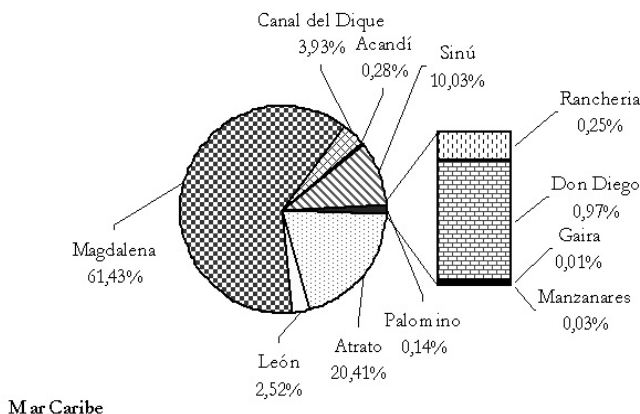
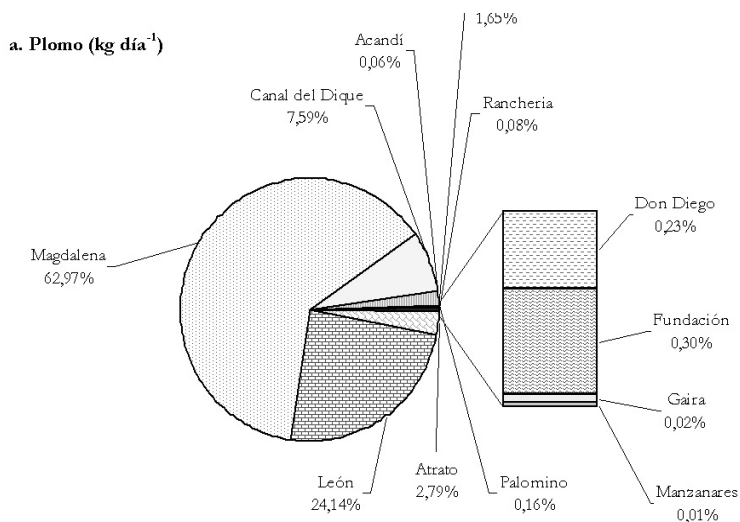


Figura 3-5 Distribución de la descarga de Hidrocarburos disueltos y dispersos por los tributarios (kg día^{-1})

3.4.1.6. Metales pesados

Las actividades industriales, agroindustriales y mineras son las principales fuentes que tributan a los sistemas acuáticos estos tóxicos. Entre las áreas o zonas de mayor afectación y vulnerabilidad es importante resaltar entre otros, el ecosistema Ciénaga Grande de Santa Marta (CGSM) donde ingresa gran material de origen terrígeno a través de los ríos que fluyen desde la Sierra Nevada de Santa Marta y del río Magdalena (Campos, 1989; Espinosa *et al.*, 2005), este último por ser el responsable de transportar durante su recorrido de sur a norte, desechos domésticos e industriales de las grandes ciudades y los centros de mayor producción económica del país (Marín *et al.*, 2005). Como se observa en la figura 3-6, los ríos Magdalena, León y Atrato son los mayores aportantes de plomo y cadmio a la zona costera del Caribe en Colombia.



b. Cadmio (kg día^{-1})

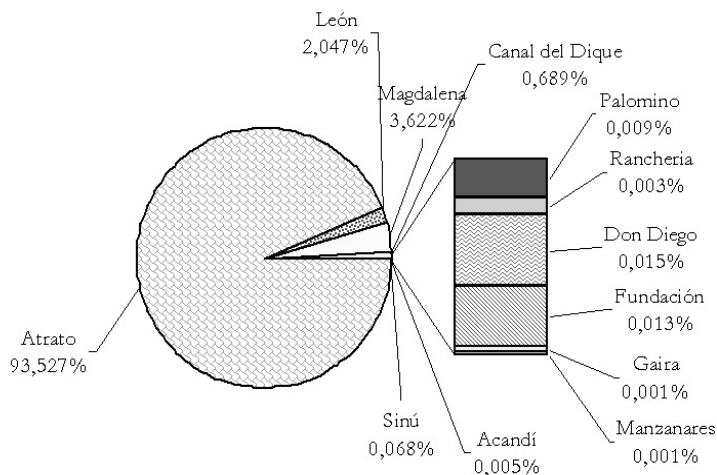


Figura 3-6. Distribución de la descarga de Metales pesados
(a. Plomo y b. Cadmio) por tributarios (kg. día^{-1})

3.4.1.7 Plaguicidas organoclorados

Para el Caribe colombiano, las descargas de plaguicidas han venido disminuyendo su concentración desde que se iniciaron los trabajos de monitoreo continuo (Garay *et al.*, 2001), como consecuencia de la prohibición de su uso en los cultivos legales. Sin embargo, en algunos sitios aun se usan, los cuales generan concentraciones en los cuerpos acuáticos cercanos (Marín *et al.*, 2005). En la tabla 3-2, se observa que el río Atrato es el río que mayor descarga de este contaminante realiza al Caribe, incluso triplica la descarga que realiza el río Magdalena (3244 g día⁻¹ de OCT).

3.4.2 Costa Pacífica Colombiana

En el litoral Pacífico la industria se encuentra representada en la ciudad de Buenaventura por las madereras, químicas y de alimentos (Procesamiento). En Tumaco los vertimientos industriales se derivan de camaroneras, pesquerías, procesadoras de alimentos hidrobiológicos, madereras y minería (Garay, 2001; 2002; Marín, 2003-2005). La tabla 3-3, muestra las cargas principales de contaminantes y otros materiales desde el continente al medio marino.

3.4.2.1. Demanda Bioquímica de Oxígeno

El río San Juan aporta el 86 % de la carga de DBO al Pacífico, una diferencia considerable comparándolo con los aportes de los otros ríos (116 ton día⁻¹); sin embargo la concentración promedio es baja (0.65 mg L⁻¹), de acuerdo a los valores de referencia de 5mg L⁻¹ de DBO₅ a partir de la cual se presentan riesgos para los organismos acuáticos. La figura 3-7, muestra las proporciones de la descarga de la DBO₅.

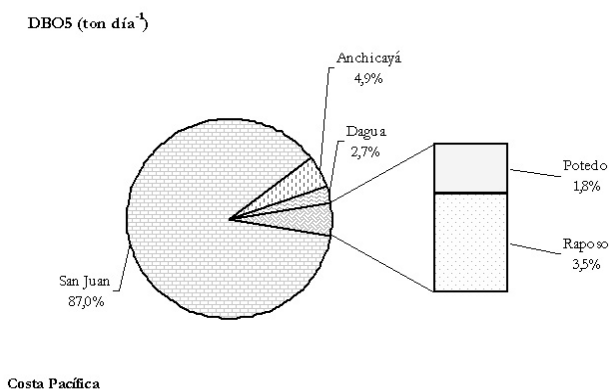


Figura 3-7. Distribución de la descarga de DBO₅ en los ríos tributarios del Pacífico (toneladas día⁻¹).

Tabla 3-3. Cargas procedentes de tributarios continentales en el Pacífico colombiano.

Pacífico	Q	DBO	NT	PT	SST	Cr	Pb	Cd	HDD	OCT	CFS
Rio	m³ s⁻¹	Ton día⁻¹				Kg día⁻¹			g día⁻¹		NMP día⁻¹
Guapi	600		2.86	0.29	1058	5.70	273.72	22.81	13.48	124.42	2.9E+15
Micay	625.8		4.97	0.38	3385	130.85	253.04	10.27	17.03	8.11	1.6E+15
San Juan	2054	116.2	39.88	10.65	21358				49.16	0.00	2.3E+15
Iscuandé	600		3.65	0.37	1794	5.70	291.86	22.29	36.55	492.48	2.3E+15
Mira	877.7		5.66	1.01	4580	8.34	442.87	45.50	219.92	144.08	3.5E+15
Patia	356		1.61	0.29	1027	12.30	242.68	19.69	14.61	132.26	
Anchicayá	79.6	6.5	0.51	0.41	67				2.55		1.7E+14
Dagua	79.6	3.6	0.73	0.41	36				3.44		1.7E+14
Potedó	60	2.4	0.39	0.59	17				9.76		1.2E+15
Raposo	70	4.7	0.47	0.36	33				3.69		1.5E+14
TOTAL PACIFICO	5403	134	61	15	33355	163	1504	121	370	901	1.4E+16

3.4.2.2 Sólidos Suspendidos totales

El río San Juan, es el que mayor aporte de sólidos suspendidos realiza a la costa pacífica con un 64% consecuente con las 21358 ton día⁻¹, que generan los 120.3 mg L⁻¹ promedio y su abundante caudal de 2054 m³ s⁻¹. En orden de importancia le sigue el río Mira con el aporte del 13.7 % correspondiente a 4580 ton día⁻¹. En la figura 3-8, se observa la distribución porcentual de las descargas de sólidos suspendidos totales para los ríos del Pacífico colombiano.

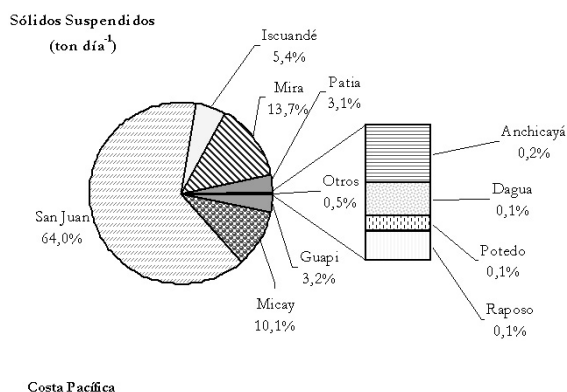


Figura 3-8. Distribución de la descarga de Sólidos suspendidos transportados por los ríos del Pacífico a la zona costera (toneladas día⁻¹).

3.4.2.3 Nutrientes. Nitrógeno total (NT) y Fósforo total (PT)

Los tributarios que presentan las mayores descargas de nitrógeno (NT) y fósforo total (PT) son en su orden el río San Juan y el río Mira, que para el NT contribuyen con el 79% y el PT el 75% de la descarga total de estos nutrientes al Pacífico colombiano. Como es sabido, la descarga crónica de nitrógeno y fósforo en sus diferentes formas, orgánicas e inorgánicas, es la causa principal de fenómenos de desequilibrio ecológico, como la eutrofización en sistemas acuáticos marinos cerrados o con bajas condiciones hidrodinámicas. La figura 3-9, muestra la distribución de descargas para el nitrógeno y fósforo en los ríos del Pacífico.

3.4.2.4 Coliformes fecales

Se observan las mayores contribuciones de coliformes fecales en el río Mira y río Guapi con un aporte en conjunto de 44% (figura 3-10), seguidos por los ríos San Juan e Iscuandé, cuyo aportes conjunto es de alrededor del 32% del total de la descarga al Océano Pacífico. La mayor abundancia de coliformes en estos tributarios se debe a la gran influencia de asentamientos humanos.

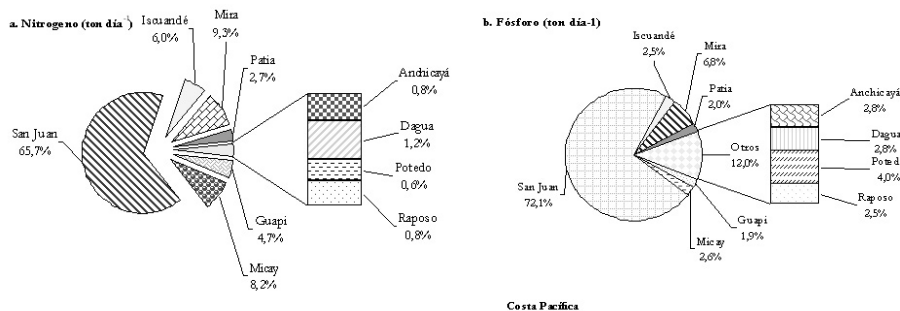


Figura 3-9. Distribución de la descarga de (a) Nitrógeno total y (b) Fósforo total en los ríos del Pacífico (toneladas año⁻¹).

El vertimiento directo de aguas servidas urbanas en el sector costero, las escorrentías de las inundaciones de asentamientos poblacionales, la poca cobertura del sistema de alcantarillado, lixiviados de basuras, pozos sépticos, crecimiento urbano y las construcciones de infraestructura sin el adecuado tratamiento y deposición de aguas residuales, conllevan al deterioro sanitario de las aguas interiores y costeras del país. En la figura 3-10, se indican las distribuciones porcentuales de la descarga de coniformes fecales por los ríos más caudalosos del Pacífico.

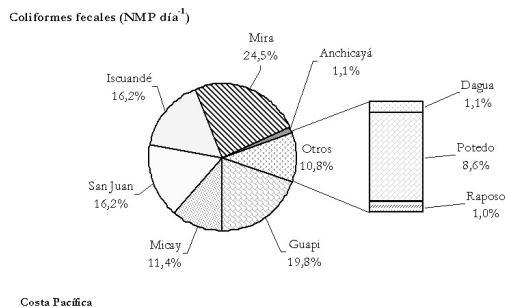


Figura 3-10. Distribución de la descarga de Coliformes fecales en los ríos del Pacífico (NMP día⁻¹)

3.4.2.5. Residuos de Hidrocarburos del petróleo

En el Pacífico, las zonas costeras más impactadas por estos compuestos corresponden a la de los municipios de Buenaventura, Tumaco y Guapi; coincidiendo en que son los polos de desarrollo de la región, así como los centros más poblados sobre la llanura pacífica. Pequeñas poblaciones como Bahía Solano, Ladrilleros y Timbiquí en el sur de Cauca, presentan un impacto medio en este aspecto, mientras que la parte norte de Cauca y Chocó, como en el sur de Valle del Cauca permanecen relativamente limpias.

En la figura 3-11 se observa que los afluentes con mayor carga de hidrocarburos del petróleo son el río Mira con el 59.4% y el San Juan con 13.3% de los 370 kg día⁻¹ que se arrojan a las aguas del océano Pacífico. Es importante resaltar que en los monitoreos de la REDCAM, en el río Guapi se han determinado concentraciones altas, por encima de los 10 µg L⁻¹ de HDD.

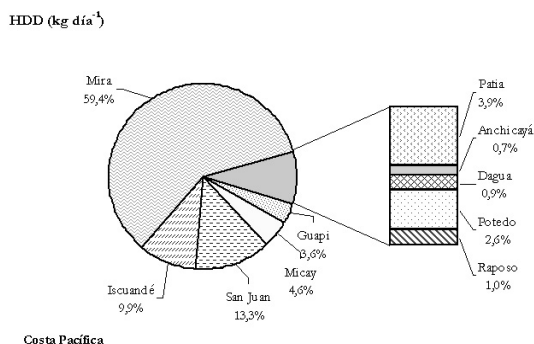


Figura 3-11. Distribución de la descarga de HDD en los ríos del Pacífico (kg día⁻¹)

3.4.2.6. Metales pesados

Las cargas de los metales pesados en el Pacífico se muestran en la Figura 3-12. El río Mira aporta el 29.4% de la carga total de Plomo (1504 kg día⁻¹) y el 37.7% del Cadmio total (121 kg día⁻¹), para los cálculos realizados por el proyecto REDCAM en el 2005. El río Icuandé le sigue en orden de importancia con el 19.4% y 18.5% para Plomo y Cadmio respectivamente.

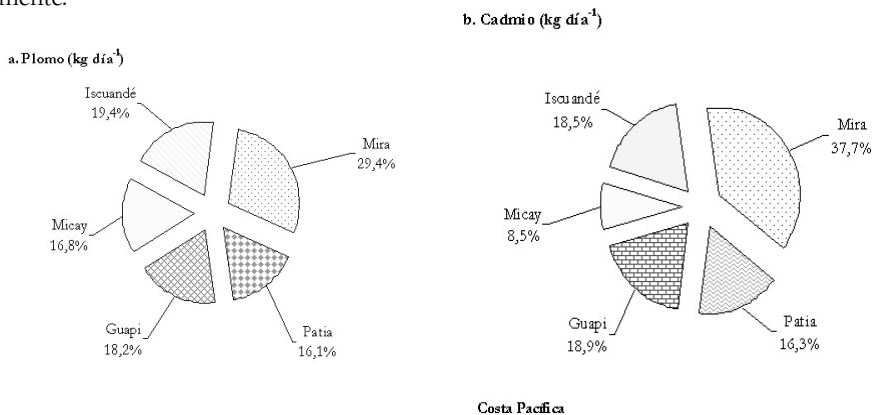


Figura 3-12. Distribución de la descarga de Metales pesados (a. Plomo y b. Cadmio) en los ríos del Pacífico.

3.4.2.7. Plaguicidas organoclorados

En el Pacífico se identifican como fuentes de plaguicidas las escorrentías de los ríos de la parte sur principalmente en Tumaco, que es el único municipio costero donde se desarrolla agricultura intensiva de palma africana, las campañas de erradicación de la malaria, las actividades de inmunización de la madera en aserrios y en los últimos años la aparición de cultivos ilícitos (DANE, 2002). Más del 50 % de la descarga de OCT's se realiza por el río Iscuandé, mientras que el otro 50 % lo asumen los ríos Mira, Patía y Guapi.

3.5. Descargas domésticas

En la tabla 3-4 se presenta la información relacionada con el número de habitantes de las poblaciones ubicadas en el litoral Caribe y Pacífico colombiano, que han servido de base para el cálculo de las descargas de factores contaminantes al mar. La población total proyectada para el año 2004 de los municipios ubicados a lo largo de la línea de costa del Caribe colombiano, según la proyección del gobierno colombiano, se ha estimado en más de 4 millones de habitantes, que corresponde a un crecimiento poblacional promedio del 2.2% anual. En esta prospección no se ha tenido en cuenta el aporte de la población turística, que incrementan temporalmente en algunas poblaciones costeras la descarga de aguas residuales.

Para el cálculo de las descargas domésticas se aplicaron los cuatro factores aceptados como contribuciones diarias por persona, asociados al material orgánico biodegradable. Para el caso de países tropicales estos factores per-cápita están referenciados por varios autores, entre ellos Metcalf y Eddy (1996) y Mara (1980).

Las áreas que corresponden a los índices más altos de densidad poblacional son las más afectadas (Panizzo, 1983). Como se observa en la tabla 3-4, las mayores descargas aportadas se relacionan con los departamentos que albergan las ciudades más desarrolladas: Barranquilla, Cartagena y Santa Marta que tienen el mayor número de habitantes y por lo tanto un alto porcentaje de desechos de aguas residuales domésticas en términos de DBO₅, DQO, NT y PT. En ese mismo orden le siguen Turbo con 4.7% de los aportes que van finalmente al mar Caribe. En el Pacífico las ciudades costeras más pobladas son Buenaventura (6%) y Tumaco (4.7%).

Las mayores descargas de DBO₅ a los sistemas de alcantarillado costeros corresponden en su orden a Barranquilla, Cartagena y Santa Marta, muy concordantes con su nivel poblacional. Estas tres capitales de departamento aportan en conjunto el 74 % de la DBO₅ total descargada por las poblaciones costeras del Caribe colombiano. Es importante mencionar que en el caso de Barranquilla, ésta urbe no vierte directamente al mar sus desechos líquidos domésticos e industriales, siendo el tributario receptor el río Magdalena, pero su

Tabla 3-4. Valores de descarga de las poblaciones costeras con influencia directa al Mar Caribe.

Fuente Población: DANE, Censo 1993 y Proyecciones por municipios a 2004.

* Segregado del Municipio de Riohacha, Ord. 30 de noviembre 15 de 1995.

Departamento	Municipio	Población (proy. 2004)	DBO	DQO	NT	PT
San Andrés	San Andrés	77.084	3.238	7.708	154	62
	Providencia	6.319	265	632	13	5
Guajira	Manaure	46.134	1.938	4.613	92	37
	Riohacha	99.472	4.178	9.947	199	80
	Dibulla*	18.055	758	1.806	36	14
Magdalena	Santa Marta	447.860	18.810	44.786	896	358
	Ciénaga	124.255	5.219	12.426	249	99
	Pueblo Viejo	24.408	1.025	2.441	49	20
Atlántico	Barranquilla	1.386.895	58.250	138.690	2.774	1.110
	Puerto Colombia	43.908	1.844	4.391	88	35
	Soledad	344.315	14.461	34.432	689	275
Bolívar	Cartagena	1.030.149	43.266	103.015	2.060	824
Sucre	Tolú	43.122	1.811	4.312	86	34
Córdoba	San Antero	19.418	816	1.942	39	16
	San Bernardo del Viento	29.443	1.237	2.944	59	24
	Moñitos	24.203	1.017	2.420	48	19
	Puerto Escondido	10.985	461	1.099	22	9
	Los Córdoba	9.481	398	948	19	8
Antioquia	Arboletes	21.779	915	2.178	44	17
	San Juan de Urabá	23.456	985	2.346	47	19
	Necoclí	42.638	1.791	4.264	85	34
	Turbo	126.025	5.293	12.603	252	101
Chocó Caribe	Acandí	11.319	475	1.132	23	9
Costa Caribe		4.010.723	168.450	401.072	8.021	3.209
Chocó Pacífico	Juradó	5.275	222	528	11	4
	Bahía Solano	8.139	342	814	16	7
	Nuquí	5.353	225	535	11	4
	Bajo Baudó	14.026	589	1.403	28	11
Valle del Cauca	Buenaventura	276.517	11.614	27.652	553	221
Cauca	López	27.966	1.175	2.797	56	22
	Guapi	31.642	1.329	3.164	63	25
Nariño	El Charco	21.817	916	2.182	44	17
	Mosquera	11.351	477	1.135	23	9
	Pizarro	11.154	468	1.115	22	9
	Tumaco	166.030	6.973	16.603	332	133
	La Tola	6.768	284	677	14	5
Costa Pacífica		586.038	24.614	58.604	1.172	469
Total		4.596.761	193.064	459.676	9.194	3.677

desembocadura al Caribe se localiza a muy pocos kilómetros (Ramírez y Vivas, 2004). El océano Pacífico recibe la mayoría de sus descargas de Buenaventura y Tumaco que suman el 10.7 % de la descarga total (Ramírez y Vivas, 2005).

3.6. Estado de la calidad química y sanitaria de las aguas

El principal efecto de las fuentes de contaminación a la zona costera del país se refleja en la calidad de las aguas usadas para baño (turismo), aunque en el país aun no se han presentado episodios graves de enfermedades asociadas a los balnearios públicos, el continuo vertimiento de aguas servidas influye en las cualidades de las aguas costeras. Las aguas residuales generadas por las actividades industriales pueden tener impactos diferentes sobre los ecosistemas acuáticos. Una vez que estos efluentes son vertidos a una red de alcantarillado y de allí trasladados a una corriente natural o al mismo mar, tienen gran incidencia sobre los organismos acuáticos residentes y sobre la salud pública. Por lo anterior, las industrias que descargan sus desechos líquidos deberían cumplir con lo estipulado en la legislación ambiental sobre vertimientos, que en Colombia tiene como referencia normativa el Decreto 1594 de 1984 (MinSalud, 1984; Ramírez y Vivas, 2005).

Uno de los problemas sanitarios más críticos en los países de América Latina y el Caribe, es la descarga incontrolada de aguas residuales sin tratamiento, las cuales contaminan los recursos hídricos superficiales y subterráneos. La inadecuada disposición de excretas y la ausencia o el deficiente sistema de alcantarillado están asociados a la contaminación del agua causando numerosas enfermedades, tales como: el cólera, la amebiasis, la hepatitis, fiebre tifoidea y paratifoidea, entre otras (González *et al.*, 2002).

3.6.1. Costa Caribe Colombiana

3.6.1.1. Características fisicoquímicas

En las aguas costeras del Caribe colombiano, se han encontrado que los iones amonio ingresan de manera significativa a las zonas costeras del departamento de Bolívar ($205.9 \mu\text{g L}^{-1} \text{NH}_4$). Para el ión nitrato las zonas costeras del Atlántico, Antioquia y Bolívar, fueron las que presentaron mayor concentración (promedios de 373, 200 y $206.7 \mu\text{g L}^{-1} \text{NO}_3$). Para éste ión es relevante mencionar que las aguas del Chocó Caribe, han presentado concentraciones históricas altas, pero su tendencia actual es a disminuir (el promedio es de $405.6 \mu\text{g L}^{-1} \text{NO}_3$).

Las concentraciones de ortofosfatos fueron superiores a $120 \mu\text{g L}^{-1}$ en las aguas de los departamentos de Atlántico, Antioquia y Magdalena. Tanto las concentraciones de nitratos, como las de ortofosfatos son influidas en su mayor parte por las descargas de aguas servidas (PNUMA, 1994; Restrepo y Kjerfve, 2002).

En cuanto a los valores de salinidad se evidenció que las aguas costeras del departamento de Antioquia presentan promedio de sales más bajo (7.76), mientras que San Andrés presentó el promedio más alto como consecuencia de su ubicación geográfica y los pocos aportes de aguas dulces que aportan las islas al mar. La salinidad es una medida de la concentración de sales en el agua del mar, pero el ingreso masivo de agua desde el continente afecta dicha concentración disminuyéndola.

A pesar del ingreso de nutrientes al Mar Caribe, éste es un cuerpo de agua que por lo general es de aguas limpias y poca producción primaria (oligotrófico), por lo que se considera que el ingreso de estos nutrientes ayuda en el mantenimiento de la fertilización de sus aguas (Garay *et al.*, 2001). Esta hipótesis es cierta en la medida que para las aguas costeras del caribe colombiano no se conocen, fenómenos de eutrofización. Sólo en sitios con algún grado de limitación en la circulación del agua, se han observado estas condiciones (Espinosa *et al.*, 2005).

3.6.1.2. Contaminantes químicos y sanitarios

Hidrocarburos Disueltos y Dispersos

Los sitios costeros más afectados por hidrocarburos disueltos y dispersos, corresponden al área de influencia de las ciudades de Santa Marta, Barranquilla, Cartagena; y a los Golfos de Morrosquillo y Urabá. Algunas zonas como el sur de la Guajira y San Andrés tienen un impacto medio; y regiones como el norte del Magdalena y norte de la Guajira permanecen relativamente limpias ante estos compuestos (Figura 3-13).

La tendencia de las concentraciones de HDD en el tiempo ha sido a disminuir, en el 2001, las concentraciones presentaron rangos más amplios, alcanzando los $33.0 \mu\text{g L}^{-1}$ (Magdalena) en la época seca, y $49.4 \mu\text{g L}^{-1}$ (Bahía Cartagena), en la húmeda; en el año siguiente las concentraciones no superaron los $17.8 \mu\text{g L}^{-1}$ (Córdoba) para la época seca y $25.17 \mu\text{g L}^{-1}$ (San Andrés), en la húmeda. Para 2003 el valor máximo fue de $9.87 \mu\text{g L}^{-1}$ (Golfo de Morrosquillo); en el 2004 de $9.74 \mu\text{g L}^{-1}$ (Atlántico); y en la época seca del 2005 de $4.7 \mu\text{g L}^{-1}$, nuevamente en el golfo de Morrosquillo (Garay *et al.*, 2001 y 2002; Marín *et al.*, 2003-2005).

Metales pesados

Colombia no dispone de normas y estándares nacionales sobre los niveles permisibles de estos tóxicos en el medio marino, por lo que se utilizó como referencia para la evaluar la calidad de las aguas marinas y costeras, los criterios que establece la escala conceptual propuesta por Marín y colaboradores (1999). Dicha escala ha permitido representar los resultados que se muestran en la figura 3-14. En ella se aprecia, que el sector de la bahía de Cartagena sigue siendo motivo de preocupación, las concentraciones registradas durante

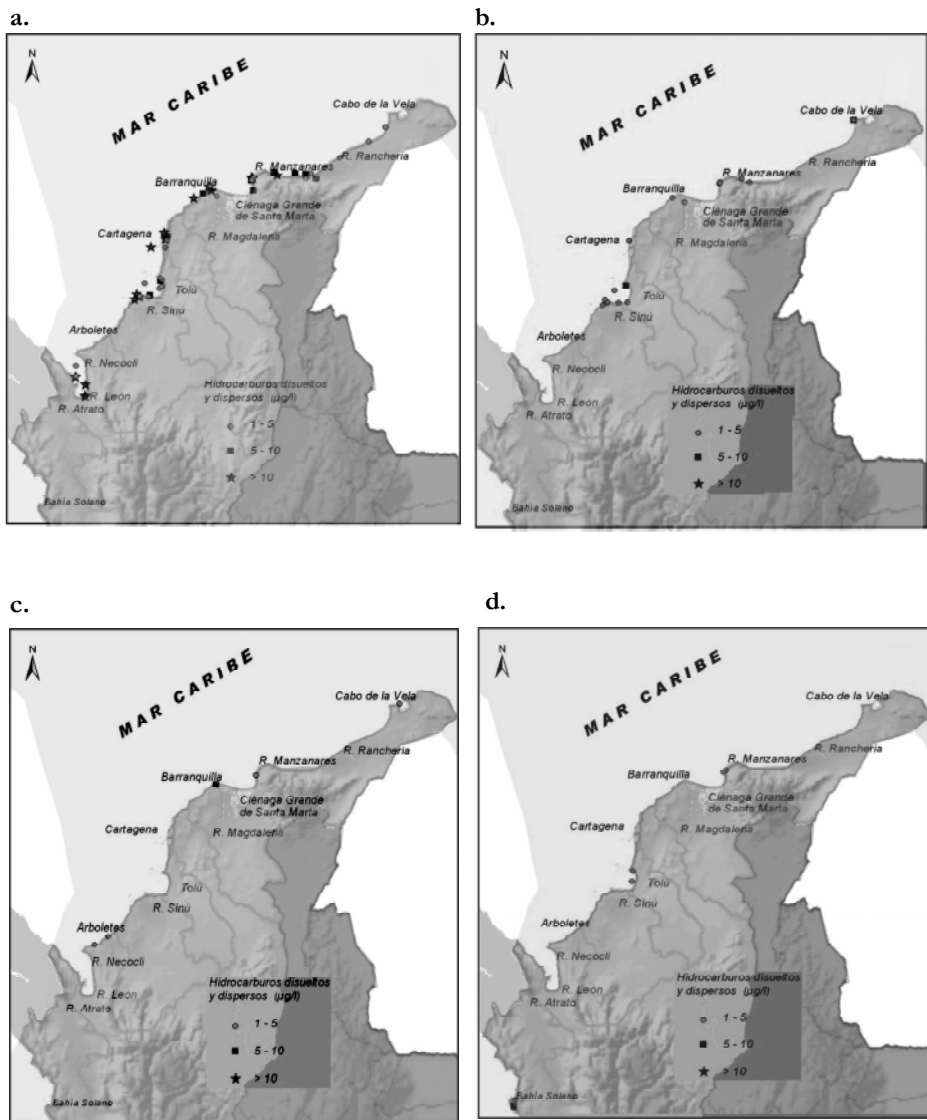


Figura 3-13. Distribución de los HDD en las aguas costeras del Caribe colombiano
a) 2001 – 2002 b) 2003 c) 2004 y d) Primer semestre del 2005.

algunas épocas para Cd y Pb en zonas como el polvorín, el Canal del Dique y frente a CORELCA. Las concentraciones se encuentran en rangos mayores de $100 \mu\text{gPb L}^{-1}$ y $20 \mu\text{gCd L}^{-1}$ que según la escala, clasifican como Contaminación Alta. San Andrés evidencia la problemática de la contaminación en sitios como Bahía Hocker, Alcantarillado y Muelle, por las concentraciones de plomo que se registran y que se encuentran por encima de los $50 \mu\text{gPb L}^{-1}$, indicando Contaminación Media.

Los departamentos de Sucre y Córdoba, en el sector del golfo de Morrosquillo, se encuentra que la Ciénaga la Caimanera y el Caño Alegría presentan también concentraciones de Pb que se enmarcan dentro del rango de Contaminación Media, es decir con valores promedios que superan los $50 \mu\text{gPb L}^{-1}$. En el Departamento del Atlántico se reportan para algunos años y épocas, concentraciones promedios de Pb y Cd moderadamente altos, con respecto a los criterios que se establecen en la escala, los resultados registrados en el sector del río Magdalena; clasifican como Contaminación Media. Para los departamentos restantes, las concentraciones de Cd y Pb se encontraron en el rango establecido como No Contaminado por lo cual se puede decir que son áreas que no presentan mayor impacto generado por metales pesados (Garay *et al.*, 2001 y 2002; Marín *et al.*, 2003-2005). A pesar del ingreso de estos contaminantes al medio marino, su influencia sobre los organismos y ecosistemas es limitada, debido a la precipitación de estos iones al fondo marino, durante las primeras horas.

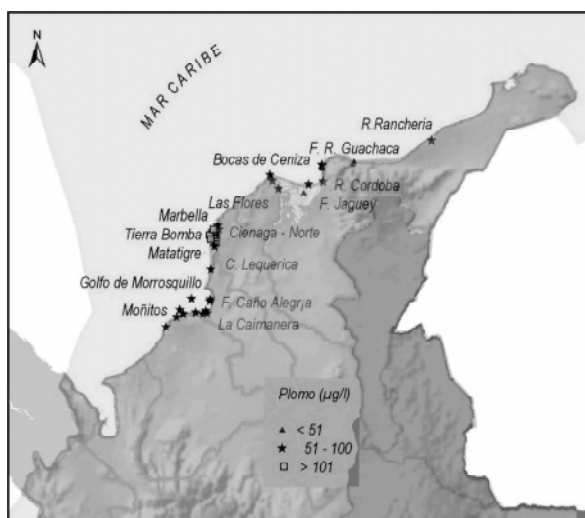


Figura 3-14. Distribución de la contaminación por metales pesados en aguas costeras del Caribe colombiano. 2001-2004.

Microbiológica

En la Figura 3-15 se representan los puntos identificados como de vertimientos Coliformes termotolerantes a la zona costera de Colombia en donde se encontraron concentraciones en los rangos entre 6.600 – 1.600.000 NMP Cf/100 ml durante los años 2001-2005, principalmente en los departamentos de Atlántico, Magdalena, Córdoba, Chocó y Cauca. En Atlántico son las estaciones ubicadas Frente a Dársena y las Flores. En San Andrés y Providencia la del alcantarillado, en Magdalena el emisario submarino y en la Guajira el sitio denominado Vertimiento Riohacha.

Las playas constituyen una referencia importante en cuanto a la evaluación del impacto de los microorganismos en el medio marino, por su directa relación con los organismos y la salud humana. La figura 3-16 indica las estaciones destinadas a actividades de recreación en el Caribe colombiano y que además sobrepasaron el límite permisible por la legislación (> 200 NMP Cf/100 ml; simbolizadas con un cuadro). En esta región sólo el 5.6% de los balnearios estudiados (Pradomar, Necoclí y el Totumo) durante el primer semestre de 2005 sobrepasaron los niveles de Coliformes termotolerantes con rangos entre 240 – 1.700 NMP Cf /100 ml, comparado este porcentaje con el año anterior se observó una reducción ya que para el 2004, el 20% de la playas estaban por encima de los límites permisibles por la legislación del país. Los resultados del año 2005, pueden estar influenciados por el efecto de la luz solar que se considera como el factor individual más importante que contribuye a la muerte de los Coliformes termotolerantes en aguas marinas (Davies *et al.*, 1995).



Figura 3-15. Mapa con los principales vertimientos de Coliformes termotolerantes que impactan la zona costera del Caribe y Pacífico colombiano desde el 2001 hasta el 2005.



Figura 3-16. Presencia de Coliformes termotolerantes en los principales balnearios de la Costa Caribe durante el primer semestre de 2005. Los sitios representados con un cuadro sobrepasan el LMP por la legislación colombiana en actividades de contacto primario.

Plaguicidas organoclorados

En el Caribe la actividad económica que se desarrolla produce mayor presión ambiental, dado el gran número de habitantes de esta región, demandando productos, algunos dañinos, o que después de su uso se convierten en perjudiciales para el ambiente (aceites lubricantes, solventes de pinturas, insecticidas para el hogar y jardín, etc.). La necesidad de producir más alimentos conlleva a la utilización de compuestos agroquímicos y plaguicidas, que en muchas ocasiones terminan afectando seres distintos para los cuales fueron aplicados. Como las principales fuentes que aportan plaguicidas al medio marino se han identificado: los cultivos (banano, arroz, pastos, algodón, maíz y frutales); la manufactura de los mismos en Cartagena y Barranquilla; los residuos que son transportados por los ríos y escorrentías; tal es el caso del río Magdalena y los ríos que cruzan la zona bananera de Urabá y Magdalena.

Magdalena, Bolívar y Atlántico se han registrado los valores históricos más altos, comprensible desde el punto de vista de que estos departamentos junto con Córdoba y Sucre presentan uno de los desarrollos agrícolas más grandes de las llanuras costeras del País. Ha sido recurrente la presencia de OC en Bolívar, principalmente la Bahía de Cartagena y la Ciénaga de Tesca. También, se han reportado concentraciones altas en aguas, sedimentos y organismos de la Ciénaga Grande de Santa Marta (Ramírez, 1988); y el Golfo de Urabá, en cuya cuenca existe una fuerte actividad bananera que consume estos agroquímicos (Morales, 2001), las concentraciones de los contaminantes se mantienen estables (15.9 ng/l; Marín *et al.*, 2005)

3.6.2. Costa Pacífico Colombiana

3.6.2.1 Características fisicoquímicas

Las variables fisicoquímicas en las aguas de los departamentos de la costa Pacífica, presentaron poco ingreso del ión amonio ($22 \mu\text{g L}^{-1} \text{NH}_4$), lo cual es buen síntoma para estas aguas. La concentración del ión nitrato, si presentó altas concentraciones de ingreso a la zona costera (promedio de $191 \mu\text{g L}^{-1} \text{NO}_3$) y el departamento que más contribuye con esas concentraciones es el Valle del Cauca ($506.9 \mu\text{g L}^{-1} \text{NO}_3$). Para el fósforo inorgánico, el Valle también es el que más aporta ($58.48 \mu\text{g L}^{-1} - 3\text{PO}_4$). Se infiere que estas concentraciones en las costas del Valle del Cauca, son producto de la agricultura tecnificada y las descargas de aguas servidas (Tejada *et al.*, 2003).

En las mediciones del oxígeno y el pH, se observó los cambios durante los muestreos realizados, aunque en general se conservan las condiciones normales para este tipo de aguas estuarinas (entre 6 y 8 unidades).

La influencia de las aguas continentales, como consecuencia del régimen climático en el Pacífico colombiano, se evidencia en las mediciones de la salinidad, los promedios para cada departamento y por año manifiestan condiciones de aguas estuarinas cuya salinidad promedio alcanza 13.84 (unidades prácticas de salinidad). La descarga de los ríos arrastra gran cantidad de sedimentos, aumentando la turbidez de sus aguas; el promedio de los sólidos en suspensión en aguas del Pacífico colombiano fue 35.15 mg L^{-1} , pero se han registrado valores superiores a 700 mg L^{-1} en aguas costeras del departamento de Nariño.

La dinámica de las aguas costeras en el Pacífico, es bastante fuerte lo cual favorece la mezcla de aguas continentales y marinas; la circulación de las aguas mezcladas permite que las aguas costeras presenten productividades primarias que favorecen el potencial pesquero del Pacífico en Colombia (INVEMAR, 2004).

3.6.2.2 Contaminantes químicos y sanitarios

Hidrocarburos Disueltos y Dispersos

Las zonas costeras más impactadas por estos compuestos corresponden a la de los municipios de Buenaventura, Tumaco y Guapi; coincidiendo en que son los polos de desarrollo de la región, así como los centros más poblados sobre la llanura pacífica. Pequeñas poblaciones como Bahía solano y Ladrilleros, y Timbiquí en el sur de Cauca presentan un impacto medio en este aspecto, mientras que la parte norte de Cauca y Chocó y el sur de Valle del Cauca permanecen relativamente limpias.

A pesar del menor desarrollo de la costa Pacífica en relación a la Caribe, sorprende en ciertos casos los valores altos ($>10 \mu\text{g L}^{-1}$ de HDD), registrados en ciertas estaciones, como es el caso de algunas concentraciones de HDD medidas en la desembocadura del río Guapi, departamento del Cauca. Si bien es cierto, que existen menos habitantes en la región del Pacífico, las pocas actividades que se realizan pueden causar un gran impacto y deteriorar gravemente el ambiente marino. En esto ha influido mucho la actividad colonizadora, el desplazamiento forzado desde otros departamentos y el auge de cultivos ilícitos; lo que ha llevado a que proliferen los expendios de combustibles a las orillas de los ríos y en la zona costera, para uso de lanchas y procesamiento de alcaloides. Dadas las características de las actividades que generan estos residuos, su presencia no es constante en todos los sitios y las concentraciones altas que se encuentran en ciertos momentos obedecen a condiciones puntuales (Marín *et al.*, 2005).

El comportamiento de estos residuos a través del tiempo en la región del Pacífico, ha sido algo similar a la del Caribe (Figura 3-17), las concentraciones más altas corresponden al primer semestre del 2001 con $33.7 \mu\text{g L}^{-1}$ (río Tapaje), en los muestreos siguientes las concentraciones halladas fueron menores, un máximo de $21.4 \mu\text{g L}^{-1}$ (río Mataje) en el segundo semestre del 2001, un valor máximo de $4.83 \mu\text{g L}^{-1}$ (río Nuquí) en el 2002, en el 2003 de $13.95 \mu\text{g L}^{-1}$. (Frente Bahía Solano), en el 2004 de $5.87 \mu\text{g L}^{-1}$ en la estación Frente a Ríos (Nariño); y en el primer semestre del 2005 de $1.48 \mu\text{g L}^{-1}$. En el río Iscuande (Nariño).

Metales pesados

Los estudios de contaminación por metales pesados en esta región del país son pocos si se comparan con los llevados a cabo en el Caribe, los resultados tomados en aguas también obedecen a mediciones de carácter puntual. Se realizó el diagnóstico de la contaminación por estos tóxicos químicos en las aguas costeras de los departamentos de la región pacífica, a partir de los resultados obtenidos desde marzo de 2001 hasta diciembre de 2004. Se utilizó como referencia para dicha evaluación, los criterios establecidos en la escala conceptual de valores indicativos (Marín *et al.*, 1999).

En los resultados se observa para el departamento de Nariño, que en las estaciones ubicadas dentro del sector comprendido entre bahía Guapi y punta Cascajal se reportan en algunas épocas concentraciones de plomo ligeramente aumentadas y que según la escala clasifican en el rango de concentración propuesto para Contaminación Media es decir, un poco mayor de $50 \mu\text{gPb L}^{-1}$. En los departamentos de Chocó y Cauca la mayor parte de la información obtenida durante los cuatro años de monitoreo, muestra que los niveles de riesgo son bajos con respecto a la contaminación por plomo. El cadmio y cromo no presentan niveles de riesgo en los departamentos costeros de esta región al registrarse para ellos concentraciones por debajo de $4.0 \mu\text{gCd L}^{-1}$ y $5.0 \mu\text{gCr L}^{-1}$ respectivamente.

Microbiológica

En el Pacífico las zonas más afectadas son Buenaventura, Tumaco y Guapi, considerados como los polos de desarrollo para la región; seguidas por las áreas donde desembocan los ríos más importantes de la cuenca Pacífica: San Juan, Anchicayá, Mira y Patía; permaneciendo relativamente limpias las zonas norte del Chocó y sur del Valle del Cauca (Tejada *et al.*, 2003). En la Figura 3-18 se representan los principales puntos de conexión de aguas servidas a la zona costera del Pacífico colombiano durante los últimos cinco años, especialmente en el Valle del Cauca se encontró La Bahía de Buenaventura con los vertimientos expulsados por los ríos Dagua y Potedo. Para el Chocó, los ríos con mayores vertimientos Jella, Valle y Nuquí.

Para la costa Pacífica, el 27.7% de las playas monitoreadas durante el primer semestre de 2005 sobrepasaron los niveles de Coliformes termotolerantes con rangos entre 300 – 800 NMP Cf /100 ml (Figura 3-18).

Los balnearios que excedieron los niveles de contaminación fecal fueron las estaciones ubicadas en Huina, Jurubida, Solano y Nuquí (Chocó). En el departamento de Nariño los balnearios de Salahonda y Mulatos. En el Valle del Cauca las áreas destinadas a recreación se encontraron en ese momento por debajo de los límites permisibles con referencia a la legislación del país. La presencia de los indicadores de contaminación fecal en estos lugares es consecuencia de los vertimientos directos de aguas servidas urbanas en el sector costero, generados por las poblaciones cercanas. Otros factores que influyen en esta problemática son: el incremento en la carga de sedimentos debido a la deforestación, poca cobertura del sistema de alcantarillado, lixiviados de pozos sépticos ribereños y crecimiento urbano no planificado.

Plaguicidas organoclorados

En la costa pacífica, las descargas de los ríos Iscuandé, Mira, Patía y Guapi son significativas en cuanto a aportes de la zona costera; aunque no existen registros de OC para años anteriores al 2001, en Cauca y Nariño los valores máximos son del mismo orden a los

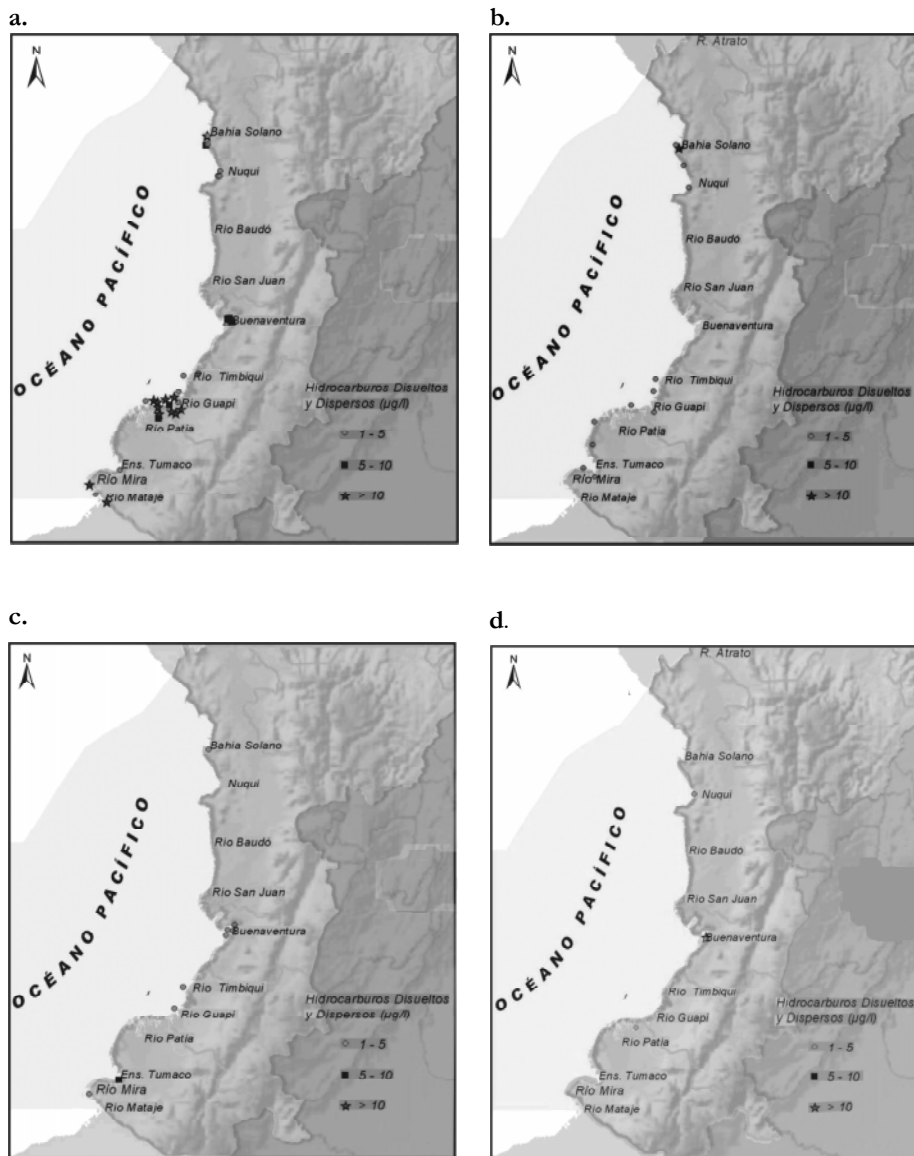


Figura 3-17. Distribución de los HDD en las aguas costeras del Pacífico colombiano
a) 2001 -2002, b) 2003, c) 2004 y d) primer semestre del 2005.

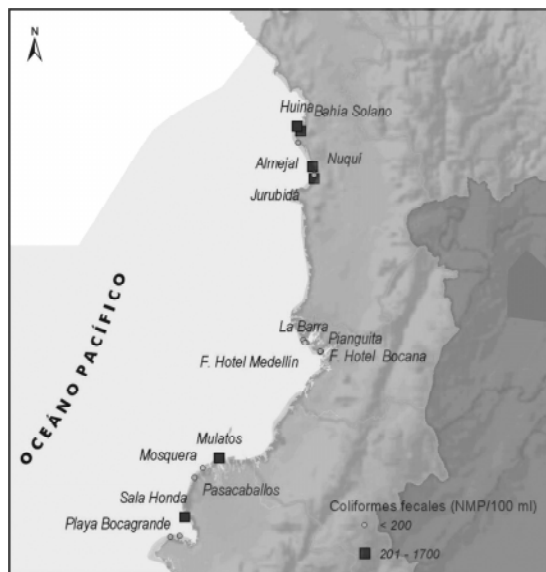


Figura 3-18. Presencia de Coliformes termotolerantes en los principales balnearios de la Costa Pacífica durante el primer semestre de 2005. Las estaciones representadas con un cuadro sobrepasan el LMP por la legislación colombiana en actividades de contacto primario.

registrados en el Caribe y en años anteriores, de mayor cuantía (Marín *et al.*, 2005). El valor máximo de OC en el monitoreo del 2001 se registró en Cauca (94 ng L^{-1} en río Guajui), en el primer semestre del 2002 la máxima concentración (35.8 ng L^{-1}) se registró en río Valle (Chocó); en el semestre siguiente fue de 70.3 ng L^{-1} localizado en un brazo del río Patía (Nariño); en el 2003 de 20.5 ng L^{-1} en estero Tribuga (Chocó); en el 2004 se reportó en la ensenada de Tumaco (78.7 ng L^{-1}) y en el primer semestre del 2005 fue de 27.0 ng L^{-1} en río Nuquí (Chocó). Los análisis del contaminante en toda la zona costera del Pacífico, no muestran una tendencia clara en el comportamiento y es necesario continuar con los monitoreos para poder definir lo que sucede en el medio acuático.

3.7. Efectos de la contaminación sobre los ecosistemas y la calidad de vida en las zonas costeras y marinas

El creciente aumento de las poblaciones que habitan las zonas costeras se encuentra estrechamente relacionado con un incremento en las actividades agrícolas e industriales. Como resultado de estas actividades se ha visto afectada la “salud” de los ecosistemas costeros ante el manejo inadecuado de los desechos sólidos y líquidos, con significativas implicaciones a nivel ecológico, socioeconómico y de salubridad.

Los dos principales mecanismos asociados con los efectos de los residuos agrícolas son la bioconcentración (acumulación del químico desde el medio circundante en un organismo) y la biomagnificación (la concentración creciente de un producto químico dentro de la cadena alimenticia). Así como los organismos más pequeños son consumidos por organismos más grandes, la concentración de pesticidas y otros químicos son magnificados en los tejidos musculares y otros órganos. Así, pueden observarse las mayores concentraciones en las aves rapaces e incluso en el hombre.

Debido a su ubicación geográfica, los ecosistemas de manglar son los que generalmente reciben la influencia de los contaminantes provenientes del continente.

La alteración del régimen hídrico, la tala, el relleno, la sobreexplotación y la contaminación han provocado un deterioro notable en áreas como la Isla de Salamanca, la Ciénaga Grande de Santa Marta, las ciénagas de Tesca y del Francés, donde los suelos se hipersalinizaron y parte del manglar murió. En algunos casos (Ciénaga Grande de Santa Marta, Isla de Salamanca y Ciénaga de Tesca) se realizaron trabajos de dragado, obras de ingeniería y reforestación, logrando resultados alentadores en su dinámica natural (Garay *et al.*, 2002; Marín *et al.*, 2004; Espinosa *et al.*, 2005).

En el Pacífico colombiano se concentra la mayor extensión de manglares del país, la cual ocupa una franja casi continua y de ancho variable. Aunque en esta costa el impacto sobre el ecosistema ha sido de menores proporciones, se calcula una reducción del 5% (casi 14.000 ha) de estos manglares entre 1969 y 1996, la mayor parte de la cual se ha dado en el Cauca, como consecuencia de la tala para aprovechamiento de madera y desarrollo agropecuario (Vargas, 2002), además de procesos erosivos fluvio-marinos y la salinización de suelos (Garzón-Ferreira 1998; Marín *et al.*, 2004). En la bahía de Buenaventura, los árboles de mangle son muy bajos y poco desarrollados debido al alto nivel de intervención por aprovechamiento forestal, la proliferación de asentamientos humanos y la contaminación por residuos líquidos y sólidos (Sánchez *et al.*, 1997). En Nariño los manglares han recibido impactos derivados de la explotación para la obtención de taninos, la construcción de piscinas camaroneras, la sustitución por cultivos agrícolas de subsistencia y la obtención de leña. Por otra parte, las autoridades locales han emprendido proyectos de recuperación, lo que sumado a la disminución del impacto por el cese del aprovechamiento y la reducción en el mercado de las camaroneras ha propiciado una lenta recuperación de este ecosistema.

Las playas y litorales rocosos han sufrido directamente el impacto del turismo y el crecimiento poblacional. Igualmente, la inadecuada disposición de desechos han impactado la calidad paisajística de estos ecosistemas, por la acumulación de basuras, aguas turbias, redundando en el deterioro de estos hábitats que además generan importantes ingresos

económicos a los pobladores locales y la nación. Aunque no se cuenta con información cuantitativa, en general se puede decir que las comunidades de playas y litorales que han sido impactados por la contaminación y la sobreexplotación son aquellas ubicadas en las cercanías a los centros poblacionales y turísticos como Santa Marta, Cartagena, el golfo de Morrosquillo y San Andrés.

Las aguas costeras de Colombia con fines recreativos como las playas, por lo general se encuentran en las proximidades de áreas urbanas donde los vertimientos sin tratar, con presencia de los indicadores de contaminación fecal y otros agentes contaminantes, representan uno de los principales problemas sanitarios y ecológicos de las zonas costeras. Así mismo, tanto en el Caribe como en el Pacífico colombiano existen otras áreas recreativas como son las zonas cercanas a los ríos que pueden de igual forma estar afectadas por estos factores.

3.8. Conclusiones

- La calidad de las aguas costeras de Colombia, parece estar en un frágil equilibrio con las necesidades y usos de la misma. Por un lado, se realizan vertimientos de aguas servidas sin tratamiento y por el otro se utilizan las playas y otros sitios para balnearios y fines turísticos.
- Las descargas de aguas domésticas en el país, no están sujetas a tratamiento y son vertidas directamente en las aguas costeras o a través de los ríos. Solamente una franja ubicada entre el 5% y el 10% de las cabeceras municipales de Colombia efectúa algún tipo de tratamiento de aguas residuales. Esta situación se constituye en una de las principales fuentes de deterioro de la calidad de la oferta hídrica superficial y de las aguas costeras.
- Los niveles de materia orgánica biodegradable, cuyo indicador típico es la DBO_5 , ponen en evidencia la descarga de aguas servidas con escaso o nulo tratamiento previo antes de llegar a las corrientes tributarias. Esta situación está directamente asociada a la problemática generada por la contaminación orgánica doméstica e industrial en los ríos tributarios tanto del Caribe como Pacífico colombiano.
- El 85% de las industrias vierten sus efluentes contaminantes en las aguas continentales y marinas del país. El 40% de los desechos a la Cuenca del río Magdalena, el 34% a la cuenca del río Cauca. Estas cifras señalan claramente que el país, necesita que la regulación de vertimientos no sólo sea una norma, sino que además debe implementarse.
- A pesar del gran impulso turístico que ha realizado sobre algunas zonas costeras del país, se evidencia la falta de regulación y control, sobre los vertimientos de todo tipo que sobre las aguas marinas se realizan.

- Los principales contaminantes asociados a los ambientes marinos costeros corresponden a los residuos líquidos domésticos e industriales, generados por el transporte y usos del petróleo, por las actividades agropecuarias, así como los de explotación y manejo de minerales. Las principales vías de entrada de estos contaminantes son los ríos y los vertimientos directos al mar de las poblaciones costeras con actividades importantes como las portuarias o industriales. Los sitios donde constantemente se han observado influencias sobre la calidad de los ambientes costeros son Bahía de Cartagena, el Golfo de Urabá, el Golfo de Morrosquillo y el río Magdalena para el Caribe; los ríos Mira y San Juan, así como la Bahía de Buenaventura en el Pacífico.

3.9. Literatura citada

- American Public Health Association (APHA). 1998. Standards Methods for the examination of water and wastewater. 20th ed. American Public Health Association, Washington, D.C.
- Aranda, N. 2002. Alimentando al mundo, envenenando al planeta: eutrofización y calidad del agua. *Avance y Perspectiva* 20: 293 – 303.
- Bordalo A.; R. Onrassami y C. Dechsakulwatana. 2002. Survival of faecal indicator bacteria in tropical estuarine waters (Bangpakong River, Thailand). *Journal of Applied Microbiology*, 93: 864-871.
- CNUMAD, 1992. AGENDA 21. United Nations Conference on Environment and Development, Rio de Janeiro, Brazil, 3 to 14 June 1992. Sección II. 351 p.
- CNUMAD, 2002. Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Medio Ambiente y el Desarrollo, Cumbre de Johannesburgo. Resumen de prensa del programa 21, 46 p.
- DANE, 2002. Dirección de Síntesis y Cuentas Nacionales. Documento en línea: www.dane.gov.co Con acceso el 15 de febrero de 2006.
- Davies Ch.; H. Long; M.Donald y N. Ashbolt. 1995. Survival of fecal microorganism in marine and freshwater sediments. *Applied and Environmental Microbiology*, 61 (5): 1888 -1896.
- Espinosa, L.; M. Rueda; J. Restrepo; C. Villamil; J. Blanco; E. Viloria; J. Narvaez; M. Gomez; B. Marin; J. Acosta y B. Cadavid. 2005. Monitoreo de las condiciones ambientales y de los cambios estructurales y funcionales de las comunidades vegetales y de los recursos pesqueros durante la rehabilitación de la Ciénaga Grande de Santa Marta. Informe final. Santa Marta, 83 p.
- Garay, J. 1992. Monitoreo de Residuos Sólidos Flotantes (Basuras) en el Caribe Colombiano 1990-1992. En: Seminario Nacional de Ciencias y Tecnologías del Mar y Congreso Centroamericano y del Caribe en Ciencias del Mar (8 : Octubre 26-30 de 1992 : Santa Marta) Vol. 2: 1084-1093.
- Garay, J. 1994. Inventario sobre capacidades portuarias para recepción y manejo de residuos contaminantes provenientes de buques – fase II (Barranquilla y Santa Marta). Bol. Cient. CIOH, No 15. p. 67-92. Cartagena, Colombia.
- Garay, J.; B. Marín; W. Troncoso; M.L. Gómez; J. Betancourt; B. Cadavid; G. Ramírez y A. Velez. 2001. Diagnóstico y evaluación de la calidad ambiental marina en el Caribe y Pacífico Colombiano. Red de vigilancia para la conservación y protección de las aguas marinas y costeras de Colombia. Santa Marta. Informe final. INVEMAR. Anexo 6, 99 p.
- Garay, J.; B. Marín; W. Troncoso; M.L. Gómez; J. Betancourt; B. Cadavid; G. Ramírez y A. Velez. 2002. Diagnóstico y evaluación de la calidad ambiental marina en el Caribe y Pacífico Colombiano. Red de vigilancia para la conservación y protección de las aguas marinas y costeras de Colombia. Santa Marta. Informe final. INVEMAR. 260 p.

- Garay, J.; B. Marín y A.M. Vélez. 2004. Programa nacional de investigación, evaluación, prevención, reducción y control de fuentes terrestres y marinas de contaminación al mar – PNICM. Instituto de investigaciones Marinas y Costeras “José Benito Vives de Andéís” – INVEMAR. Santa Marta. 110 p.
- Garay, J., B. Marín, Vivas, J y Espinosa, L.F.. 2005. Atlas de la calidad de las aguas marinas y costeras de Colombia.
- Garzón-Ferreira, J. 1998. Problemática ambiental en los mares colombianos. Colombia patria de tres mares – *Expolisboa* 98. pp 214 – 220.
- GIWA (Global International Water Assessment). 2002. Metodología. Evaluación Detallada. Análisis de Cadena Causal. Análisis de Opciones. UNEP/GEF/KALMAR. Documento en línea, disponible desde Internet en: <http://www.giwa.net/> con acceso febrero 2 de 2006.
- GIWA (Global International Water Assessment). 2006. The GIWA final report. International Waters Regional Assessments in a Global Perspective. UNEP/GEF/KALMAR/MINISTRY FOR FOREIGN AFFAIRS FINLAND. Documento en línea, disponible desde Internet en: <http://www.giwa.net/> con acceso febrero 13 de 2006.
- Gómez, M.L.; C. Hurtado; R. Casanova; J. Parra; N. Campos; B. Marín; R. Núñez, y J. Dussan. 2005. Selección y Aplicación de Bacterias Marinas Nativas con Capacidad Degradadora de Compuestos Orgánicos Persistentes (COP) en el Pacífico y Caribe Colombiano. Santa Marta. Informe final Proyecto 2105-09-13524. INVEMAR. COLCIENCIAS.
- González G. M.; R. S., Chiroles y R. V. Torres. 2002. Primer Taller de la Calidad de las Aguas Recreacionales Costeras. Varadero, Cuba. Ministerio de Ciencia, Tecnología y Medio Ambiente e Instituto de Oceanología. 150 p.
- Harrison, J. y Perry, B. 1975. Human effects from oil discharges. En: La contaminación marina en el Pacífico Colombiano bajo un enfoque social y económico. Bol. Cient. CCCP, No 5.
- INVEMAR. 2004. informe del estado de los ambientes marinos y costeras de Colombia: Año 2004. Panamericana Formas e Impresos 2005. Serie de publicaciones periódicas/INVEMAR; Nro 8.
- IPCC. 2001. Tercer informe de evaluación. Cambio climático, la base científica. OMM/PNUMA. 83 p. Documento en línea, disponible desde Internet en: <http://www.ipcc.ch/languageportal/spanishportal.htm> Con acceso el 3 de febrero de 2006.
- Islam, Md. S. y M. Tanaka. 2004. Impacts of pollution on coastal and marine ecosystems including coastal and marine fisheries and approach for management: a review and synthesis. *Marine Pollution Bulletin*. 48: 624–649.
- Mara, D. 1980. Sewage Treatment in Hot Climates. Wiley-Interscience Publication. London.
- Margalef, R. 1991. Ecología. Ed. Omega. 951 págs.
- Marín, B, Campos, N, Fonseca, D, Ramírez, G y Cadavid, B. 1999. Establecimiento de valores indicativos del grado de contaminación de tóxicos químicos y microorganismos de origen fecal, como base para la expedición de normativas de la calidad de las aguas marinas de Colombia. INVEMAR -COLCIENCIAS.
- Marín, B.; W. Troncoso; M.L. Gómez; J. Betancourt; B. Cadavid; L.J. Vivas; G. Ramírez, y J. A. Sánchez. 2003. Diagnóstico y evaluación de la calidad ambiental marina en el Caribe y Pacífico Colombiano. Red de vigilancia para la conservación y protección de las aguas marinas y costeras de Colombia. Santa Marta. Informe final. INVEMAR. 263 p.
- Marín, B.; W. Troncoso; M.L. Gómez; J. Betancourt; B. Cadavid; L.J. Vivas; G. Ramírez, y J. A. Sánchez. 2004. Diagnóstico y evaluación de la calidad ambiental marina en el Caribe y Pacífico Colombiano. Red de vigilancia para la conservación y protección de las aguas marinas y costeras de Colombia. Santa Marta. Informe final. INVEMAR. 298 p.

- Marin, B.; W. Troncoso; M.L. Gomez; J. Betancourt; B. Cadavid; L.J. Vivas; G. Ramírez, y J. A. Sánchez. 2005. Diagnóstico y evaluación de la calidad ambiental marina en el Caribe y Pacífico Colombiano. Red de vigilancia para la conservación y protección de las aguas marinas y costeras de Colombia. Santa Marta. Informe final. INVEMAR. 304 p.
- Marrugo, A. J.; R. Fernandez y R. Gaitan. 1999. Total hydrocarbons in waters, superficial sediments and bioindicator bivalves in the Pacific Colombian Coast. *Mar. Poll. Bull.* Vol. 38 (9): 819 – 823.
- METCALF y EDDY, INC. 1996. Ingeniería de Aguas residuales (Tomo 1). McGraw-Hill. México.
- MINSALUD, 1984. Decreto 1594: Disposiciones sanitarias sobre aguas. Ministerio de Salud, Republica de Colombia, Bogotá, 139 p.
- Morales, C., 2001. Las Nuevas fronteras tecnológicas: promesas, desafíos y amenazas de los transgénicos. Santiago de Chile CEPAL. *Serie Desarrollo Productivo* No. 101.
- NATIONAL ACADEMY PRESS. 2005. Clean coastal waters: Understanding and Reducing the effects of Nutrient Pollution. Committee on the Causes and Management of Coastal Eutrophication Ocean Studies Board/Water Science and Technology Board/ Commission on Geosciences, Environment, and Resources/National Research Council. Washington D.C. 345 p.
- Olivos, A.; M. Masó y J. Camp. 2002. Aportes continentales de nutrientes y su posible influencia sobre las relaciones estequiométricas (DIN:P:Si) en las aguas del noreste del Mediterráneo español (Mar Catalán). *Ciencias Marinas* 28(4): 393 – 406.
- ONU. 1997. Texto del Protocolo de Kyoto de la convención marco de las Naciones Unidas sobre cambio climático. 31 p.
- Pachón, S. 2004. Proyecto Pedagógico de Educación Ambiental. Contaminación Ambiental. 2^{da} ed. MAVDT y Corporación Autónoma Regional para la Defensa de la Meseta de Bucaramanga (CDMB). Bucaramanga, 81 p.
- Panizzo, L. 1983. Fuente de Contaminación Marina en Colombia. Una aproximación. En: Ciencia y Tecnología, Vol. 1, No. 3. ISSN 1020-4335.
- Pérez P. A. 1980. Ecología para todos. Banco de la República, Bogotá. 133 p.
- PARQUES NACIONALES NATURALES DE COLOMBIA (PNNC). 2005. Áreas de de los Parques Nacionales Naturales de Colombia. Documento en línea, disponible desde internet en: <http://www.parquesnacionales.gov.co/areas.htm> Con acceso el 6 de septiembre de 2005.
- PNUMA. 1994. Perspectiva Regional sobre las Fuentes de Contaminación de Origen Terrestre en la Región del Gran Caribe. Informe Técnico del PAC No. 33. Programa Ambiental del Caribe del PNUMA, Kingston. 58 p.
- PNUMA, 1999. Evaluación sobre las fuentes terrestres y actividades que afectan al medio marino, costero y aguas dulces asociadas en la Región del Gran Caribe. Informes y estudios del programa de mares regionales del PNUMA Nro. 172. PNUMA/Oficina de coordinación del PAM/Programa ambiental del Caribe. 135 p.
- Ramírez, G. 1988. Residuos de Plaguicidas Organoclorados en los Sedimentos de la CGSM. Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras, INVEMAR No. 18. Santa Marta.
- Ramírez, G. y J. Vivas. 2005. Fuentes de Contaminación Terrestre sobre las Áreas Costeras del Caribe Colombiano. Informe Técnico final. INVEMAR, Santa Marta, Octubre 10 de 2005.
- Restrepo, J.D. y B. Kjerfve. 2002. River Discharge, Sediment Load, and Sediment Yield Estimates for the Magdalena River and Other Caribbean Rivers of Colombia: Environmental Implications. En: Kjerfve, B., Kremer, H., Salomons, W., Crossland, J.M. (eds), CariBas – Activities in River Catchments and their Impacts on Coastal Systems in the Caribbean. LOICZ-IGBP Report. No.27. pp. 86-97.

- Ryding, S y W. Rast (Eds.). 1992. El control de la eutrofización en lagos y pantanos. Ediciones Pirámide, Madrid y UNESCO, París. 375 págs.
- Sánchez Páez, H. Alvarez-Leon, R. y O. Ariel. 1997. Diagnóstico y zonificación preliminar de los manglares del Pacífico de Colombia. OIMT/MMA, Santa fe de Bogotá. 343 p.
- Salas, H. 2000. Historia y aplicación de normas microbiológicas de calidad de agua en el medio marino. Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente (CEPIS). 25 p.
- Tejada, C.; L. Castro; A. Navarrete; T. Cardona; L. Otero; F. Afanador; A. Mogollón y W. Pedroza. 2003. Panorama de la contaminación marina del Pacífico colombiano. Centro Control Contaminación del Pacífico Colombiano. ed DIMAR. Serie Publicaciones Especiales Vol. 3, San Andrés de Tumaco, 120 p.
- UNESCO-IHE - UNEP/GPA. 2002. Improving municipal wastewater management in Coastal Cities. UNESCO-IHE - UNEP/GPA Training Unit. 118 p.
- Vargas, D. 2002. Caracterización y determinación de los cambios espacio-temporales (1989 – 2000) en el bosque de manglar del complejo de las bocanas de Guapi – Icuandé, Pacífico colombiano, mediante la aplicación de sensores remotos. Tesis.
- Watson, R.; M. C. Zinyowera; R. H. Moss y D. J. Dokken. 1997. Impactos regionales del Cambio climático: Evaluación de la vulnerabilidad.

Capítulo II

Estado de los Ecosistemas Marinos y Costeros

4 ESTADO DE LOS ARRECIFES CORALINOS EN COLOMBIA

4.1. Definición, Importancia, Distribución y Extensión de los Arrecifes de Coral en Colombia

Los arrecifes de coral son las estructuras más grandes y espectaculares hechas por organismos vivos (Veron, 2000). Adicionalmente son el ecosistema marino más apreciado y uno de los más fascinantes de la tierra. Se desarrollan con mayor vigor en aguas claras e iluminadas de la zona costera de mares tropicales, en particular en los alrededores de islas y bajos localizados lejos de las descargas continentales, a profundidades menores de 50 m. En dichas áreas constituyen estructuras rígidas notables y complejas que se elevan desde el fondo hacia la superficie, las cuales pueden llegar a modificar notablemente el paisaje y el relieve submarino por largos periodos de tiempo (cientos a miles de años). Esta característica les permite ofrecer una enorme variedad y cantidad de hábitats estables para el asentamiento y proliferación de la vida marina (Schuhmacher, 1978; Birkeland, 1997; Garzón-Ferreira, 1997). Los más importantes constructores del ecosistema arrecifal son los corales, gracias a la eficiente simbiosis con algas microscópicas (zooxantelas) que crecen dentro su tejido (Achituv y Dubinsky, 1990; Garzón-Ferreira, 1997). Los arrecifes coralinos son uno de los ecosistemas biológicamente más diversos en la tierra, proporcionando hábitat al 25% de las especies marinas. Además estos ecosistemas proveen beneficios económicos, estimados en decenas de billones de dólares anuales. Los arrecifes ofrecen variados servicios a la sociedad y contribuyen a la salud de la biosfera (Buddemeier *et al.*, 2004). Por ejemplo, soportan pesquerías, y sus estructuras protegen de las tormentas y el oleaje la línea de costa, otros ecosistemas (praderas de pastos y manglares) y los asentamientos humanos costeros. Cerca de un 15% de la población mundial (0.5 billones) viven dentro de 100 km de ecosistemas arrecifales. El hombre aprovecha extensivamente los recursos arrecifales para alimentación, productos farmacéuticos, construcción, recreación, entre otros (ver Hoegh-Guldberg, 1999; Birkeland, 1997)). Por su magnitud, belleza y atractivos, los lugares con arrecifes se han constituido en los destinos por excelencia para el turismo (Garzón-Ferreira, 1997; Buddemeier *et al.*, 2004). No obstante, los arrecifes en las últimas tres décadas han sufrido un serio proceso de degradación, y se estima que para el 2030 un 60% de los arrecifes del mundo estarán gravemente afectados (Wilkinson, 2002). En consecuencia, las implicaciones para el futuro bienestar de los millones de personas que se relacionan con los arrecifes son enormes. Por lo tanto, los asentamientos humanos ubicados cerca de formaciones arrecifales en Colombia, incluyendo las islas continentales y oceánicas, son altamente sensibles a cualquier tipo de

deterioro o cambio en estos ecosistemas. Un estimativo conservador con base en el censo de población de 1993 (www.dane.gov.co), indicaría que entre el 5-10% de los colombianos depende directa o indirectamente para su sustento de las áreas arrecifales del país.

De acuerdo con la evaluación de Díaz *et al.* (2000), Colombia posee cerca de 2900 km² de áreas coralinas (Figura 4-1), de los cuales 1091 km² comprenden fondos con alta cobertura arrecifal que representan menos del 0.4% de los arrecifes existentes en el mundo (Spalding *et al.*, 2001). Del total de áreas coralinas, apenas una fracción muy pequeña (15 km²) se encuentra en la costa del Pacífico. De las áreas coralinas en el Caribe, la mayor parte (77%) se halla alrededor de las islas, bajos y atolones oceánicos del archipiélago de San Andrés y Providencia, donde además se observan los arrecifes más complejos y desarrollados. En la figura 4-1 se aprecia la distribución y tipos de arrecifes en Colombia. Información adicional sobre el origen, características y desarrollo de los arrecifes, así como la problemática, amenazas y protección en Colombia, puede ser consultada en Garzón-Ferreira (1997), Díaz *et al.* (2000), Garzón-Ferreira y Díaz (2003) y Rodríguez-Ramírez *et al.* (2005).

4.2. Consideración Inicial al Estado de los Arrecifes en el 2005

El presente diagnóstico incluye los datos obtenidos dentro del Sistema Nacional de Monitoreo de Arrecifes Coralinos en Colombia (SIMAC) en el 2005, y a diferencia de los informes anteriores, se integra con información proporcionada por diferentes grupos de investigación, instituciones o universidades, a través de diversos proyectos de investigación o tesis de pre-grado y posgrado. El capítulo contiene 10 secciones que abarcan las siguientes temáticas generales: monitoreo de arrecifes, enfermedades en corales, evaluación de arrecifes a escala local, ecología de grupos arrecifales importantes (algas, esponjas, corales y peces), fenómenos naturales que afectaron los arrecifes en el 2005, reproducción en corales, conectividad, biología molecular y química de organismos arrecifales. Cada sección proporciona un marco general del tema tratado, presenta una síntesis de resultados preliminares o más relevantes, y brinda al final (cuando fue pertinente) una serie de recomendaciones o aspectos tener en cuenta para la conservación de los arrecifes. Esta recopilación se hizo con el propósito de procurar una visión más integral del estado de los arrecifes colombianos y facilitar información relevante para el manejo de su biodiversidad y recursos asociados. Así mismo, es un mecanismo para fomentar la interacción entre investigadores e instituciones que trabajan en arrecifes, de manera que se puedan consolidar y proyectar adecuadamente líneas de investigación.

Esta compilación pone en evidencia el notorio avance en el estudio de nuestros arrecifes, en términos de la diversificación de investigaciones y grupos de organismos estudiados, no obstante hay temáticas que deben continuar siendo reforzadas por los importantes resultados que han arrojado y por las implicaciones para la salud arrecifal y la tecnología.

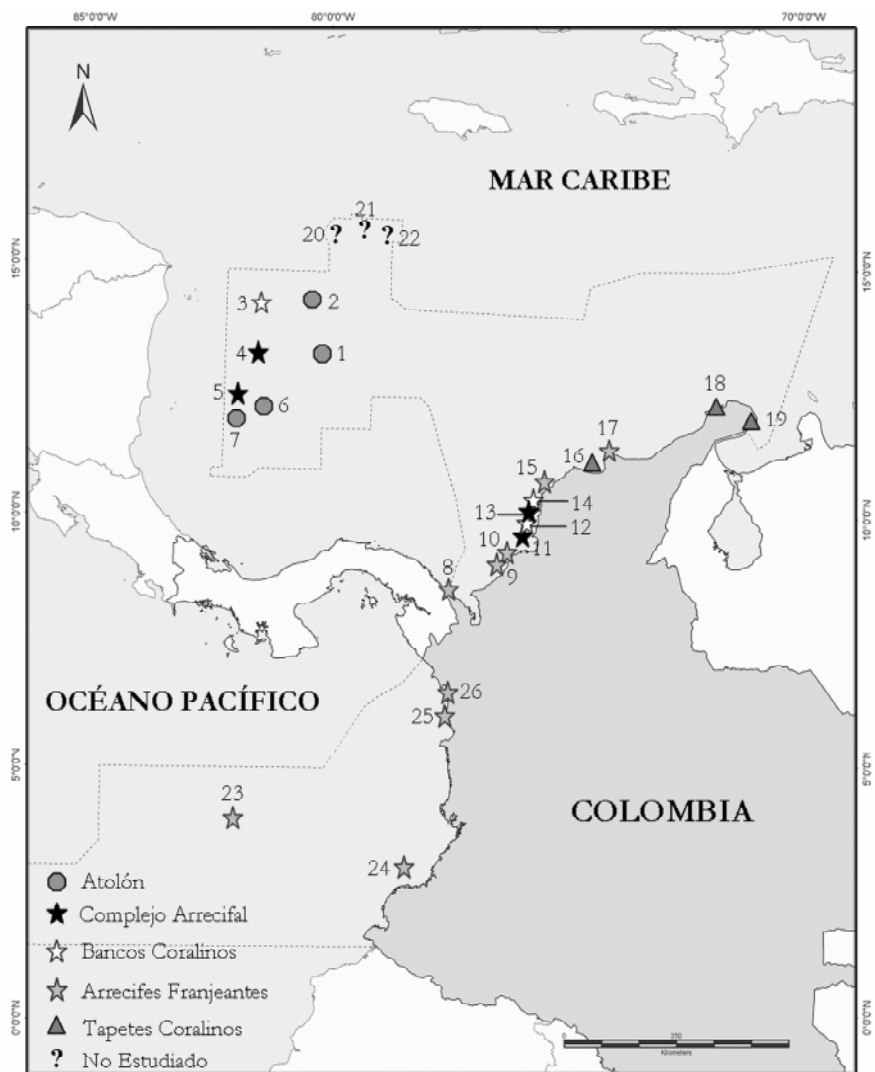


Figura 4-1. Ubicación y tipos de áreas coralinas en Colombia. 1-Banco Roncador. 2-Banco Serrana. 3-Banco Quitasueño. 4-Providencia y Santa Catalina. 5-San Andrés. 6-Cayos Courtown (Bolívar). 7-Cayos Albuquerque. 8-Capurganá y Sapzurro. 9-Isla Tortuguilla. 10-Isla Fuerte, Bajos Bushnell y Burbujas. 11-Islands San Bernardo. 12-Bajo Tortugas. 13-Islands del Rosario. 14-Bajo Salmedina. 15-Isla Arena. 16-Banco de las Ánimas. 17-Santa Marta y Parque Tayrona. 18-Bahía Portete. 19-Puerto López. 20-Banco Serranilla. 21-Bajo Alicia. 22-Bajo Nuevo. 23-Isla Malpelo. 24-Isla Gorgona. 25-Ensenada de Utría. 26-Punta Tebada.

Entre ellas se encuentran el resiliencia, conocimiento de las enfermedades coralinas, la exploración de la química y biología molecular de organismos arrecifales, el monitoreo de arrecifes, la reproducción de organismos arrecifales (p.ej. procesos como el reclutamiento, agregaciones de peces), conectividad y la implementación de un sistema de áreas marinas protegidas AMP que albergue formaciones arrecifales. A pesar de que existen todavía muchas preguntas acerca de la condición y dinámica actual de nuestros arrecifes, las expectativas de resolverlas son altas, ya que en los últimos años se ha incrementado el ingreso de nuestros investigadores a programas de posgrado, y esto se constituye en una fuente de nuevos conocimientos aplicables a la protección y manejo de la biodiversidad arrecifal de Colombia.

4.2.1. Monitoreo SIMAC y Evaluación en el Área de Santa Marta¹

Antes de entrar a presentar la información del monitoreo arrecifal del 2005, es necesario definir el alcance de los resultados. Al considerar que en Colombia existen al menos 26 áreas coralinas con una gran diversidad de ambientes o unidades ecológicas (ver Díaz *et al.*, 2000), y que la información que se obtuvo en el 2005 procede de unas pocas estaciones al interior de algunas de estas áreas y ambientes, resulta evidente que la muestra dista mucho de ser representativa incluso a escala local. Para llegar a producir un diagnóstico adecuado es necesario en primer lugar, mantener los programas de monitoreo existentes, y adicionalmente ampliar progresivamente su cobertura geográfica y cubrir una mayor variedad de hábitats arrecifales. Por lo tanto, las conclusiones que se presentan a continuación deberán ser interpretadas con precaución y no permiten hacer generalizaciones.

En el 2005 fueron visitadas las estaciones instaladas en San Andrés, Bahía de Chengue (Parque Tayrona), Gorgona y Mapelo, de conformidad con los acuerdos realizados durante la primera Asamblea de las entidades que hacen parte del SIMAC a finales del 2004. En dichas áreas se ejecutó todo el protocolo de monitoreo (excepto en Mapelo), sin embargo para el presente informe solo se presenta la situación de los principales componentes del sustrato arrecifal (corales y algas) y la prevalencia de enfermedades coralinas, contrastando gráficamente el año 2005 y 2004. Aunque las coberturas (cantidad relativa o proporción de superficie del fondo marino cubierta) de los corales pétreos y algas han sido usadas como indicador para evaluar el estado de los arrecifes coralinos (Hughes y Conell, 1999), en razón de que dichas plantas son competidoras importantes de los corales y han pasado a dominar la superficie de muchos arrecifes (Done, 1992; Hughes, 1994; Birkeland, 1997; McClanahan y Mutinga, 1998; Szmant, 2002), es importante aclarar que en este

1 Resultados preliminares de evaluaciones realizadas por INVEMAR en el marco de las actividades del programa BEM dentro de la línea Organización y Dinámica de Ecosistemas-SIMAC, con el apoyo de CORALINA, Universidad del Valle y UAESPNN.

informe sus niveles se utilizan tan solo para verificar posibles cambios en el tiempo (2004 a 2005). Para efectos de interpretación de este informe y en el contexto de las estaciones evaluadas, se propone que sitios por encima del 50% de coral vivo indicarían un arrecife con una notable cobertura, entre el 30% y 49% una buena cobertura, entre 10% y 29% una mediana cobertura y menores al 10% una baja cobertura, sin que esto implique el grado de conservación o deterioro.

Las variables evaluadas dentro del SIMAC, así como los procedimientos metodológicos y la ubicación precisa de estaciones o transectos de monitoreo, se hallan descritos detalladamente en el manual de métodos del programa (Garzón-Ferreira *et al.*, 2002a; www.invemar.org.co). Así mismo, información histórica de los resultados para todas las variables monitoreadas pueden encontrarse en los informes de años anteriores (Garzón-Ferreira *et al.*, 2002b, 2003 y 2004; Rodríguez-Ramírez *et al.*, 2005).

4.2.1.1 Cobertura de Corales y Algas: Chengue, San Andrés Sector Sur-occidental e Isla Gorgona

Las coberturas de los corales y algas no cambiaron significativamente durante el 2005 en la bahía de Chengue y San Andrés (Figura 4-2), pese al fenómeno de blanqueamiento generalizado registrado en el Caribe colombiano (ver en este capítulo: Blanqueamiento Coralino en Colombia Durante el Año 2005). Esto significa que al menos en estos dos sitios de monitoreo, la mortalidad asociada al blanqueamiento debió ser muy baja o nula porque no fue detectada en los transectos de evaluación. La bahía de Chengue mantuvo la cobertura de coral del 2004, la cual ha permanecido prácticamente invariable alrededor del 30% en los seis últimos años (Rodríguez-Ramírez *et al.*, 2006). Entre tanto las algas conservaron en el 2005 su cobertura de 45%. En San Andrés los corales y algas presentaron valores de 17% y 46% respectivamente, los cuales son similares a los encontrados históricamente durante el monitoreo (Rodríguez-Ramírez *et al.*, 2006). En contraste, Gorgona tuvo cambios en los corales y algas (Figura 2) después de un periodo de relativa estabilidad de tres años (ver informes anteriores). Los corales disminuyeron su cobertura en un 10% (74%-64%) y las algas aumentaron un 7% (19%-26%).

Estas variaciones no se relacionan con el fenómeno de blanqueamiento, ya que en el Pacífico colombiano éste no se presentó durante el 2005 (ver en este capítulo: Blanqueamiento Coralino en Colombia Durante el Año 2005). En su lugar, se atribuye a la exposición aérea de los corales. Dado el régimen de mareas del Pacífico colombiano (de varios m), las comunidades bióticas acuáticas someras pueden quedar expuestas al aire con relativa frecuencia. Para el caso de los corales, cuando se conjugan ciertas características durante las mareas bajas extremas (pujas) los efectos pueden ser letales. Entre enero y marzo de 2005, se pudieron presentar varias pujas (IDEAM, 2003 y 2004) potencialmente

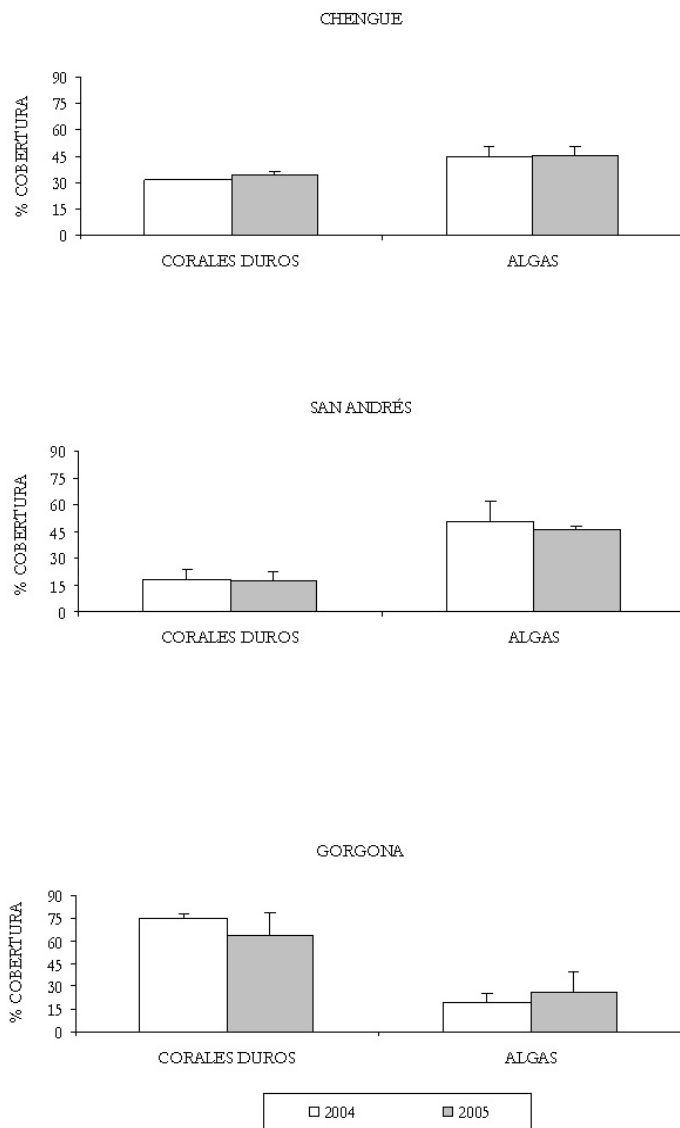


Figura 4-2. Promedios y errores estándar de la cobertura de los corales duros y las algas en las áreas de monitoreo SIMAC durante los años 2004 y 2005. Para los promedios se integraron los niveles somero y medio de profundidad.

deletéreas para los corales de Gorgona por su duración (al menos 2 días consecutivos), descenso ($\sim 0.4\text{m}$) y hora (hacia el medio día) según lo propuesto por Zapata *et al.*, (2001) y Zapata y Vargas-Ángel (2003). No todas las exposiciones causan daño a los corales, pero si son prolongadas y repetidas, los tejidos pueden blanquearse y morir, y las áreas afectadas son colonizadas por algas filamentosas (Zapata *et al.*, 2001). Al examinar en detalle los datos del año 2005, se encontró que la reducción del coral y el aumento de algas se produjo exclusivamente en los sitios más someros de monitoreo, lo cual fortalece la hipótesis de que las mareas extremas pudieron causar las variaciones observadas.

4.2.1.2 Prevalencia de Enfermedades en Corales: Chengue y San Andrés Sector Sur-occidental

En las últimas décadas la cobertura coralina ha sido diezmada debido en gran medida a la acción de las enfermedades coralinas (Richardson, 1998; Sutherland *et al.*, 2004). Para Colombia también se ha documentado este proceso, principalmente sobre los arrecifes coralinos de la costa Caribe (Barrios, 2000; Garzón-Ferreira *et al.*, 2001; Gil-Agudelo y Garzón-Ferreira, 2001; Rodríguez-Ramírez *et al.* 2005; Weil *et al.*, 2002). Por tal razón, la prevalencia de enfermedades en corales se ha estado evaluando anualmente en las diferentes áreas de monitoreo, como un indicador de la condición de salud de los arrecifes.

Durante el 2005 los valores promedio de prevalencia tuvieron una ligera variación respecto al 2004 (Figura 4-3). La prevalencia aumentó en menos de un 1% en San Andrés y tuvo un descenso de 1.8% en Chengue. No obstante, los valores obtenidos en el 2005 se encuentran dentro del rango observado entre 1998 y 2004 (Rodríguez-Ramírez *et al.* 2005). A igual que en los años anteriores, San Andrés continúa destacándose como el área con mayor prevalencia de enfermedades (ver Rodríguez-Ramírez *et al.* 2005).

En cuanto a los diferentes tipos de enfermedades, la Plaga Blanca (EPB) y los Lunares Oscuros (ELO) continúan presentando los mayores valores de prevalencia en el monitoreo, aunque en general con valores menores al 5% (Figura 4-3). Los valores de prevalencia de EPB disminuyeron en ambas áreas (Figura 4-3), pero es de mayor relevancia para San Andrés porque el 2004 representó uno de los picos de mayor prevalencia durante el periodo monitoreado. En relación con esto, en otros sectores del Archipiélago (Banco Serrana) también se detectó un brote significativo de EPB (Sánchez *et al.*, sometido).

Por su parte, la prevalencia de ELO aumentó en San Andrés (2.0%-4.6%) y disminuyó en Chengue (0.3%-0.02%) (Figura 4-3). En San Andrés el valor de prevalencia de ELO representa la mayor parte de la prevalencia general de enfermedades encontrada para esa área. Al igual que con los promedios generales de prevalencia de enfermedades los valores obtenidos en el 2005 para ELO y EPB, se encuentran dentro del rango observado entre

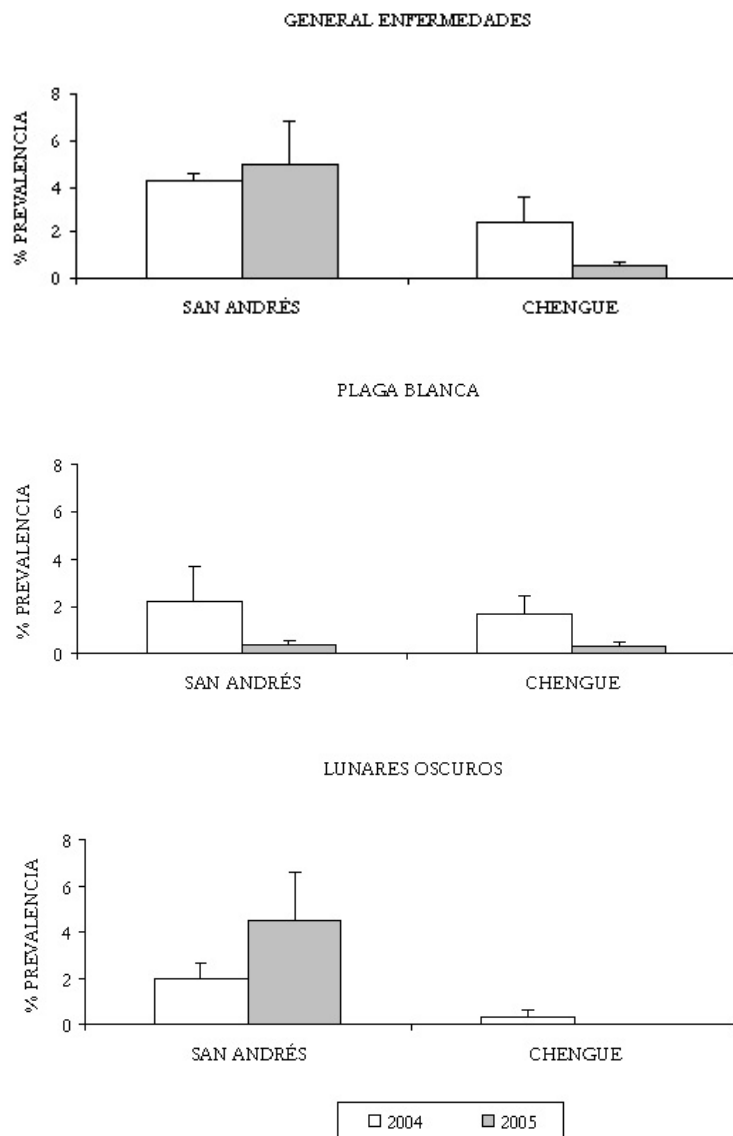


Figura 4-3. Promedios generales y errores estándar de la prevalencia general de enfermedades (arriba), Lunares Oscuros (en medio) y Plaga Blanca (abajo) en corales pétreos en San Andrés y Chengue, durante los años 2004 y 2005.

1998 y 2004 (Rodríguez-Ramírez *et al.* 2005). Además, ambas enfermedades afectaron el mismo número de especies (4), aunque ELO fue especialmente prevalente en *Agaricia agaricetes* (29 colonias) y *Montastraea cavernosa* en las estaciones de San Andrés. Durante el 2005 se observaron también las enfermedades de la Banda Negra, Banda Blanca y Banda Amarilla, pero afectaron un número menor de especies (máximo 2) y tuvieron valores promedio de prevalencia poco significativos.

4.2.1.3. Conclusiones y recomendaciones de las Actividades SIMAC

- La experiencia del monitoreo SIMAC ha permitido establecer que existe un amplio espectro de coberturas de corales y algas en los arrecifes monitoreados que no necesariamente revelan el estado de salud de un arrecife. Si bien esta información brinda una aproximación a la condición actual de algunos arrecifes, también es relevante el aporte del SIMAC al conocimiento de la dinámica en el corto plazo (menos de 10 años) de ellos mismos. En las áreas del Caribe se ha presentado una relativa estabilidad para algas y corales, con cambios pequeños, paulatinos, en un sólo sentido (aumentos o disminuciones), y muy localizados (Rodríguez-Ramírez *et al.*, en prep.). En contraste, en el Pacífico (Gorgona) la dinámica ha sido mucho mayor para estos componentes arrecifales, los cuales han experimentado aumentos y disminuciones en cortos periodos de tiempo, y en ciertos sitios y/o profundidades (Zapata *et al.*, en prep.). Sin embargo, la mayor dificultad ha sido establecer la real escala (o escalas) a la cual se están presentando las variaciones. En consecuencia, se debe seguir ampliando la cobertura del programa de monitoreo hacia otros arrecifes colombianos, ya que en la actualidad sólo se está observando de manera sistemática menos de una tercera parte de las áreas arrecifales existentes en el país. La expansión debe contemplar también un incremento significativo en el número de estaciones por área, de unidades de paisaje, de zonas ecológicas, de hábitats y de tipos de comunidades. En la medida en que se cuente con mayor cantidad de información, se podrá tener un diagnóstico más completo y confiable de la situación de este valioso ecosistema en el país, y se podrán determinar las tendencias temporales en varias escalas espaciales y de nivel de organización (especies, sitio, unidad ecológica, comunidad, arrecife, área arrecifal).

- De otro lado, es necesario reflexionar sobre la utilidad de las variables evaluadas y determinar si ellas proporcionan las referencias apropiadas para conocer el estado de nuestros arrecifes en el contexto del mosaico actual. En relación con esto, algunos investigadores han llamado la atención sobre problemas asociados a los indicadores de estado en arrecifes. Por ejemplo, definir una cobertura “normal” de corales es muy complejo, ya que una comunidad arrecifal con baja cobertura coralina puede también ser saludable, o simplemente puede estar reflejando el impacto reciente de un disturbio natural o la variabilidad local o regional (Birkeland, 1997; Hughes y Conell, 1999).

- Dependiendo de los indicadores, puede ser más complicado identificar las causas de un cambio o discernir los posibles efectos sinérgicos entre los múltiples factores que lo originaron. Una combinación de diversas circunstancias y/o factores de origen natural y antrópico han provocado que los arrecifes se hayan deteriorado notablemente en las últimas décadas en todo el mundo (Hallock *et al.*, 1993; Hughes, 1994; Garzón-Ferreira, 1997; Gardner *et al.*, 2003; Pandolfi *et al.*, 2003). Esta problemática ha sido valorada básicamente a partir de indicadores tales como la diversidad y abundancia de especies de coral constructoras de arrecife (ver Aronson *et al.*, 1994). No obstante, la complejidad y diversidad de procesos que han originado el deterioro han generado una serie de propuestas para determinar el estado de salud de los arrecifes. Las herramientas para evaluar y monitorear impactos en arrecifes pueden variar desde imágenes satelitales hasta ensayos moleculares y con microorganismos (ver Hallock *et al.*, 2004). De acuerdo con la revisión de Jameson *et al.* (1998) hay una gran variedad de indicadores que pueden señalar el grado de estrés en los corales, los cuales pueden incluir evaluaciones de varios organismos arrecifales (peces mariposa, estomatópodos o caracoles). Grigg y Dollar (1990) plantean un índice de estrés que integra la mortalidad neta del sistema debida a causas naturales y antropogénicas y Aronson *et al.* (1994) proponen la utilización del índice de complejidad topográfica para medir la intensidad en que un arrecife ha sido perturbado.
- También se ha sugerido un índice llamado “Reefs at Risk”, que tiene en cuenta cuatro tipo de amenazas diferentes de origen humano para los arrecifes y ha sido aplicado en todo el mundo (Bryant *et al.*, 1998; Burke *et al.*, 2002; Burke y Maidens, 2004). Además, recientemente se ha empleado información como el tamaño de las colonias, reclutamiento, mortalidad de tejido coralino, depredación, entre otros (Kramer, 2003; Garzón-Ferreira *et al.*, 2005). Incluso se han formulado índices multi-métricos como el IBI (índice de integridad biológica) que integran varias variables para determinar la condición de un sitio (Jameson *et al.*, 1998) u otro tipo de medidas como el índice FORAM (Foraminifera in Reef Assessment and Monitoring), el cual mediante la valoración de foraminíferos determina indirectamente si es posible el crecimiento coralino, su recuperación o mortalidad (Hallock *et al.*, 2003).
- A la luz de estos antecedentes, es evidente que no hay consenso general sobre la manera de establecer el estado de un arrecife y sobre todo, determinar relaciones de causalidad entre factores de deterioro y la respuesta de los arrecifes. En este sentido, el SIMAC es consciente de la necesidad de evaluar el marco en que los indicadores utilizados a nivel nacional pueden responder a preguntas sobre el estado, cambios, sus causas y consecuencias. Teniendo en cuenta esto último, el desarrollo en el futuro cercano del SIMAC deberá ser encaminado a fortalecer un adecuado indicador o sistema de indicadores que facilite y fundamente la toma de decisiones para conservar la biodiversidad de los arrecifes y asegurar la sostenibilidad de sus recursos.

4.3. Estado de las Formaciones Arrecifales y sus Comunidades de Peces en el Área de Santa Marta²

El Parque Nacional Natural Tayrona (PNNT) se constituyó como tal desde 1964, por lo tanto ha recibido “protección” durante aproximadamente 40 años. Pese a las varias investigaciones realizadas durante este periodo, en la última década no se han desarrollado estudios que evalúen el estado de las formaciones coralinas y sus comunidades de peces a gran escala. Consecuentemente, existe un total desconocimiento acerca del efecto de la implementación de del parque sobre las comunidades bióticas. La realidad del PNNT es que a pesar de su condición de área marina protegida, en todas las zonas del parque se pesca y se realizan diversas actividades turísticas, inclusive en zonas donde no está permitido. Por ello, con el presente estudio se pretendió caracterizar las asociaciones de peces arrecifales del área de Santa Marta, haciendo énfasis en aquellos grupos considerados de importancia ecológica y valor comercial. Así mismo se evaluaron las comunidades coralinas para conocer su condición actual. La toma de información se realizó en 20 estaciones, distribuidas así: 11 en formaciones con alta intensidad de uso y 9 en formaciones dentro del PNNT. Mediante transectos en banda se estimó la cobertura de los principales componentes bentónicos y la prevalencia de enfermedades coralinas, mientras que censos visuales de peces se realizaron para determinar su riqueza y la abundancia de familias selectas.

Se encontró que el componente del sustrato que obtuvo el valor más alto (promediando todas las estaciones) de cobertura fue el algal (59.1%), seguido del componente coralino (29.5%) y el sustrato abiótico (9.0%) y el más bajo fue la categoría de otros organismos (<0.1%). Las especies coralinas de mayor cobertura fueron en su orden: *Colpophyllia natans* (7.5%), *Diploria strigosa* (6.7%), *Acropora palmata* (4.0%) y *Montastraea cavernosa* (3.8%), las especies restantes presentaron valores inferiores al 2%. Con respecto a las algas, los céspedes algales alcanzaron el mayor valor de cobertura (50.9%), seguidos por las algas incrustantes y algas frondosas (4.0% y 3.7%, respectivamente). Las estaciones que presentaron mayor porcentaje de cobertura coralina fueron principalmente el costado occidental de la bahía de Gayraca a (62.0%) y la Piedra del Ahogado en Neguange (55.3%). La estación de Punta Betín presentó el valor de cobertura más bajo (4.0%) y a su vez obtuvo una de las mayores coberturas algales (76.6%) junto a Punta Venado (78.3%). La proporción de colonias enfermas (promediando estaciones) fue cercano al 4%, siendo *A. palmata* (1.9%) y *C.*

2 Resultados preliminares del proyecto “Estado de las comunidades de peces arrecifales del área de Santa Marta: un soporte para el manejo del AMP Parque Nacional Natural Tayrona” (Financiado por INVEMAR y COLCIENCIAS Código 2105-09-16826; a poyo de UAESPNN Tayrona).

natans (0.6%) las especies de coral principalmente afectadas. Las estaciones con mayor prevalencia de enfermedades fueron aquellas del costado occidental dominadas por *A. palmata* de Chengue (25.0%) y Gayraca (15.1%). Se identificaron seis enfermedades coralinas en el área: banda negra (BN), banda blanca (BB), banda amarilla (BA), plaga blanca (PB), lunares oscuros (ELO) y serratisis o White pox (WPx), de las cuales WPx, PB y ELO registraron la mayor prevalencia en el área con 1.9%, 0.9% y 0.3% respectivamente, las enfermedades restantes obtuvieron porcentajes inferiores al 0.1%. La PB fue la enfermedad que afectó al mayor número de especies (nueve), mientras que las demás enfermedades afectaron sólo a una.

Un total de 180 especies distribuidas en 47 familias fueron registradas en las 20 estaciones de muestreo. La familia dominante en cuanto al número de especies fue Serranidae con 24 especies. Otros grupos que presentaron una dominancia importante fueron Haemulidae y Gobiidae con 13 especies cada uno, Scaridae y Pomacentridae con 11, Labridae con 10, Lutjanidae con 9 y Carangidae con 8 especies. Las demás familias estuvieron representadas por entre 1-5 especies. El análisis de clasificación a partir de la estructura de la comunidad mostró que en general las estaciones tendieron a agruparse con base en la ubicación dentro o fuera del parque. En general para las 20 estaciones estudiadas se encontró que la familia Pomacentridae presentó la mayor densidad de individuos con un promedio de 15.2 ind/60 m² por sitio. Otras familias abundantes fueron Haemulidae con 3.4 ind/60 m², Acanthuridae con 3.0 ind/60 m² y Scaridae con 1.7 ind/60 m². Por su parte familias como Serranidae, Lutjanidae, Pomacanthidae, Carangidae y Labridae presentaron densidades promedio bajas con <1 ind/60 m². Se encontró que las especies más comunes son *Stegastes partitus* y *Chromis multilineata*. Entre las especies de herbívoros se evidenció que las más representativas son *Acanthurus babianus* y *Sparisoma aurofrenatum*, *S. viride* y *A. coeruleus*. Entre los carnívoros se destacaron *Haemulon flavolineatum* y *H. crabsargyreum* y *Bodianus rufus*, pero fue muy escasa la presencia de especies objetivo de captura de los géneros *Mycteroperca*, *Epinephelus* o pargos de gran tamaño.

Estos resultados preliminares insinúan algunos esquemas espaciales tanto para las formaciones coralinas como para los peces, bajo los cuales las estaciones dentro del parque aparentemente están en mejor condición. No obstante, también sugieren que las presiones de pesca fueron o son fuertes y similares a lo largo del área estudiada a pesar de la presencia de un área marina protegida. El indicativo de esto es la baja densidad de meros, chernas y pargos considerando que se trata de grupos arrecifales de mayor atractivo para los pescadores y consecuentemente más vulnerables. Una vez se concluya el análisis integrado de la información, éste será el soporte científico para tomar decisiones en cuanto a la conservación y manejo apropiado de los servicios, recursos y biodiversidad del PNNT.

4.4. Blanqueamiento Coralino en Colombia Durante el Año 2005³

Se conoce como blanqueamiento la pérdida de zooxantelas o sus pigmentos fotosintéticos por parte de ciertos organismos arrecifales, especialmente corales pétreos. Las zooxantelas son vitales para la existencia de la mayoría de corales (especialmente aquellos formadores de arrecifes), ya que parte importante de la nutrición de éstos se deriva de los procesos de fotosíntesis que realiza el alga. Debido a que las zooxantelas son quienes confieren la coloración al tejido coralino, al ser expulsadas de su interior, los corales se tornan desde pálidos hasta muy blancos; por ello el problema se hace muy evidente y por lo mismo se ha dado el nombre de blanqueamiento a este fenómeno (Glynn, 1993; Brown, 1997). Una de las principales causas del blanqueamiento coralino es la elevación de la temperatura del agua por encima de los niveles de tolerancia de los corales, como consecuencia de factores como el fenómeno de El Niño y el calentamiento global. Otros factores como aumentos en la radiación solar y en la turbidez del agua, incrementos en sedimentación, cambios de salinidad y contaminación han sido relacionados con eventos de blanqueamiento, pero dichos eventos han sido puntuales y nunca comparables en magnitud o extensión a los originados por el calentamiento del agua (Glynn, 1993; Douglas, 2003). Por ello, el cambio climático global se reconoce actualmente como una de las principales amenazas para la conservación de los arrecifes coralinos y todos los valiosos recursos que proporciona este ecosistema (Sotka y Thacker, 2005). Por otra parte, investigaciones recientes han demostrado la participación de agentes bacterianos; tal es el caso de *Vibrio shilonii* y *V. coralliilyticus*, los cual coloniza el tejido del holobionte durante periodos de temperaturas elevadas, produciendo compuestos tóxicos que afectan la fotosíntesis en la zooxantela y tienen como consecuencia daño celular y/o expulsión del huésped (Rosenberg y Falkovitz, 2004). Sin embargo, se ha observado que los corales pueden recuperarse después de un evento de blanqueamiento debido al reestablecimiento de la asociación simbiótica con zooxantelas termorresistentes que pueden provenir de poblaciones residuales en el mismo hospedero o del medio circundante. Lo anterior es un mecanismo de resiliencia que se conoce como la hipótesis adaptable del blanqueamiento (Kinzie *et al*, 2001).

El blanqueamiento coralino se ha presentado de forma intensa y frecuente durante las últimas tres décadas en prácticamente todos los mares tropicales del mundo, generando en muchos casos mortandades masivas y degradación general de los arrecifes de coral (Jokiel, 2004; Sotka y Thacker 2005). En Colombia, el evento de blanqueamiento coralino

3 Resultados preliminares de evaluaciones realizadas por INVEMAR en el marco de las actividades del programa BEM dentro de las líneas Organización y Dinámica de Ecosistemas-SIMAC y Biología y Estrategias de Conservación; Grupo de Ecología y Diversidad de Algas Marinas y Arrecifes Coralinos de la Universidad del Magdalena; Monitoreo de ecosistemas-CORALINA y BIOMMAR-Universidad de los Andes.

más fuerte registrado hasta ahora ocurrió durante 1982-83 en los arrecifes del Pacífico colombiano, cuando se blanquearon y murieron casi todos los corales de la Isla Gorgona por el excesivo calentamiento generado en esos años por el fenómeno de El Niño (Prahl, 1983). Afortunadamente los arrecifes de Gorgona han sido capaces de recuperarse y hoy en día presentan coberturas de coral vivo similares a las que existían antes del blanqueamiento (Vargas-Ángel *et al.*, 2001). En el Caribe colombiano se han observado varios eventos de blanqueamiento coralino durante los años ochenta y noventa en las Islas del Rosario y el Parque Natural Tayrona (Zea y Duque-Tobón, 1989; Solano *et al.*, 1993), pero en ninguno se ha documentado una magnitud tan alta como en el evento que se registró durante el 2005 en los arrecifes de las Islas del Rosario y de San Bernardo.

Durante el año 2005, las aguas superficiales de los mares territoriales colombianos comenzaron un gradual calentamiento. Los primeros signos de éste incremento en temperatura fueron observadas a mediados del mes de abril cubriendo la totalidad de las aguas de la costa pacífica. Luego, a mediados del mes de mayo, las aguas del litoral Caribe comenzaron un proceso similar. En su pico mas alto, las aguas de la costa pacífica alcanzaron a elevarse entre 3 y 4 °C por encima de la media mensual para el área (finales de mayo y principios de junio), mientras que en el litoral Caribe, los primeros signos fueron observados a mediados del mes de mayo, alcanzando entre 1.5 y 2.5 °C por encima de la media mensual (entre mediados y finales del mes de junio). Estas masas de agua caliente permanecieron hasta el mes de agosto. Hacia finales del mes de junio, las primeras observaciones de blanqueamiento masivo fueron realizadas en las Islas del Rosario (reporte de S. Zea en www.reefbase.org.co).

En respuesta al fenómeno de blanqueamiento masivo del 2005, fueron evaluados algunos de los principales arrecifes coralinos colombianos, dentro de las actividades regulares del SIMAC, mediante expediciones específicas o en el marco del desarrollo de proyectos particulares de investigación de arrecifes^{4 5 6}. Las localidades visitadas fueron los Archipiélagos de Islas del Rosario y San Bernardo, las Islas de San Andrés y Providencia y el Parque Nacional Natural Tayrona en el Caribe y las Islas de Malpelo y Gorgona en el Pacífico (Figura 4-1).

4 Estado de las comunidades de peces arrecifales del área de Santa Marta: un soporte para el manejo del AMP Parque Nacional Natural Tayrona (INVEMAR y COLCIENCIAS Código 2105-09-16826).

5 Efectos de la sedimentación, herbivoría y reclutamiento algal en el desarrollo de poblaciones algales de arrecifes coralinos, y su relación con las áreas protegidas (COLCIENCIAS, Universidad del Magdalena-FONCIENCIAS, INVEMAR)

6 Ecología molecular de la simbiosis coral-zooxantela aplicada al diseño de áreas protegidas marinas en los arrecifes coralinos aledaños a Cartagena, Colombia” (Universidad de los Andes y COLCIENCIAS Código 120409-16825).

En el Archipiélago de Nuestra Señora del Rosario fueron evaluadas un total de 21 estaciones entre los cero y 12 m de profundidad, mientras que en Islas de San Bernardo se evaluaron 18 estaciones con rangos de profundidad entre los cero y 15 m. En ambos casos las estaciones se distribuyeron para cubrir la mayor área posible y la mayor cantidad de ambientes arrecifales. En Islas del Rosario se encontró gran variabilidad en el grado de afectación (proporción de colonias), variando entre un 1 y 90%, con una mortalidad asociada al fenómeno que varió entre 0 y 8%, pero solo una de las estaciones presentó una mortalidad mayor al 1%. Por su parte, en Islas de San Bernardo fueron encontradas entre 1 y 70% de las colonias coralinas con señales de blanqueamiento y entre 0 y 5% con mortalidad asociada al fenómeno.

Por su parte, en el Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina fueron evaluadas 59 estaciones, 30 de ellas en la Isla de San Andrés y las restantes 29 alrededor de la Isla de Providencia. El fenómeno de blanqueamiento parece haber sido menos severo en estas islas oceánicas, porque aunque varió entre 0-60%, se registraron bajos porcentajes (<25 %) de colonias con blanqueamiento en la mayoría de las estaciones y solo en algunas se encontró que entre el 50-60% de las colonias sufrieron blanqueamiento. Además, la mortalidad coralina asociada a este fenómeno fue nula. En el caso de este Archipiélago, la mayor proporción de corales blanqueados se encontraron a profundidades mayores a los 12 m, registrándose colonias blanqueadas (*Agaricia* spp) a más de 27 m de profundidad.

Otra de las áreas coralinas colombianas importantes afectadas por este fenómeno en 2005 fue el Parque Nacional Natural Tayrona y el área de Santa Marta. En ésta área fueron evaluadas un total de 16 estaciones. En ellas se encontró que entre el 1 y 40% de los corales evaluados tenían signos de blanqueamiento, pero menos del 1% presentaron mortalidad debido a éste fenómeno. El blanqueamiento coralino estuvo restringido a los primeros 10 m de profundidad, aunque en lugares de mayor profundidad, se registraron algunas colonias blanqueadas. Un hecho interesante para esta área, es que el fenómeno presentó un retraso con respecto al resto del Caribe, ya que fue detectado hacia el final del mes de octubre (ver reporte de Díaz-Pulido *et al.* en www.reefbase.org.co).

Diversas especies de corales fueron afectados por este fenómeno de blanqueamiento. En el área de Santa Marta, la especie más afectada fue *Montastraea annularis*, mostrando en algunos casos blanqueamiento de la totalidad de la colonia coralina. Por su parte, *Montastraea faveolata* presentó exclusivamente palidificación. Otras especies que se vieron afectadas en esta área fueron: *Porites astreoides*, *P. porites*, *Siderastrea siderea*, *Diploria strigosa*, *D. labyrinthiformis*, *Millepora* spp., *Colpophyllia natans*, y *Montastraea franki*. En el Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina, las especies coralinas más afectadas fueron *Agaricia lamarckii*, *A. grabamae*, *A. undata*, *Colpophyllia natans*, *Montastraea annularis*, *M. faveolata*, *M. franki*, *Millepora alcicornis*, *Porites porites*, *P. astreoides*, *S. Siderca* y *D. labyrinthiformis*.

Las áreas coralinas mayormente impactadas por el fenómeno del 2005 fueron sin duda el Archipiélago de Nuestra Señora del Rosario y San Bernardo. En éstas, corales de prácticamente todas las especies presentes en la zona a profundidades menores a los 12 m se vieron afectadas. Entre las especies que se encontraron afectadas por el blanqueamiento, se encontraron con mayor frecuencia las siguientes (en orden descendente): *Porites astreoides*, *Manicina aerolata*, *Colpophyllia natans*, *Montastraea annularis*, *M. faveolata*, *Agaricia tenuifolia*, *Diploria labyrinthiformis*, *M. franksi*, *Porites furcata* y *Siderastraea siderea* (Figura 4-4). En términos porcentuales de blanqueamiento con respecto al total de colonias muestreadas por especie, se observa que *M. aerolata* es el coral que se encontró más afectado (60%), seguido por *D. labyrinthiformis* (33%) y *M. annularis* (25%). Este resultado se puede atribuir a que *M. aerolata*, se encontraba asociada a la zona somera del ecosistema de *Thalassia testudinum*, la cual se encuentra más expuesta a la radiación solar y a la zona más cálida de aguas superficiales. Para las demás especies afectadas se desconoce si el fenómeno se relacionó con algún factor ambiental, de modo que se implementaron estudios moleculares enfocados a la caracterización de las zooxantelas susceptibles al blanqueamiento durante éste evento (ver en este capítulo: Ecología Molecular de la Simbiosis entre Organismos Arrecifales y Zooxantelas en el Caribe Colombiano).

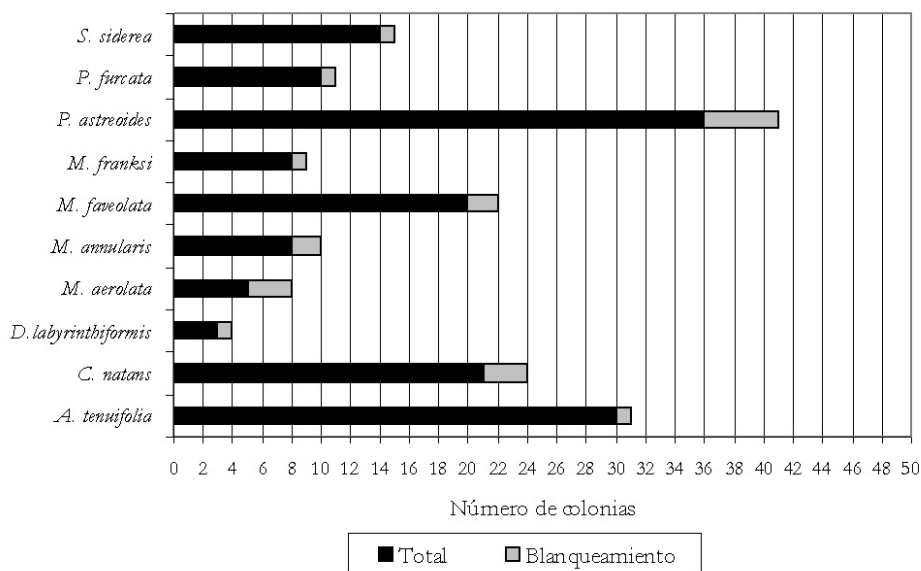


Figura 4-4. Proporción de colonias afectadas con blanqueamiento por especie en las Islas del Rosario.

En los Archipiélagos de Islas del Rosario y San Bernardo también se registró la muerte de diversas especies coralinas, principalmente *Acropora palmata*, *A. cervicornis*, *D. labyrinthiformis* y *M. alvicornis*. En el caso de las dos primeras, se observaron extensos parches (mayores a 100 m²) con mortandad reciente (colonias en posición de vida, colonizadas por algas filamentosas y con los cálices completos), la cual fue atribuida al blanqueamiento coralino (Figura 4-5). De otro lado, también se observó mortalidad posterior a la evaluación; es así como colonias que fueron marcadas y revisadas dos meses después del pico de blanqueamiento, murieron completamente, varias de ellas de más de 50 cm de diámetro (Figura 4-5).

Por su parte, en el Pacífico colombiano se presentó un drástico aumento en la temperatura del agua entre los meses de mayo y agosto, tal como lo demuestran los seguimientos satelitales de la NOAA (www.emc.ncep.noaa.gov/). A pesar de esto, no se observó blanqueamiento masivo de corales durante visitas realizadas a las islas de Malpelo (junio) y Gorgona (julio -F. zapata comp. pers- y octubre). No se conocen reportes de otras áreas como Utría.

Teniendo en cuenta los reportes realizados en varias localidades del Caribe (www.reefbase.org.co) y las comunicaciones con diferentes investigadores, el blanqueamiento masivo del año 2005 ha sido, sin duda, el evento más fuerte registrado hasta el momento en la región. Sin embargo, en Colombia su severidad no fue la misma en todas las áreas evaluadas, e incluso se registró gran variabilidad a nivel local. Además el inicio del fenómeno no fue sincrónico a lo largo de nuestra costa Caribe. Si bien tradicionalmente el Caribe ha presentado fenómenos de blanqueamiento masivo con bajas mortandades de corales pétreos (Weil *et al.*, 2006), se determinó la pérdida importante de cobertura coralina en las Islas del Rosario, y en particular de algunas especies, tales como *A. palmata*, *A. cervicornis* y *D. labyrinthiformis*.

4.5. Evaluación Rápida del Impacto del Huracán Beta sobre los Ecosistemas Marinos y Costeros en La Isla de Providencia⁷

Según la información divulgada por el IDEAM y la NASA (<http://www.ideam.gov.co/>; http://www.nasa.gov/vision/earth/lookingatearth/h2005_beta.html), la tormenta tropical Beta fue la número 26 y el huracán número 13 de la temporada 2005 que se formó en la madrugada del jueves 27 de octubre entre las costas de Panamá y el archipiélago colombiano de San Andrés y Providencia. Después de su formación la tormenta se intensificó y

⁷ Realizada por INVEAMAR en el marco de las actividades del programa BEM dentro de la línea Organización y Dinámica de Ecosistemas-SIMAC. Un reconocimiento especial a Felipe Cabeza y al centro de buceo Felipe Diving por su apoyo en el trabajo de campo.

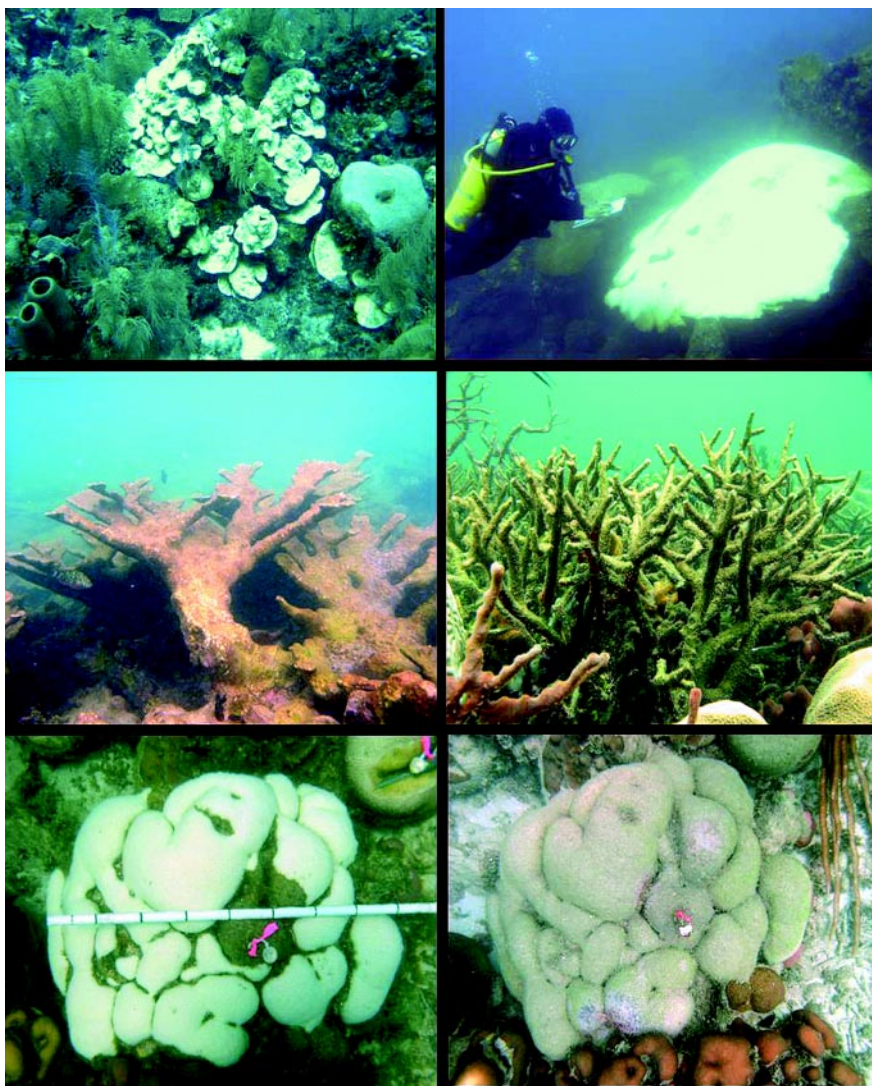


Figura 4-5. Arriba: Blanqueamiento coralino en San Andrés (izquierda) y Parque Tayrona (derecha). En medio: colonias muertas de *Acropora palmata* (izquierda) y *Acropora cervicornis* (derecha) como consecuencia del blanqueamiento coralino en Islas del Rosario. Abajo: muerte de una colonia de *Diploria labyrinthiformis* en Isla Tesoro (Islas del Rosario) en un lapso de dos meses: colonia completamente blanqueada (agosto 8/05 derecha) y superficie de la colonia cubierta de céspedes algales (octubre 12/05 izquierda). Referencia: divisiones cada 10 cm.

se dirigió hacia el norte, alcanzando vientos de 100 km h^{-1} cerca de San Andrés y a su paso por inmediaciones de Providencia alcanzó a ser un huracán de categoría 1 con vientos de hasta 120 km h^{-1} (Figura 4-6). Luego tomó dirección noroeste hacia Nicaragua donde se convirtió en huracán categoría 2 y 3 y finalmente se disipó (Figura 4-6). Teniendo en cuenta lo anterior, y en repuesta a la preocupación del MAVDT por los posibles daños causados por el paso de la tormenta/huracán Beta por el Archipiélago de San Andrés y Providencia, el INVEMAR adelantó una evaluación rápida de los impactos en los principales ecosistemas marinos y costeros de la Isla de Providencia entre el 12 y 15 de noviembre del 2005.

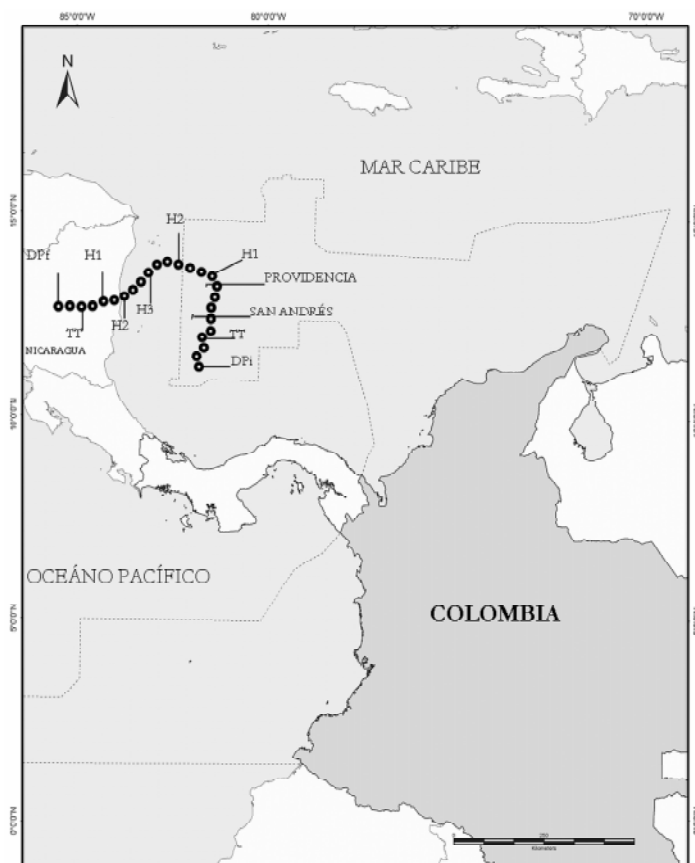


Figura 4-6. Recorrido aproximado de la tormenta-huracán BETA entre el 26 y 30 de octubre de 2005.

DPi= Depresión tropical 26/oct/2005. TT= Tormenta tropical. H= Huracán (número asociado categoría). DPf= Depresión tropical 30/oct/2005. Fuente: www.hurricane.accuweather.com.

Se llevó a cabo un trabajo de campo intensivo, abarcando los cuatro ecosistemas marinos y costeros presentes en la isla. Se evaluaron en total de 20 estaciones. Se prestó especial atención sobre las formaciones arrecifales del costado oriental de Providencia, ya que este sector fue directamente impactado. Mediante buceos de reconocimiento rápido (15-20 minutos) se evaluó el estado de los corales y las praderas de pastos marinos, examinando por estación un área aproximada de 200 m². Durante los buceos en arrecifes se registraron las especies de corales, el número de colonias revisadas por especie, la condición de salud de cada colonia (sanas, blanqueadas o con alguna enfermedad), las condiciones de deterioro post-huracán de las mismas (volteadas, fragmentas, raspadas, etc.) y el grado de mortalidad reciente que pudiera estar asociada con el huracán. En las praderas se realizó una descripción breve del estado del ecosistema y se anotaron posibles indicios de impacto como desprendimiento de vástagos, acumulación de basuras, presencia de organismos no típicos de este ambiente, etc. Para evaluar la condición de los manglares y las playas se realizaron inspecciones directas de los mismos y se anotó información relevante de su situación. Adicionalmente, en cada estación visitada y en recorridos en la parte terrestre se realizaron registros fotográficos, y se acudió a los testimonios de los habitantes de Providencia para complementar y apoyar la evaluación.

Arrecifes coralinos: Se inspeccionaron 12 estaciones que correspondieron en su mayoría a las unidades ecológicas “*Montastraea* spp, Corales Mixtos (CMIX) y CMIX-Octocorales” (descritas en Díaz *et al.*, 2000), pero también se exploraron ambientes someros de barrera, arrecifes someros poco compactos, los pináculos, un arrecife profundo de CMIX y un sitio donde convergen “CMIX-Praderas de Pastos”. De las 958 colonias revisadas de 23 especies de corales, se encontró que el 90% estaban sanas, el 9% presentó blanqueamiento o palidecimiento del tejido y el 1% restante estuvo repartido entre colonias fracturadas y volcadas (Figura 4-7) de las especies *Diploria strigosa*, *M. annularis*, *Porites astreoides* y *Acropora palmata* (Rodríguez-Ramírez y Reyes-Nivia, en prep.). En las estaciones de la unidad de Algas pétreas-*Millepora complanata*-Zoantideos (Algae-Mcom-Z) del costado oriental por fuera de la barrera se observó que la mayoría de colonias de *M. complanata* estaban en posición normal. En los parches del coral *A. palmata* -Apalm- tampoco se observaron mayores daños. Algunas colonias sufrieron fragmentación en sus ramas. Adicionalmente se reconoció que grupos de organismos de vida fija como los octocorales y las esponjas sufrieron algunos impactos debido especialmente al desprendimiento de sus colonias.

Praderas de Pastos Marinos: Se evaluaron en total cuatro estaciones dominadas por dos especies de pastos: *Thalassia testudinum* y *Syringodium filiforme*. Otro grupo acompañante de los pastos fueron diversas especies de algas como *Avrainvillea* sp, *Halimeda* sp, *Penicillus* sp, *Rhipocephalus* sp y *Udotea* sp. Entre los indicadores del efecto del huracán se observó el desprendimiento de algas y vástagos de ambas especies de pastos y los rizomas y raíces descubiertos por la erosión del sustrato en los bordes de los rodales (Figura 4-7; Rodríguez-



Figura 4-7. Arriba: Colonia fragmentada del coral *Montastraea annularis* (izquierda) y erosión en una pradera de pastos marinos, exposición de rizoma y raíces (derecha). En medio: playa erosionada (derecha) y palmeras desarraigadas y caídas en la playa Sur-Oeste (derecha). Abajo: casa sin techo (derecha) y árbol derribado (izquierda).

Ramírez y Reyes-Nivia, en prep.). A través de los habitantes de la isla se conoció que al día siguiente del huracán, se observaron numerosos restos de pastos y su biota acompañante (algas, bivalvos etc) acumulados en las playas. Es probable que las praderas hayan perdido

parte de su extensión y biomasa, no obstante, las observaciones de campo y la información obtenida de los isleños no permiten cuantificar la magnitud de los daños (Rodríguez-Ramírez y Reyes-Nivia, en prep.).

Playas: Se visitaron las principales playas de la isla: Manzanillo, Sur-Oeste y Agua Dulce. Se observó el desprendimiento de vegetación adyacente, caída de árboles y palmeras de gran tamaño, o palmeras desarraigadas (Figura 4-7). También fue notorio que las playas fueron erosionadas incluyendo sus dunas (Figura 4-7) (Rodríguez-Ramírez y Reyes-Nivia, in prep). A partir de información suministrada por los habitantes, se pudo establecer que la amplitud de las playas disminuyó entre 3 a 6 m.

Manglares: Las observaciones de la formación de manglar ubicada dentro del Parque Nacional Natural Old Providence y Mc Bean Lagoon, no revelaron daños de importancia. Si bien el aspecto exterior del follaje del mangle rojo (*Rhizophora mangle*) tenía una apariencia normal, se nos informó que en el interior del bosque se apreciaron signos de defoliación, lo cual era de esperarse por la intensidad de los vientos. De otro lado, observaciones aéreas permitieron establecer que los manglares del parque aparentemente no sufrieron mayores impactos.

Vegetación terrestre e infraestructura de la isla: Se apreciaron considerables daños en la mayoría de las viviendas, los cuales implicaron generalmente la pérdida de techos (Figura 4-7) y daños al interior de las construcciones por causa de la lluvia. También se observaron gran cantidad de árboles derribados, fracturados y vegetación con la pérdida total de sus hojas a lo largo de la carretera que rodea la isla (Figura 4-7).

Con base en las observaciones de esta evaluación, se podría concluir que en general los ecosistemas de arrecifes coralinos, manglares y praderas de pastos marinos que rodean la isla Providencia no sufrieron daños significativos debido al paso del huracán BETA. En contraste, la vegetación terrestre y las playas fueron mayormente impactadas. Por la magnitud de los daños observados en la vegetación terrestre que bordea la carretera, se sugiere una evaluación particular para estimar las reales pérdidas de cobertura en toda la isla y sus posibles consecuencias. También es conveniente determinar posibles pérdidas en la extensión de ecosistemas tales como praderas de pastos y manglares mediante la comparación de imágenes de satélite o fotografías aéreas pre y post huracán. Además, es necesario realizar una evaluación similar a esta en los ambientes arrecifales (barrera, parches lagunares terraza lagunar) ubicados más al norte de la isla considerando su gran extensión, que no pudieron ser visitados en esta ocasión y que estuvieron enfrentadas directamente al ojo del huracán. Finalmente, teniendo en cuenta el recorrido de la tormenta/huracán, es aconsejable explorar otras áreas arrecifales como Albuquerque y Courtown (Bolívar) para verificar su condición.

4.6. Socavado Esquelético y Mortalidad Coralina por Esponjas Excavadoras Incrustantes en San Andrés e Islas del Rosario⁸

Las esponjas son animales acuáticos de variadas formas, colores y tamaños, que viven fijos al fondo. Son conspicuas, diversas y abundantes en los arrecifes coralinos. Ciertas especies, para protegerse, viven en túneles y galerías que ellas mismas excavan en el esqueleto de carbonato de calcio de corales y moluscos. Algunas de estas también recubren e incrustan completamente el sustrato excavado, siendo reales competidoras por el espacio disponible en el arrecife (Figura 4-8). Sus larvas pueden fijarse en pequeños espacios de coral recientemente muerto, penetrando hacia el interior y hacia los lados a medida que excavan. Cuando al avanzar lateralmente se topan con coral vivo, envían frentes de tejido y filamentos delgados debajo de los pólipos, socavando así su soporte. El coral muere en esa frontera, retrocediendo, y la esponja avanza, erosionando completamente la capa superficial del coral y penetrando hacia abajo dentro del esqueleto. Con frecuencia se puede observar un halo de mortalidad coralina alrededor de la esponja (Figura 4-8). En los arrecifes del Mar Caribe colombiano hay varias especies de estas esponjas, que desde los años 1980 han aumentado en abundancia en algunas áreas, generando mortalidad coralina adicional.

Para determinar la identidad de las esponjas involucradas, establecer el modo como se produce la muerte del tejido coralino, y el efecto general de estas esponjas sobre los corales y la comunidad coralina, desde el año 2001 se vienen desarrollando varios proyectos de investigación⁹, localizados en San Andrés (Isla) y en las Islas del Rosario, donde estas esponjas son abundantes. La taxonomía se definió con muestras provenientes de Colombia, Venezuela, Curazao, Puerto Rico, Jamaica y Belice. El proceso de socavado de la base de los pólipos de coral se estudió a nivel microscópico mediante técnicas histológicas petrográficas. El posible uso de sustancias químicas por la esponja para matar el coral se

8 Contribución 950 del INVEMAR y 260 del Centro de Estudios en Ciencias del Mar – CECIMAR y del Programa de Posgrado en Biología – Línea Biología Marina, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional de Colombia.

9 (1) “Biological and ecological characterization of the intrusive *Cliona langae*-*C. aprica*-*C. caribbea* sponge complex in the Caribbean” (Sea Grant College Program, Universidad de Puerto Rico); (2) “Taxonomía del complejo de esponjas excavadoras de coral *Cliona aprica* - *C. langae* - *C. caribbea* y su impacto sobre algunos arrecifes coralinos del Caribe colombiano” (COLCIENCIAS CO-110109-10387 y Universidad Nacional de Colombia); (3) “Interacciones entre esponjas excavadoras del complejo *Cliona aprica* - *C. langae* - *C. caribbea* y corales pétreos en el Caribe colombiano” (Dirección Nacional de Investigaciones de la Universidad Nacional de Colombia – DINAIN); (4) “Algunos aspectos químicos y ecológicos del proceso de bioerosión causado por las esponjas *Cliona tenuis* y *Cliona delitrix* sobre corales arrecifales” (COLCIENCIAS CO-1101-09-13544 y Universidad Nacional de Colombia); (5) “Mortalidad coralina por esponjas excavadoras, ¿median los peces?” (Fundación para la Promoción de la Investigación y la Tecnología, Banco de la República).

evaluó transplantando fragmentos de esponjas sobre o cerca de coral vivo, y poniendo sobre coral vivo geles con extractos químicos orgánicos (y fracciones) de las esponjas. En experimentos de laboratorio se mezclaron células disociadas de coral y esponja. La dinámica de avance de las esponjas y retroceso de los corales, y la posible mediación de otros organismos, se establecieron marcando y siguiendo colonias coralinas colonizadas por esponjas, y excluyendo el acceso de peces a la interfase coral-esponja (Figura 4-8). El estado actual del fenómeno se determinó mediante estimaciones de abundancia de las esponjas y su frecuencia de colonización de corales. Las principales conclusiones generadas son las siguientes:

Cliona aprica, *Cliona caribbaea* (= *Cliona langae*) y *Cliona tenuis* (Figura 4-8), de color café a café-negro, recubren el sustrato y penetran solamente hasta 2 cm debajo de la superficie (Zea y Weil, 2003). *Cliona delitrix*, de color rojo brillante, recubre y penetra profundamente corales masivos (Chaves-Fonnegra, 2006).

La sola erosión del esqueleto por parte del tejido excavador de la esponja no parece suficiente para generar desprendimiento del pólipo (Chaves-Fonnegra, 2006). Aunque poseen sustancias químicas que matan al coral por contacto (Chaves-Fonnegra *et al.*, 2005), las esponjas vivas no matan el coral ni a distancia ni por contacto externo. Su efecto deletéreo parece ocurrir en interacciones célula a célula en el área de contacto por debajo de los pólipos (Chaves-Fonnegra, 2006).

Peces coralívoros muerden los corales en la interfase con la esponja, especialmente en *C. tenuis* (López-Victoria *et al.*, 2003; López-Victoria y S. Zea, 2005), erosionando y eliminando la capa más superficial del esqueleto del coral, y ayudándola a avanzar más rápido en corales muy compactos (Márquez, 2005) (Figura 4-8). *C. delitrix* genera un halo de mortalidad coralina, que se amplía por enfermedades y por mordiscos de erizos y otros herbívoros (Chaves-Fonnegra, 2006) (Figura 4-8).

Cliona aprica, *C. caribbaea* y *C. tenuis* avanzan contra coral vivo solamente cuando el ángulo de confrontación es $\approx 180^\circ$; cuando el coral crece hacia arriba cerrando el ángulo, evade la esponja. Por el amplio halo de mortalidad coralina alrededor de *C. delitrix* (Figura 4-8), el coral rara vez escapa por crecimiento. Las velocidades de avance parecen ser mayores en corales más porosos y menos densos, siendo en general más pronunciadas en *C. tenuis* (promedios por especie de coral de $1.3\text{--}7.1\text{ cm año}^{-1}$) que en *C. caribbaea* ($0.5\text{--}4.3\text{ cm año}^{-1}$), *C. aprica* ($0.3\text{--}1.4\text{ cm año}^{-1}$) (López-Victoria *et al.*, en prensa) y *C. delitrix* ($0.7\text{--}1.7\text{ cm año}^{-1}$) (Chaves-Fonnegra, 2006).

En el costado occidental de San Andrés la cobertura actual de sustrato de *C. aprica* es 0.5-2 %, de *C. caribbaea* hasta 0.3 %, y de *C. delitrix* 0.1-3.3 %. Como tienden a ocupar

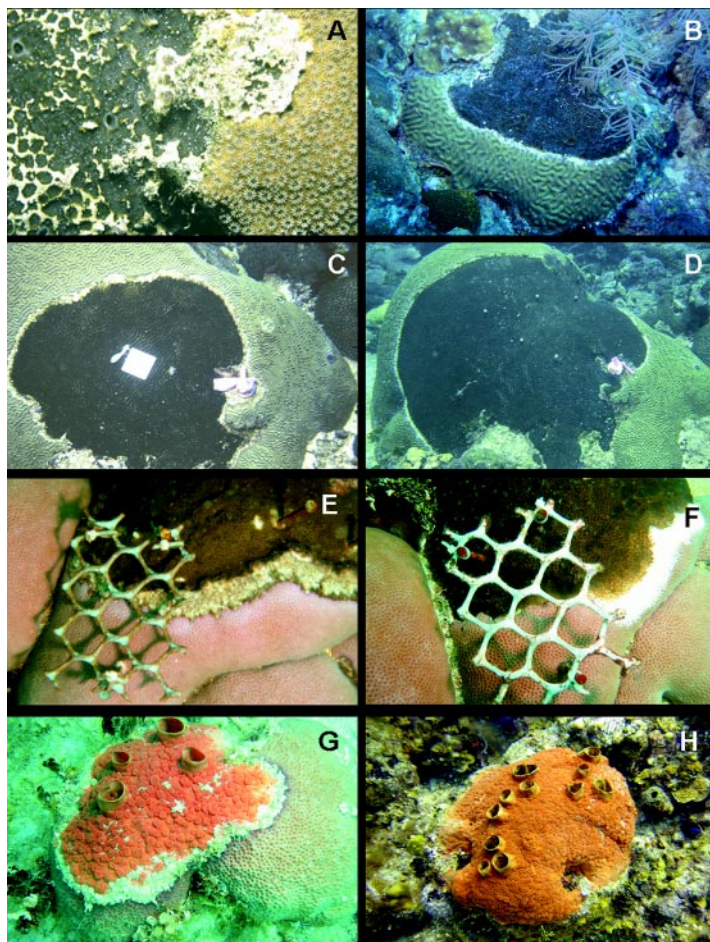


Figura 4-8 (Página siguiente). Esponjas excavadoras incrustantes del Caribe colombiano. (A) *Cliona aprica* en coral *Solenastrea bournoni*, San Andrés (campo horizontal aprox. 7.2 cm). (B) *Cliona caribbaea* en coral *Diploria strigosa*, Providencia (campo horizontal aprox. 1.5 m). (C) y (D) *Cliona tenuis* en coral *Diploria strigosa*, Islas del Rosario; vista inicial (C) y a los 13 meses (D), intervalo en el que la esponja avanzó lateralmente sobre el coral unos 15-20 cm (marca blanca en el centro de C tiene 5 cm de lado). (E) y (F) *Cliona tenuis* en coral *Siderastrea siderea*, Islas del Rosario, con una malla plástica para evitar el acceso de peces a la frontera entre el coral y la esponja; (E) vista inicial con una banda coral mordido por peces coralívoros unos días antes; (F) después de 6 meses; nótese que bajo la malla la esponja ha avanzado muy poco y que fuera de la malla continúa el avance, precedido de mordiscos de peces coralívoros (area blanca) (diámetro del ojo de la malla 3 cm). (G) *Cliona delitrix* en coral *Siderastrea siderea*, San Andrés, mostrando la banda de muerte que rodea la esponja y el oscurecimiento del coral afectado (diámetro aprox. de la esponja 30 cm). (H) *Cliona delitrix*, San Andrés, cubriendo completamente una colonia de coral (diámetro aprox. de la esponja 40 cm).

preferentemente corales aún vivos, se espera que su cobertura aumente, pero hasta el límite de tamaño de aquellos corales que no logren escapar por crecimiento. Un fuerte sesgo hacia el coral masivo *Siderastrea siderea*, uno de los más abundantes, puede disminuir su proporción en el arrecife (López-Victoria y Zea, 2005; Chaves-Fonnegra, 2006). Las mayores abundancias de *C. delitrix* ocurrieron cerca de, más no directamente en, los puntos de descarga de aguas negras de la isla, y las menores en los sitios más alejados (Chaves-Fonnegra *et al.*, sometido).

En el costado norte de las Islas del Rosario *Cliona tenuis* ha colonizado ampliamente los setos colapsados del coral ramificado *Acropora palmata*, que sufrió mortalidades masivas al principio de la década de 1980. La cobertura actual de *C. tenuis* es de 7.6-9.5 %, que puede aumentar a medida que fragmentos de *Acropora* con la esponja son arrojados contra corales masivos durante tormentas (López-Victoria y Zea, 2004; 2005).

Las tasas de avance de *Cliona tenuis* contra coral vivo en las Islas del Rosario en 2001-2002 fueron similares, aunque menos variables, que las de 2004-2005, período que involucró (a partir de mayo 2005) un blanqueamiento masivo de corales por altas temperaturas (Márquez *et al.*, sometido).

4.7. Investigaciones desde la Perspectiva de la Conectividad y el Reclutamiento Coralino para el Entendimiento del Estado, Estructura y Dinámica de los Arrecifes Coralinos (Caribe).

4.7.1. Conectividad entre Arrecifes del Caribe Colombiano y Evolución de *Palythoa*¹⁰

Investigaciones desde la Perspectiva de la Conectividad y el Reclutamiento Coralino para el Entendimiento del Estado, Estructura y Dinámica de los Arrecifes Coralinos (Caribe).

¹⁰ Contribución de la Pontificia Universidad Javeriana, Facultad de Ciencias, Departamento de Biología (Alberto Acosta). Grupo de Investigación: Unidad de Ecología y Sistemática (UNESIS). Los resultados aquí presentados hacen parte de dos proyectos: 1. Estandarización de protocolos para tres marcadores microsatélites en zoantideos (Cnidaria: Hexacorallia). 2. Conectividad genética entre poblaciones de *Palythoa caribaeorum* del Caribe colombiano. Estos trabajos se enmarcan dentro de dos líneas de investigación de UNESIS: Estructura y Dinámica de los Ecosistemas Tropicales y su relación con la Actividad Humana y Patrones Sistemáticos y Procesos Evolutivos en Flora y Fauna. De igual forma, los proyectos, de tipo interdisciplinario, cuentan con la participación del grupo de investigación de Genética de Poblaciones y Biología Evolutiva (Departamento de Biología), liderado por el Dr. Manuel Ruiz García y la Dra. Diana Álvarez González y como asistentes de investigación: Juan Eduardo Camacho Londoño y Natalia Manrique. La financiación de los dos proyectos fue proporcionada por Vicerrectoría Académica, Pontificia Universidad Javeriana.

A nivel mundial varias técnicas genético-moleculares han sido implementadas para resolver problemas en conservación y manejo de especies arrecifales (Yu *et al.*, 1999; Chen *et al.*, 2002). Sin embargo, en el país son pocos los esfuerzos por usar esas técnicas. El Caribe colombiano posee arrecifes sometidos a diferentes disturbios, siendo los ríos (ej. Magdalena, Sinú, Atrato etc.) el principal agente causal en arrecifes continentales y menos importante en arrecifes oceánicos (Díaz *et al.*, 2000). Algunos estudios han permitido cuantificar los efectos adversos generados por los ríos sobre la estructura del ecosistema (Acosta y Martínez, en prensa), pero aún no se ha evaluado el efecto potencial de estos en procesos biológicos como dispersión (gametos y larvas) a diferentes escalas espaciales, ni como los ríos afectan la estructura, diversidad genética, conectividad y evolución de poblaciones de invertebrados.

Desde el 2003 la Pontificia Universidad Javeriana (PUJ) ha explorado técnicas y marcadores moleculares disponibles en corales para determinar la posible conectividad entre los arrecifes del Caribe colombiano y el nivel de diversidad genética de especies de importancia ecológica. Entre las metas a corto plazo están el evaluar la estructura y flujo génico dentro y entre poblaciones en tres escalas espaciales: regional (> 300 km – arrecife oceánico vs. continental), de paisaje (>10 y < 200 km, entre arrecifes oceánicos, o entre continentales) y local (< 1 km, dentro de un arrecife). El zoanthideo *Palythoa caribaeorum* fue escogido como modelo de estudio debido a su presencia en la mayoría de arrecifes. Los arrecifes insulares continentales se escogieron según la escala espacial planteada e influencia de ríos principales (Magdalena, Sinú, Atrato), mientras que los arrecifes oceánicos se seleccionaron por lo contrario. En cada isla dos subpoblaciones de *P. caribaeorum* fueron muestreadas siguiendo a Hunter (1993). Pólipos de colonias tomadas al azar se colectaron en cada subpoblación. Las muestras se procesaron según estandarización de Camacho (2003) utilizando marcadores heterólogos, entre ellos microsatélites (Mfra-gtt1, PACA, PAGA). Se hicieron análisis descriptivos, estimas de parámetros poblacionales e inferencias históricas.

Resultados preliminares indican que las poblaciones no se encuentran en equilibrio de Hardy-Weinberg por exceso de homocigotos. Esto junto con el bajo número de genotipos encontrados (ej. en San Andrés) respecto al número de individuos muestreados (N_c/N) indica la importancia relativa de reproducción asexual en las poblaciones de *P. caribaeorum* estudiadas (Tabla 4-1). Alta clonalidad de esta especie ha sido documentada en Brasil (Acosta *et al.*, 2005) y en Colombia (González, 1999). La diversidad genotípica de *P. caribaeorum*, de mayor a menor, fue Isla Grande, Isla Fuerte, seguida por San Andrés y Providencia (Go; Tabla 4-1), sugiriendo reproducción sexual en todas las islas (principalmente continentales); no obstante en el Caribe colombiano aun no se ha documentado producción o liberación de gametos en esta especie.

No se encontró estructura genético poblacional (F_{st} global = 0.0674), lo mismo resultó al comparar entre pares de poblaciones (Tabla 4-2), indicando el no aislamiento de las islas, la similitud alelica y la importancia del flujo génico como mecanismo homogenizador.

Tabla 4-1. Diversidad genotípica de *P. caribaeorum* a nivel de subpoblaciones (codificadas como 1 y 2) y para cada población (excepto Isla Fuerte). Nc representa el número de genotipos para el locus Mfra-gtt1; N = número de individuos; Go = diversidad genotípica.

Población	N	Nc	Nc/N	Go
San Andrés 1	13	6	0.46	0.56
San Andrés 2	6	3	0.50	2.57
San Andrés	19	8	0.42	4.81
Providencia 1	21	16	0.76	11.91
Providencia 2	4	3	0.75	2.66
Providencia	25	17	0.68	1.79
Isla Grande 1	13	12	0.92	11.26
Isla Grande 2	16	11	0.68	7.52
Isla Grande	29	20	0.68	12.93
Isla Fuerte	16	10	0.62	8.53
TOTAL	89	37	0.41	16.33

Tabla 4-2. Valores de F_{st} para pares de poblaciones calculados según Weir y Cockerham (1984), este estima el grado de divergencia entre las poblaciones estudiadas.

	San Andrés	Providencia	Isla Fuerte
San Andrés	—		
Providencia	0.0567	—	
Isla Fuerte	0.0425	0.0114	—
Isla Grande	0.1608	0.0342	0.0751

Existe flujo génico o conectividad entre las poblaciones de *P. caribaeorum* a escala regional (entre los arrecifes oceánicos y continentales), de paisaje y local (alta dentro de Isla Grande) en el mar Caribe colombiano (Figura 4-9). La magnitud del flujo génico total se estimó en 2.1 migrantes por generación, indicando moderada conectividad entre los 4 arrecifes, lo cual en parte explica la ausencia de estructura génica. Igualmente entre las islas oceánicas y continentales el flujo fue moderado, con 1.7-1.2 migrantes por generación. La mayor conectividad a escala regional (> 300 km) se presentó entre Providencia y las islas continentales, siendo baja entre San Andrés e Isla Fuerte. En escala de paisaje alta conectividad se evidenció entre San Andrés y Providencia.

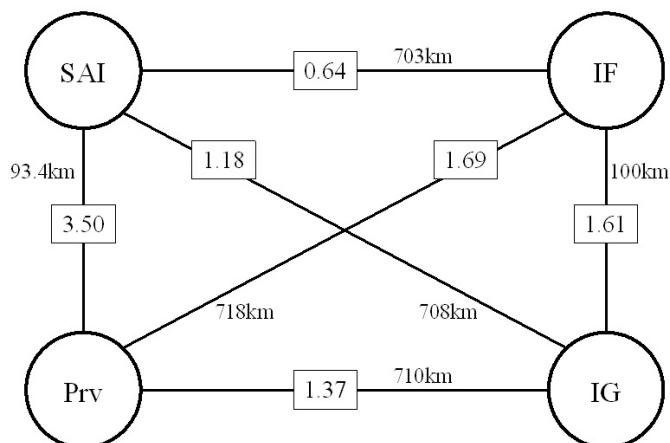


Figura 4-9. Valores de flujo génico y distancias entre cuatro poblaciones de *Palythoa caribaeorum* del Caribe colombiano. Se presentan los valores de N_m (migrantes por generación) entre los diferentes pares de poblaciones de *Palythoa caribaeorum*, se incluye las distancias en kilómetros entre las poblaciones muestreadas. Los valores se calcularon según el método de Barton y Slatkin (1986) para alelos privados. SAI: San Andrés Isla, Prv: Isla de Providencia, IF: Isla Fuerte, IG: Isla Grande.

El menor flujo relativo entre Isla Grande e Isla Fuerte, podría atribuirse en escala de paisaje al posible efecto del río Sinú, Atrato y Magdalena que actúan como barrera, disminuyendo la dispersión de larvas y/o ramets. A nivel de subpoblaciones el máximo flujo se dio en Isla Grande con 3.5 migrantes por generación, sugiriendo el alto esfuerzo reproductivo de *P. caribaeorum*. La magnitud y direccionalidad del flujo está estrechamente relacionada a los patrones de corrientes superficiales, por lo cual estos deben ser estudiados. Alto flujo génico ha sido reportado en otros zoanthideos de la Gran Barrera (*Palythoa caesia*; Burnett *et al.*, 1995).

El flujo genético y la distancia geográfica estuvieron inversamente correlacionadas, similar a lo reportado por Yu *et al.* (1999). El aislamiento por distancia es esperado ya que la probabilidad de supervivencia de larvas, gametos o ramets disminuye en la columna de agua con la distancia.

Para detectar la estructura poblacional críptica (proveniente de genealogía y no de distribución geográfica) las pruebas de asignamiento indicaron preliminarmente que todos los individuos correspondían a dos agrupaciones, una en arrecifes de islas oceánicas y otra en arrecifes de islas continentales. Luego, decisiones de conservación en biodiversidad deberían considerar que existen posiblemente dos entidades taxonómicas diferentes o acervos, con orígenes genéticos diferenciados en el Caribe colombiano para *P. caribaeorum* (como

probablemente ocurre en otras especies arrecifales), pese a la similitud estructural y moderado nivel de flujo observado. Estudios adicionales (otros marcadores) ayudarán a confirmar el número real de agrupaciones.

La historia de vida de cada especie cobra gran importancia al momento de explicar los patrones biogeográficos de distribución, estructura y evolución de las poblaciones como ha sido evidenciado para *P. caribaeorum* y por lo tanto deben ser investigados. La ausencia de colonias sexuadas (Acosta obs. per.) y los reportes de alta esterilidad de colonias (Fadlallah *et al.*, 1984) llevarían a pensar en baja probabilidad de flujo génico, sin embargo los resultados fueron opuestos. Por tanto, para entender procesos ecológicos y evolutivos se requieren estudios en el modo y la distancia de dispersión, época de reproducción respecto a la dirección y magnitud de corrientes y tasas de sobrevivencia de gametos, embriones y larvas. Así mismo por la alta producción de ramets en *P. caribaeorum* (Acosta *et al.*, 2005) se esperaría baja diversidad genotípica en las poblaciones, lo cual no se encontró (ver resultados similares en Chen *et al.*, 2002 y Burnett *et al.*, 1995), lo que indica la importancia de estudiar la dinámica de los genets en gran escala de tiempo.

El grupo de investigación en ecología y genética de poblaciones pretende con esta información ayudar a las entidades responsables a tomar decisiones de conservación, particularmente las relacionadas con el manejo integral de los arrecifes coralinos (ej. delimitación de parques marinos).

4.7.2. Relación entre Condiciones Físicas y Biológicas del Microhábitat y la Presencia de Juveniles de Corales Hermatípicos en el Caribe Colombiano¹¹

Con el fin de generar propuestas para el manejo y conservación de los arrecifes, basadas en la rehabilitación de los sistemas mediante el trasplante de especies resistentes a determinados factores y en lugares estratégicos dentro del arrecife, se buscó entender qué requerimientos poseen las diferentes especies de juveniles coralinos para sobrevivir en diversos microhábitats. Para ello se investigó acerca de las relaciones entre la abundancia de cada una de las especies de juveniles de corales hermatípicos y los principales factores físicos y biológicos del microhábitat reportados en la literatura, tales como la disponibili-

¹¹ Contribución de la Pontificia Universidad Javeriana, Facultad de Ciencias, Departamento de Biología (Alberto Acosta). Grupo de Investigación: Unidad de Ecología y Sistemática (UNESIS). Los resultados aquí presentados hacen parte del proyecto: Distribución espacial, composición, riqueza y densidad de corales hermatípicos juveniles en Isla Grande, Isla Fuerte, San Andrés y Providencia. Caribe colombiano. Este trabajo se enmarca dentro de dos líneas de investigación de UNESIS: Estructura y Dinámica de los Ecosistemas Tropicales y su relación con la Actividad Humana y Manejo y Conservación de Ecosistemas Tropicales. La financiación del proyecto fue proporcionada por Vicerrectoría Académica, Pontificia Universidad Javeriana.

dad de sustrato para el potencial crecimiento del juvenil, el tipo e inclinación del sustrato, ubicación del juvenil sobre el mismo, tipo de sedimento y cantidad de sedimento acumulado. En Colombia hasta el momento se desconoce que especies se están reclutando y cuáles son los factores físicos y biológicos que determinan su presencia en un arrecife determinado, por lo que se plateó como objetivo principal del estudio, evaluar la relación entre la frecuencia de juveniles de corales hermatípicos con las propiedades del sustrato y disponibilidad de espacio, presentes en el microhábitat donde sobreviven los juveniles en ambientes oceánicos y de la plataforma continental.

A nivel mundial se han realizado estudios en ecología de juveniles de coral, la mayoría sobre distribución, abundancia (Chiappone y Sullivan, 1996), patrones de colonización y mortalidad (Miller *et al.* 2000). Sin embargo como lo afirma Mumby (1999), para la mayoría de los arrecifes del mundo se desconoce si el reclutamiento por especie es controlado por ciertos factores físicos y/o biológicos, o si es un proceso completamente aleatorio. Los resultados incluyeron los datos de cuatro estudios desarrollados en cuatro islas del Caribe colombiano: Isla Grande, Isla Fuerte, San Andrés y Providencia. En cada una de ellas se registró de forma cualitativa las características físicas y biológicas bajo las cuales se encontraban cada uno de los juveniles: 1-Tipo de sustrato: coral muerto, roca y algas rojas coralíneas; 2-Inclinación del sustrato: horizontal, vertical e inclinado; 3-Ubicación del juvenil sobre el sustrato: expuesto y críptico; 4-Tipo de sedimento acumulado sobre el sustrato en torno al juvenil: calcáreo, arenoso, limo arcilloso y sin sedimento; 5-Cantidad de sedimento acumulado: sin sedimento acumulado, disperso, moderado y alto; 6-Sustrato libre de otros organismos bénticos en un perímetro de máximo 4cm alrededor del juvenil: sustrato libre o sustrato ocupado por organismos sésiles como macroalgas, corales, esponjas. Para el análisis estadístico, se realizó inicialmente una exploración del conjunto de datos, probando la confiabilidad de la información. Si el error de muestreo por especie era <10%, la especie se incluía para las comparaciones. Para evaluar la magnitud de la dependencia entre la frecuencia de juveniles y las condiciones del medio, se aplicó la prueba Chi-cuadrado para tablas de contingencia probando la hipótesis nula de independencia entre las variables. En los casos en los que se probó dependencia entre las variables, se calculó el coeficiente de contingencia (C) para conocer la magnitud de la dependencia, el cual podía variar entre 0 y 1, siendo cero el grado de asociación más bajo. Se aplicó un análisis de correspondencias múltiples (ACM) con el cual se redujo la información de las variables a dos dimensiones en un plano, representando gráficamente para cada especie el factor que determinó su presencia.

Los juveniles de *A. tenuifolia* y *A. lamarcki* fueron las dos únicas especies de juveniles que mostraron un patrón de dependencia marcado tal como se muestra en el plano bidimensional del ACM, en el cual están formando grupos a parte del resto de especies (Figura 4-10), puesto que *A. tenuifolia* dependió de su ubicación en arrecifes continentales,

en microhábitats con sedimento limo arcilloso e interacción con macroalgas, siendo la única especie con más del 70% de sus juveniles bajo estas condiciones ($p < 0.05$, X^2 ; $C = 0.59$). Por su parte la abundancia de *A. lamarcki* dependió de sustratos sin sedimento acumulados (Figura 4-10), puesto que el 91.4% de sus juveniles se hallaron en éstas condiciones ($p < 0.05$, X^2 ; $C = 0.33$). Mientras que los juveniles de *A. agaricites*, *H. cucullata*, *P. asteroides*, *P. porites*, *F. fragum*, *M. cavernosa* y *S. siderea* se encontraron frecuentemente en la mayoría de condiciones del hábitat (Figura 4-10), evidenciando mayor dependencia con la disponibilidad del espacio, ambiente arrecifal y las características de los sedimentos acumulados ($p < 0.05$, X^2 ; $C > 0.33$), confirmando que estas especies se pueden encontrar bajo diferentes condiciones con frecuencias similares, siendo especies tolerantes a microhábitats con condiciones diversas. Para todas estas especies se encontró que las relaciones más fuertes, se presentaron con el tipo y cantidad de sedimento. Las características del sedimento acumulado sobre el sustrato fueron los factores que al combinarse con el resto de condiciones del hábitat tuvieron mayor influencia sobre la frecuencia de juveniles de corales hermatípicos en el Caribe colombiano, y se evidenció que el reclutamiento de juveniles se favoreció en ambientes oceánicos, debido a que las condiciones ambientales de los arrecifes continentales son desfavorables para la mayoría de juveniles.

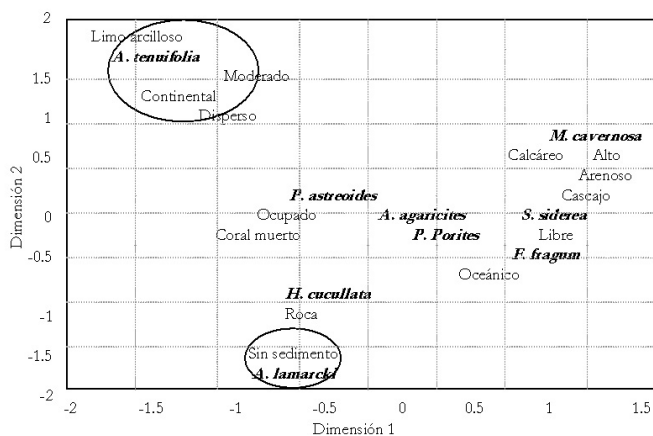


Figura 4-10. Plano factorial del ACM representando el microhábitat de las especies, según los principales factores físicos y biológicos que determinaron su presencia.

Es evidente que el proceso de reclutamiento de corales hermatípicos en el Caribe colombiano está determinado por las interacciones entre los factores físicos, biológicos y químicos del hábitat marino y las características intrínsecas de las diferentes especies. La dominancia de *A. tenuifolia* tanto en estado juvenil como adulto, en arrecifes con mayor cantidad de sedimentos y con sustratos ocupados por macroalgas, ha sido evidente en las

últimas décadas en el Caribe, donde ha reemplazado a *Porites spp.* y otras especies ramificadas (Aronson *et al.* 2004), debido a que las características de crecimiento, estrategias reproductivas y tolerancia de *A. tenuifolia* han favorecido este reemplazo (ver Aronson *et al.*, 2004). El patrón encontrado en este estudio, para ésta especie, solo coincide con lo encontrado por Gilmour (1999) quien afirma que en sustratos naturales el reclutamiento no se ha visto inhibido por los sedimentos. La dependencia de *A. lamarcki* por sustratos sin sedimento acumulado, concuerda con Hughes (1988) quien encontró que la tasa de crecimiento se mantiene estable en zonas poco afectadas por perturbaciones como sedimentación. Posiblemente, al ubicarse en estas condiciones, los juveniles están asegurando que la inversión energética desde el periodo larval hasta el reclutamiento, no se pierda, debido a que por ser una especie longeva y de crecimiento lento (Hughes, 1988), muy similar a las especies del género *Montastraea spp.* puede tardar más de un siglo en recuperarse (Hughes y Tanner, 2000). Este tipo de microhábitats con sedimentos cubriendo el sustrato y con otros organismos bénticos entorno al juvenil como “potenciales competidores”, son el tipo de hábitats que especies de tolerancia intermedia como *A. lamarcki* pueden no colonizar rápidamente (Hughes, 1988). *A. agaricites* al mostrar dependencia entre la mayoría de variables del hábitat y por encontrarse en un amplio rango de condiciones físicas y biológicas, estaría reflejando su alta tolerancia (Van Moorsel, 1985) a las variadas y cambiantes condiciones del medio, posiblemente porque es una especie con estrategia de vida *r*, tal como *H. cucullata*. Morse *et al.* (1988) afirma que el verdadero éxito de *A. agaricites* radica en su alta diversidad genética y capacidad para colonizar sustratos vacíos. Mientras que *P. astreoides* y *P. porites* tienen una mayor longevidad respecto a *A. agaricites* y *H. cucullata* (Sorokin, 1993), lo que les permite permanecer más tiempo dentro de la comunidad, como adultos, además de invertir más energía en crecimiento (Sorokin, 1993), protección y competencia (Cofforth, 1985).

4.7.3. Comparación Espacial de la Comunidad de Corales Hermatípicos Juveniles en el Caribe Colombiano¹²

En las últimas décadas se ha reportado el deterioro del 30% de los arrecifes coralinos del mundo, incluyendo los colombianos (Martínez y Acosta, 2005). Este proceso se ha hecho evidente en la pérdida de cobertura a través de la mortalidad de colonias de coral adultas (Díaz *et al.*, 2000). Sin embargo, poco se sabe sobre la consecuencia de esta mortalidad

¹² Contribución de la Pontificia Universidad Javeriana, Facultad de Ciencias, Departamento de Biología (Alberto Acosta). Grupo de Investigación: Unidad de Ecología y Sistemática (UNESIS). Los resultados aquí presentados hacen parte del proyecto: Distribución espacial, composición, riqueza y densidad de corales hermatípicos juveniles en Isla Grande, Isla Fuerte, San Andrés y Providencia. Caribe colombiano. Este trabajo se enmarca dentro de dos líneas de investigación de UNESIS: Estructura y Dinámica de los Ecosistemas Tropicales y su relación con la Actividad Humana y Manejo y Conservación de Ecosistemas Tropicales. La financiación del proyecto fue proporcionada por Vicerrectoría Académica, Pontificia Universidad Javeriana.

masiva y de los disturbios naturales y antrópicos sobre los juveniles de coral y su reclutamiento (Caley *et al.*, 1996). El reclutamiento coralino es considerado un proceso fundamental por parte de ecólogos y evolucionistas ya que determina la renovación, mantenimiento y la estructura de las comunidades coralinas presentes y futuras; y también el mecanismo por el cual se favorece el incremento de la variabilidad genética de las poblaciones (Porter y Tougas, 2001). Debido a los vacíos de información sobre reclutamiento en Colombia, el grupo de Ecología de Arrecifes de Coral de la Pontificia Universidad Javeriana implementó un proyecto para definir la importancia de este proceso y compararlo espacialmente, tanto a nivel horizontal entre arrecifes expuestos a diferentes niveles de disturbio, como en la verticalidad (profundidad). De esta forma se espera que los planes de manejo (rehabilitación) y conservación incorporen la información generada sobre las especies de coral que reclutan, cuanto y donde (profundidades óptimas).

Como primer paso se diagnosticó y comparó la capacidad de regeneración natural (reclutamiento) de dos arrecifes oceánicos (San Andrés y Providencia) y dos continentales (Isla Fuerte e Isla Grande). Perpendicular a una línea guía y cada dos metros de profundidad se cuantificaron 12 cuadrantes de 1 m² siguiendo a Vidal *et al.*, (2005). La evaluación del arrecife comenzó en 2 m y finalizó a los 30 m de profundidad (oceánicos) o donde terminaba el arrecife (< 22 m, continental). En cada uno de los cuadrantes se cuantificó la riqueza, densidad y cobertura de cada especie de juvenil de coral observado. Los juveniles fueron definidos como las colonias visibles, no reproductivas (Richmond y Hunter, 1990) menores a 4 cm de diámetro para especies grandes (ej. *Montastraea* spp, *Diploria* spp y *Siderastrea siderea*), y menores a 2 cm de diámetro para especies pequeñas (ej. *Porites astreoides* y *Favia fragum*).

La similaridad en la composición de la comunidad entre grupos de arrecifes (oceánicos vs. continentales) se determinó con el Índice de Jaccard; mientras que la riqueza y densidad de los juveniles se comparó espacialmente con *T* de Student. Se crearon sistemáticamente tres rangos de profundidad (somero, medio y profundo; cada uno con 4 transectos) para corroborar diferencias en riqueza y densidad con la profundidad (ANOVA de una vía y análisis *a posteriori* LSD). Las especies (o géneros según tabla 4-3) de mayor importancia se establecieron y compararon calculando el Índice de Valor de Importancia (IVI_r).

El total de juveniles para las islas continentales fue de 535, pertenecientes a 31 especies y 18 géneros, mientras que en islas Oceánicas el total fue mayor, con 2465 juveniles correspondientes a 40 especies y 21 géneros. En Isla Grande (IG) se cuantificaron 281 individuos juveniles pertenecientes a 21 especies y 15 géneros; en Isla Fuerte (IF) 311 individuos juveniles de 23 especies en 17 géneros; en Providencia 1005 juveniles en 31 especies y 18 géneros; entre tanto, San Andrés (SA) presentó 1465 individuos de 34 especies en 19 géneros.

Estos resultados sugieren que la composición y estructura de la comunidad de juveniles de coral fue diferente entre arrecifes oceánicos y continentales (Tabla 4-3), lo cual además, se reflejó en la baja similitud entre estos grupos de islas a nivel de especies (Jaccard 54%) y de géneros (Jaccard 65%). Así mismo, el número de especies exclusivas en los arrecifes oceánicos (12 spp.) fue casi el doble al observado en los continentales (7 spp.). Según el IVr el género *Agaricia* (*A. agaricites*) fue el dominante en arrecifes oceánicos, mientras que *Agaricia* y *Porites* (*P. asteroides*) en continental (Tabla 4-3).

Tabla 4-3. Índice de Valor de Importancia Relativo (%) para los géneros observados en los arrecifes continentales y oceánicos. El IVI está basado en frecuencia, densidad y cobertura relativa de juveniles / 300. Espacios en blanco indican ausencia de juveniles.

Géneros	IVI Continentales	IVI Oceánicos
<i>Agaricia</i>	34.9	23.7
<i>Helioseris</i>	8.3	9.9
<i>Montastraea</i>	9.0	9.4
<i>Siderastrea</i>	5.9	8.9
<i>Porites</i>	19.4	7.7
<i>Scolymia</i>	4.9	7.2
<i>Mycetophyllia</i>	1.6	5.4
<i>Favia</i>	3.4	4.7
<i>Diploria</i>	0.6	3.9
<i>Madracis</i>	1.2	3.4
<i>Dichocoenia</i>	2.0	3.2
<i>Manicina</i>	0.8	2.9
<i>Meandrina</i>	2.1	2.2
<i>Eusmilia</i>		2.2
<i>Isophyllastrea</i>		1.6
<i>Mussa</i>	1.8	1.4
<i>Colpophyllia</i>	0.8	1.1
<i>Stephanocoenia</i>	1.7	0.7
<i>Solenastrea</i>	0.8	0.3
<i>Acropora</i>	0.8	0.2
<i>Cladocora</i>		0.1

Los arrecifes continentales exhibieron menor riqueza, diversidad y densidad de juveniles que los arrecifes oceánicos ($P < 0.0001$; Figura 4-11).

Por su parte, la densidad y riqueza promedio de juveniles en cada rango de profundidad fue mayor en los arrecifes oceánicos que en los continentales (Figura 4-12). Aunque la densidad y la riqueza de juveniles no cambiaron con la profundidad en los arrecifes

continentales (IG + IF; $P=0.1386$), si evidenciaron una tendencia de incremento (Figura 4-12). Contrariamente, la densidad y la riqueza fueron diferentes entre rangos de profundidad en los arrecifes oceánicos (ANOVA 1: $F=7.942$, $N=24$, $P=0.0027$), sugiriendo un rango de profundidad preferencial (10 m a 16 m).

El menor reclutamiento coralino en arrecifes continentales está relacionado con las presiones de selección (ríos), que afectan negativamente los procesos dentro de los ciclos de vida.

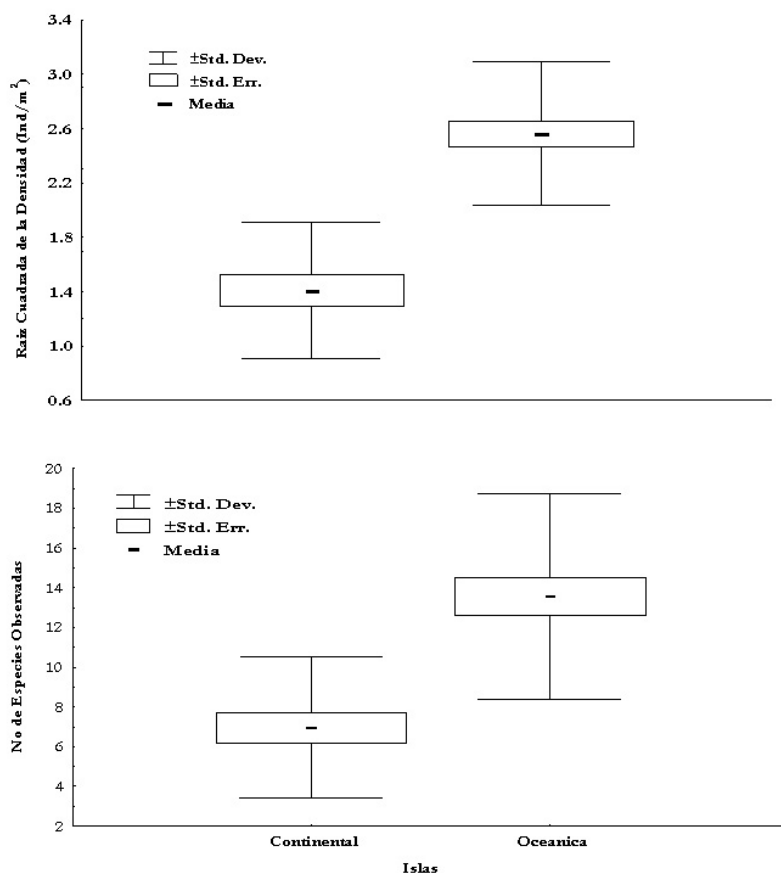


Figura 4-11. Valores promedio de densidad (superior; raíz cuadrada de densidad, ind m⁻²) y riqueza de juveniles (inferior) para los arrecifes continentales (N=20) y oceánicos (N=30).

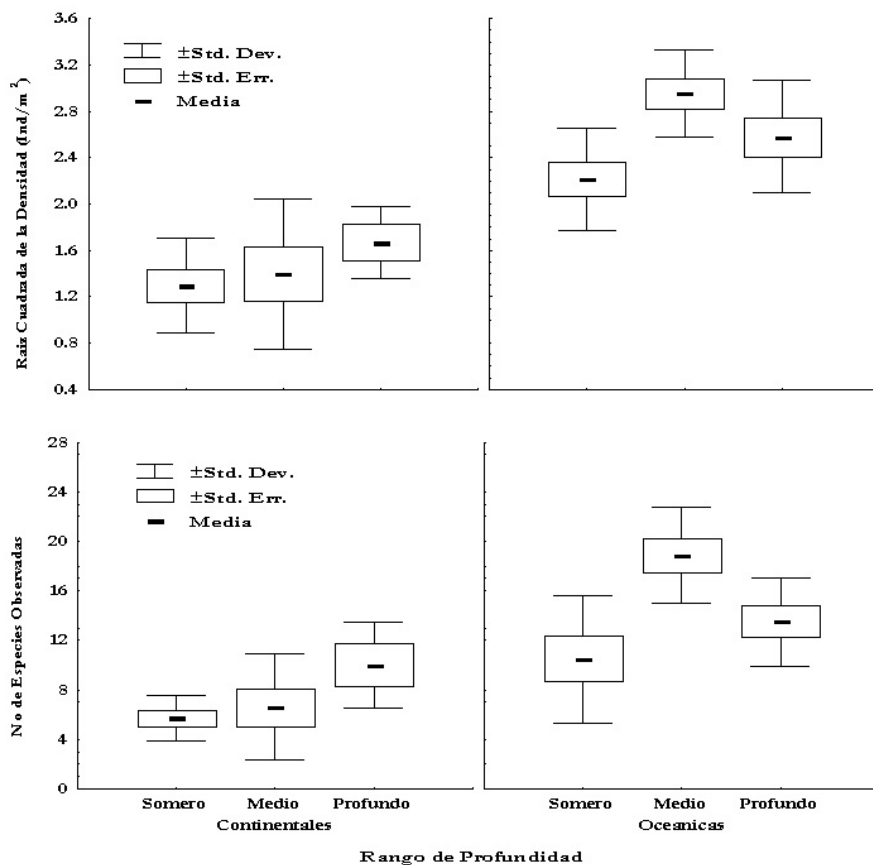


Figura 4-12. Valores promedio de densidad (superior) y riqueza de corales juveniles (inferior) para los rangos de profundidad somero, medio y profundo en los arrecifes continentales (IG+IF) y oceánicos (SA+PR).

Richmond (2004) demuestra que una disminución en la salinidad de hasta 28.5‰ afecta hasta en un 80% la viabilidad de las larvas de coral; luego la baja salinidad en islas continentales, que coincide con el momento de desove de varios corales en Colombia (Acosta A. obs. pers.) podría en parte explicar el menor reclutamiento. A su vez Fogarty *et al.*, (2004) determinaron que bajas de salinidad interfieren los receptores de asentamiento de larvas de *Montastraea* y por ello se asientan indiscriminadamente a cualquier profundidad, disminuyendo la probabilidad de sobrevivir. El bajo número de juveniles del género *Montastraea* observado en los arrecifes continentales se podría relacionar con lo anterior,

con su escasa fecundidad (Alvarado E. obs pers) y con la menor cobertura de adultos (Martínez y Acosta, 2005). Otros tensores, como la capa de arcilla-limo en Isla Fuerte, estaría interfiriendo en la identificación y fijación por parte de las larvas en el sustrato (ver Wittenberg y Hunte, 1992). Así mismo, la proliferación de macroalgas en Isla Grande reduce la sobrevivencia de juveniles por sobrecrecimiento, tal como fue observado en campo.

En los arrecifes continentales dominaron los juveniles de *Agaricia* y *Porites*, lo cual concuerda con lo encontrado por Sammarco (1983) en lugares con altos niveles de nutrientes y de sedimento. Esto es debido a la estrategia de vida de estos géneros que presentan alta reproducción y mortalidad, desarrollo directo, rápido asentamiento, bajo nivel constructor y corto ciclo de vida; hecho por el cual Guzmán y Guevara (2000) afirman que *Agaricia* y *Porites* estarían reemplazando las especies constructoras (*Montastraea* y *Acropora*) en el Caribe.

Los resultados sugirieron que el reclutamiento de los arrecifes continentales, aunque existe, no necesariamente será suficiente para la recuperación natural de las poblaciones y del arrecife. Por tanto, es importante establecer planes de manejo para mitigar los disturbios en arrecifes continentales. Dada la importancia del proceso de reclutamiento y su uso como potencial indicador del estado del sistema, se sugiere incorporarlo en los monitoreos de áreas arrecifales.

4.7.4. Dinámica Temporal de un Parche Arrecifal en San Andrés¹³

El cambio temporal en arrecifes colombianos está centrado en monitoreos realizados por SIMAC y CARICOMP en nueve de las áreas más representativas, sin embargo el número de estaciones establecidas en cada una de ellas, así como los tipos de unidades de paisaje evaluados, no son suficientes para determinar el real estado de los ecosistemas en el Caribe (Rodríguez-Ramírez *et al.*, 2005). Por lo tanto, el monitorear nuevos sitios o tipos de arrecifes complementa el esfuerzo realizado por dichos programas. La Pontificia Universidad Javeriana desde el 2002 implementó una estación para su monitoreo en la terraza arrecifal de sotavento de la isla de San Andrés. El arrecife parche fue escogido por su

¹³ Contribución de la Pontificia Universidad Javeriana, Facultad de Ciencias, Departamento de Biología (Alberto Acosta). Grupo de Investigación: Unidad de Ecología y Sistemática (UNESIS). Los resultados aquí presentados hacen parte del proyecto: Monitoreo de Ecosistemas Marinos Estratégicos. Este trabajo se enmarca dentro de dos líneas de investigación de UNESIS: Estructura y Dinámica de los Ecosistemas Tropicales y su relación con la Actividad Humana y Manejo y Conservación de Ecosistemas Tropicales. El proyecto se ha ejecutado dentro de los cursos regulares de Ecología Marina y Ecología de Arrecifes de Coral, con financiación parcial de la carrera de Biología, Pontificia Universidad Javeriana

tamaño (15.2 m²), por poseer alta riqueza de corales escleractineos (53.3% de las especies registradas para San Andrés; Reyes, 2000) y por estar aislado del arrecife franjeante por una matriz de arena (fácil acceso). El parche estudiado es conocido como “La Piedra” y está ubicado frente al hotel Sunset en Cove, a 63.6 m de la playa y a 9.6 m de profundidad.

Las evaluaciones se realizaron en 2004 y 2005, mediante la cuantificación de toda la fauna y flora presente en el parche, incluyendo todas las especies coralinas. Se estimó el número de colonias por especie, el área de las mismas (largo y ancho máximo) y el porcentaje de mortalidad parcial por colonia. A partir de estos datos se calculó el porcentaje de cambio en composición, abundancia, área de tejido vivo por especie y mortalidad parcial. Para determinar si existían diferencias significativas en la riqueza en el tiempo se usó la T-Shannon. Igualmente, para conocer las diferencias significativas en abundancia, área de tejido vivo y mortalidad parcial en el tiempo se empleó Kruskal – Wallis; datos del 2002 fueron descartados del análisis por baja confiabilidad.

En cuanto a flora se evidenció una disminución del 1.7% de cobertura algal. La composición de la comunidad coralina se mantuvo estable, sólo *Acropora cervicornis* y *Madracis mirabilis* entraron en el 2005 y *Diploria clivosa* se extinguió localmente (Tabla 4-4). No se encontraron diferencias estadísticas en el tiempo para la riqueza ($p = 0.91$; $n = 46$), abundancia ($p = 0.7$; $n = 46$), cobertura ($p = 0.9$; $n = 46$) y mortalidad parcial ($p = 0.1$; $n = 16$). Similares resultados han sido presentados por el SIMAC (Rodríguez-Ramírez *et al.*, 2005) donde, en la mayoría de las estaciones monitoreadas en Colombia la cobertura coralina se ha mantenido relativamente estable, a diferencia de lo observado en otros arrecifes (Acosta y Martínez, en prensa) y en el Gran Caribe (Gardner *et al.*, 2003).

Colpophyllia natans, *Montastraea annularis*, *Porites porites* y *Montastraea cavernosa* sufrieron la mayor pérdida de área por mortalidad parcial; *C. natans* por su cercanía al fondo arenoso y alta tasa de sedimento sobre las colonias, y *M. annularis* por alta tasa de fisión (Hughes y Tanner, 2002). El incremento en abundancia de *A. agaricites* se debe a su estrategia reproductiva como especie incubadora, ya que la alta producción larval auto-abastece a la comunidad (ver Hughes y Tanner, 2002).

Los resultados sugieren estabilidad en la comunidad coralina donde las especies *Montastraea annularis* y *Agaricia agaricites* siguen como dominantes. Las mejores condiciones climáticas y oceanográficas entre el 2004 y 2005 podrían explicar el ligero incremento en la cobertura total de tejido vivo y en la reducción de mortalidad parcial para la comunidad coralina, pese a la ocurrencia del huracán Katrina. Las consecuencias del blanqueamiento ocurrido en San Andrés a finales del 2005 sin embargo no han sido evaluadas, por ocurrir después del monitoreo.

Tabla 4-4. Cambio temporal (2004-2005) para abundancia (COL), área total de tejido vivo sano (cm²; ATTVS) y Mortalidad parcial (cm²; MP) - = Pérdida. * = Por confirmar. San Andrés

Especie	2004			2005			% de cambio	
	COL	ATTVS	MP	COL	ATTVS	MP	COL	ATTVS
<i>Montastraea annularis</i>	130	31158	3162	135	31486	135	4	1
<i>Agaricia agaricites</i>	115	21411	848	119	26715	4	3	25
<i>Porites asteroides</i>	18	3542	170	22	5387	27	22	52
<i>Madracis decactis</i>	17	1010	86	16	950	0	-6	-6
<i>Colpophyllia natans</i>	11	14042	213	10	2692	3399	-9	-81
<i>Montastraea cavernosa</i>	10	5455	230	11	8216	84	10	51
<i>Montastraea franksi*</i>	7	885	0	16	5251	4	129	493
<i>Leptoseris cucullata</i>	7	816	0	7	834	0	0	2
<i>Porites porites</i>	7	576	0	6	837	87	-14	45
<i>Mycetophyllia lamarkiana</i>	6	520	0	7	534	0	17	3
<i>Eusmilia fastigata</i>	5	620	6	6	694	0	20	12
<i>Mycetophyllia ferox</i>	5	3136	44	7	5330	0	40	70
<i>Diploria clivosa</i>	4	1769	2456	0	0	0	0	0
<i>Diploria strigosa</i>	4	2083	0	3	2664	0	-25	28
<i>Diploria labyrinthiformis</i>	3	893	0	4	978	0	33	10
<i>Isophyllastrea rigida</i>	3	500	0	4	303	0	33	-39
<i>Montastraea faveolata</i>	3	3808	0	2	1199	0	-33	-69
<i>Stephanocoenia michellini</i>	2	178	0	1	70	0	-50	-61
<i>Mussa angulosa</i>	2	170	0	2	322	0	0	89
<i>Siderastrea siderea</i>	1	300	0	1	428	0	0	43
<i>Favia fragum*</i>	1	30	0	7	232	0	600	673
<i>Acropora cervicornis</i>	0	0	0	1	176	0		
<i>Madracis mirabilis</i>	0	0	0	1	19	0		
TOTAL	361	92902	7215	388	95315.2	3740	7	3

Estos resultados del sistema aquí presentados deben tomarse con precaución debido a la corta escala de tiempo ya que Martínez y Acosta (2005) identificaron cambios en estructura solo en escala superior a 7 años, aunque Kinzie (1999) afirma que alteraciones en la función de la comunidad pueden evidenciarse mucho antes que se manifiesten cambios en la abundancia de las especies dominantes. Si bien a nivel de la comunidad coralina los cambios son poco perceptibles, los resultados indican alta dinámica para cada una de las poblaciones de escleractíneos en corta escala de tiempo, y por ello debería ser estudiada con mayor detalle.

4.7.5. Efectos Sinérgicos de la Sedimentación, Herbivoría, Asentamiento Algal y Localidad Sobre el Reclutamiento y Desarrollo de Algas en los Arrecifes del Parque Tayrona, Caribe Colombiano¹⁴

Durante el deterioro generalizado que han sufrido los arrecifes coralinos de todo el mundo en las últimas décadas se ha observado un reemplazo de la cobertura coralina viva por algas bentónicas (Hughes, 1994; McCook *et al.*, 2001). Las principales macroalgas involucradas en los cambios de fase de corales a algas en el Caribe incluyen *Dictyota* spp. y *Lobophora variegata* (Díaz-Pulido y Díaz, 1997). A pesar de la importancia de las macroalgas en el deterioro de los arrecifes, es poco lo que se conoce sobre su ecología en el Parque Tayrona. Los procesos ecológicos que juegan un papel clave en la degradación arrecifal, tales como la reducción del pastoreo (por ej. a causa de la sobrepesca o enfermedades), incremento de nutrientes (por ej. debido a aguas residuales), aumento en las tasas de sedimentación (por ej. debido a talas en los bosques de la Sierra Nevada de Santa Marta, que generan procesos erosivos), han sido pobremente estudiados en esta localidad. En particular se desconoce la manera como estos procesos interactúan y sinergizan para regular la abundancia y desarrollo algal. Estos efectos son especialmente desconocidos durante el reclutamiento de las algas arrecifales, lo cual genera vacíos importantes en el conocimiento acerca de la capacidad potencial de las algas para colonizar e invadir el sustrato que los corales dejan disponible al morir.

Con el ánimo de contribuir con el entendimiento de los efectos sinérgicos de la herbivoría, sedimentación y densidad de propágulos algales sobre el desarrollo y sobrevivencia de las macroalgas pardas *Dictyota* spp. y *Lobophora variegata*, y sobre la estructura de la comunidad algal arrecifal, se realizó una serie de experimentos manipulativos¹⁵ en algunos arrecifes coralinos de la región de Santa Marta-Parque Natural Nacional Tayrona. Los experimentos incluyeron manipulaciones simultáneas de niveles de herbivoría, cantidad de sedimentos periódicamente depositados y varias densidades de asentamiento macroalgal, sobre placas experimentales colocadas en el arrecife (Figura 4-13). Las manipulaciones se realizaron directamente en dos arrecifes con diferente grado de influencia antropogénica (zona intangible: Bahía de Chengue y zona de uso turístico: Bahía Granate) a una profundidad de 6-9 m. Las variables respuesta incluyeron parámetros individuales (crecimiento algal), poblacionales (densidad algal) y comunitarios (estructura y composición de especies algales).

¹⁴ Contribución del grupo de investigación “Ecología y Diversidad de Algas Marinas y Arrecifes Coralinos”, Programa de Biología, Universidad del Magdalena (Director Guillermo Díaz-Pulido).

¹⁵ Estos experimentos se realizaron durante el proyecto “Efectos de la Sedimentación, Herbivoría y Reclutamiento Algal en el Desarrollo de Poblaciones Algales de Arrecifes Coralinos, y su Relación con las Áreas Protegidas”, financiado por COLCIENCIAS, la Universidad del Magdalena a través de FONCIENCIAS, e INVEMAR.

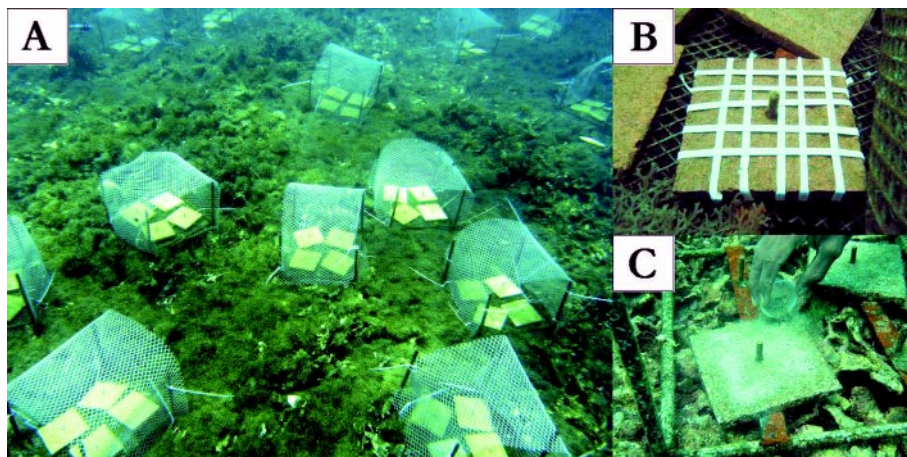


Figura 4-13. A: Panorámica de un arrecife donde se realizó el experimento; las jaulas cerradas que se observan disminuyen el pastoreo sobre las placas experimentales que circundan, simulando las condiciones de un arrecife con poca cantidad de herbívoros. B: Las bandas que se observan sobre la placa experimental limitan la densidad de propágulos algales que se asientan sobre esta. C: Para simular las condiciones de alta sedimentación que presentan algunos arrecifes, semanalmente se adicionaron sedimentos sobre algunas placas experimentales.

Los resultados preliminares obtenidos hasta la fecha indican que existen interacciones complejas entre los procesos estudiados, particularmente entre la herbivoría y la sedimentación, y los efectos dependen significativamente de la localidad. Las diferentes variables medidas (i.e. crecimiento, densidad y estructura) presentaron comportamiento heterogéneo, por ejemplo, el crecimiento respondió de manera diferente a la densidad. La variabilidad también fue evidente entre las especies, por ejemplo *Dictyota* spp. fue negativamente más afectada por la herbivoría y sedimentación que *L. variegata*. La herbivoría tuvo un impacto negativo muy pronunciado en los individuos, poblaciones y comunidades algales de ambas localidades, mientras que el impacto de la sedimentación dependió de la localidad y fue menos intenso que el efecto de los herbívoros. La densidad del asentamiento tuvo efectos muy leves sobre las poblaciones y comunidades algales, presumiblemente por la alta oferta de propágulos en el ambiente.

La herbivoría es, al parecer, el factor más crítico en regular la abundancia, composición y estructura de las comunidades algales de los arrecifes, aunque su efecto depende de la interacción con otros procesos ecológicos. Comprender el efecto sinérgico de los factores estudiados sobre las algas arrecifales, es necesario para entender la resiliencia de los arrecifes en el contexto de los cambios de fase, y así desarrollar estrategias de manejo para

contrarrestar los perjuicios ocurridos al ecosistema durante la degradación. Dado que entre los factores estudiados, la herbivoría fue el más importante en controlar las poblaciones algales [corroborando estudios experimentales anteriores (p. ej. Díaz-Pulido y McCook, 2003; Hughes *et al.*, 2003)], se recomienda que en las estrategias de manejo del Sistema Nacional Ambiental (SINA) para el cuidado de los arrecifes coralinos, se incluya un aumento en la protección de los herbívoros, tanto peces como invertebrados. Se recomienda también un mayor control sobre las cargas de sedimentos que llegan a los arrecifes.

4.7.6. Investigaciones desde la Perspectiva de la Biología Molecular Marina que Apoyan al Conocimiento del Estado, Funcionamiento y Dinámica de los Arrecifes Coralinos (Caribe)¹⁶

La presente sección contiene los primeros resultados y proyectos puestos en marcha durante el 2005 por el grupo de investigación asociado a BIOMMAR⁷, cuya mayor meta es apoyar, mediante alianzas estratégicas con otras instituciones, investigaciones nacionales en biología molecular marina con aplicación ambiental, así como influir pro activamente en el diseño de áreas marinas protegidas y en las decisiones sobre el manejo ambiental marino en Colombia. Gracias a la infraestructura y experiencia adquirida por BIOMMAR, sus estudios se han enfocado en los arrecifes coralinos vecinos a Cartagena, su estado actual, la diversidad de zooxantelas y otros microorganismos asociados a corales, posibles medidas de conservación y el uso sostenible de sus recursos, iniciándose un programa de investigación desde varias ramas de la biología y trascendiendo a otras disciplinas.

4.7.6.1 Ecología Molecular de la Simbiosis entre Organismos Arrecifales y Zooxantelas en el Caribe Colombiano

El complejo coralino en las cercanías de Cartagena es uno más desarrollados de la costa colombiana, en donde se encuentran uno de los lugares de mayor abundancia y diversidad coralina en el sur-oeste caribeño (por ej., Sánchez, 1995; 1999; Díaz *et al.*, 2000, Cendales *et al.*, 2002). Sin embargo, desde principios de los 80s, se ha registrado un alarmante deterioro coralino lo que requiere de nuevas y urgentes medidas de conservación. Los cambios climáticos globales como temperaturas elevadas y alta irradiación, han generado el

¹⁶ Laboratorio de Biología Molecular Marina-Departamento de Ciencias Biológicas-Universidad de los Andes (Director Juan Armando Sánchez). BIOMMAR se ha creado gracias al enorme apoyo y soporte económico de la Facultad de Ciencias (Rolando Roldán, decano; Alexandra Parra, logística) y el Departamento de Ciencias Biológicas (Mauricio Linares, director), Universidad de los Andes. La Tortuga Dive shop y Christian Martínez han colaborado en gran medida para todas las actividades subacuáticas. Sport Barú, Aura Cenzato y Alberto Thile. El profesor Sven Zea (Universidad Nacional de Colombia) ha colaborado y asesorado en los estudios con esponjas.

fenómeno de blanqueamiento coralino, consistente en la expulsión de las zooxantelas (dinoflagelados simbioses microscópicos unicelulares, Dinophyta, *Symbiodinium* spp.), quienes mediante una simbiosis mutualista con los corales proveen nutrientes y son responsables de sus elevadas tasas de productividad en los corales hermatípicos (Muscatine y Porter, 1977). Desafortunadamente, el blanqueamiento normalmente desemboca en pérdida de la cobertura coralina. No obstante, se ha observado que algunos corales presentan diferentes tipos de zooxantelas de acuerdo al hábitat o área geográfica en que se encuentran y algunos tipos son más resistentes a las condiciones cambiantes, sugiriendo que la simbiosis coral-zooxantela es un sistema aclimatable (por ej., Baker, 2003). Actualmente se han identificado alrededor de 8 grandes clados (A-G) de cohesión filogenética, los cuales se dividen en 56 tipos aproximadamente, presentando diferencias en sus funciones ecológicas, preferencias de hospederos y hábitats (Trench, 1993; Rowan, 1998; Carlos *et al.*, 1999; LaJeunesse, 2001) así como en la capacidad de resistir eventos perturbantes, como el blanqueamiento. Zonas arrecifales con corales incluyendo tipos resistentes de zooxantelas son un nuevo indicador importante de conservación coralina.

Considerando el papel clave de las zooxantelas en los arrecifes, actualmente BIOMMAR desarrolla una investigación¹⁷, cuyo objetivo es identificar la distribución de las zooxantelas en los arrecifes aledaños a Cartagena (Banco Nokomis, bancos de Salmedina, isla Barú, islas del Rosario y bajo Tortugas), a partir de muestras de escleractínios, octocorales e hidrocorales tomadas en 36 estaciones (entre profundidades de 0 a 35 m). La identificación de zooxantelas solo ha sido posible a través de métodos moleculares, los cuales permiten reconocer diferencias sutiles en la composición de las bases nucleotídicas entre las secuencias de los organismos, al nivel de considerarse un método similar a “huellas digitales” (LaJeunesse, 2002; Santos *et al.*, 2002; LaJeunesse, 2005). Las técnicas utilizadas en este trabajo fueron la amplificación del gen ribosomal 18S (ARNr) por medio de PCR con el uso de primers específicos (ss3z y ss5, Rowan y Powers, 1991) y análisis de restricción de estos fragmentos (RFLPs) por medio del uso de la enzima *Taq*1. Estas técnicas han sido previamente usadas en diferentes especies de cnidarios (Santos *et al.*, 2003).

La tabla 4-5 presenta los resultados preliminares para diversos corales, hidrocorales y octocorales en el área de Cartagena. Dentro de los resultados podemos destacar que el tipo de zooxantela más dominante pertenece al clado C. Sin embargo, en la mayoría de las especies pertenecientes al género *Porites* aunque se asocian con C, *Porites porites* tiene asociación con el clado A. Otras especies como *P. asteroides*, *Isophyllastrea rigida*, *Isophyllia sinuosa*,

¹⁷ Proyecto “Ecología molecular de la simbiosis coral-zooxantela aplicada al diseño de áreas protegidas marinas en los arrecifes coralinos aledaños a Cartagena, Colombia” financiado por la Universidad de los Andes y COLCIENCIAS (Código 120409-16825).

Colpophyllia natans, *Meandrina* spp, *Millepora alvicornis*, *M. complanata*, *Montastrea faveolata* y *Montastrea franksi* presentan asociaciones polimórficas con varios tipos de zooxantela. El clado C es el que se asocia con un mayor número de especies de corales a nivel mundial (LaJeunesse, 2005) aunque se ha encontrado que en el mar Caribe el clado B es el más prevalente (LaJeunesse *et al.*, 2003) sugiriendo una gran regionalización en el Caribe sur donde prima C.

Para el caso de los octocorales, por primera vez se reporta para las especies *Eunicea flexuosa* y *Plexaura kuna* una asociación con el clado C, para *Plexaura nina*, *Erythropodium caribaeorum* y *Eunicea asperula* con el clado A y para *Pseudoplexaura porosa* una asociación con el clado B. También se hace el primer registro, en el mar Caribe de los clados de zooxantelas asociados a las especies *Eunicea* sp. (por ej., Sánchez, sometido), *Eunicea laciniata*, *Muricea atlantica*, *Muriceopsis flavida*, *Muricea laxa*, *Muricea pinnata*, *Pterogorgia citrina*, *Pseudoplexaura flagellosa*, *Pterogorgia guadalupensis* con el clado B y *Plexaura kukenthali* con el clado C. Los octocorales apoyan lo observado con corales pétreos que el Caribe sur se regionaliza presentando una alta diversidad de zooxantelas y con cierta diferenciación respecto al Caribe norte, oriental y occidental.

Paralelamente a la caracterización de zooxantelas, se aprovechó el evento de blanqueamiento del 2005 (ver en este capítulo: Blanqueamiento Coralino en Colombia Durante el Año 2005) para investigar las zooxantelas susceptibles a este fenómeno. El muestreo consistió de 27 estaciones distribuidas a lo largo de la zona de estudio en donde se colectaron 382 muestras aleatorias de corales escleractínios, de las cuales el 5.24% correspondieron a colonias con diferentes grados de blanqueamiento. Para identificar los diferentes clados de zooxantelas presentes en las muestras de coral sano y coral enfermo, se emplearon los marcadores moleculares nombrados anteriormente. Adicionalmente, gracias a la colaboración con el SIMAC (Sistema de Monitoreo de Arrecifes Coralinos-INVEMAR) se incluirán en el análisis muestras de otras áreas donde también se observó blanqueamiento masivo en aguas someras.

Toda la información la caracterización de las zooxantelas será útil para complementar estudios realizados en otras localidades del Caribe, así como para diseñar estrategias que permitan delimitar zonas de mayor diversidad del holobionte coral/zooxantela. Además se podrá determinar el tipo de asociación (estable o dinámica) en perfiles de profundidad entre holobiontes que permitirán mayor flexibilidad en caso de cambio en las condiciones climáticas en los próximos años.

De otro lado, se ha reportado que esponjas de dos familias cercanas (Spirastrellidae y Clionidae) son las únicas en presentar relación simbiótica con *Symbiodinium* spp. (Vicente,

Tabla 4-5. Diversidad de clados de zooxantelas asociados a diferentes especies de corales y octocorales en los arrecifes aleñaños a Cartagena a partir de los patrones de *Taq1* RFLPs de la secuencia del gen 18S ARNr.

Especies	Clado
<i>Acropora</i> spp	A
<i>Agaricia</i> spp	C
<i>Colpophyllia natans</i>	C/B
<i>Dichocoenia stokesii</i>	C
<i>Diploria strigosa</i>	C
<i>Erythropodium caribaeorum</i>	C
<i>Eunicea</i> sp.	B
<i>Eunicea laciniata</i>	B
<i>Eunicea</i> spp	C
<i>Favia fragum</i>	B/C
<i>Isophyllastrea rigida</i>	C/E
<i>Isophyllia sinuosa</i>	C/E
<i>Leptoseris cucullata</i>	C
<i>Meandrina</i> spp	B/C
<i>Millepora alvicornis</i>	A
<i>Millepora alvicornis</i>	C/E
<i>Millepora alvicornis</i>	B/C/E
<i>Millepora alvicornis</i>	A/B
<i>Millepora complanata</i>	A
<i>Montastrea faveolata</i>	A/C/E
<i>Montastrea franksi</i>	A/C/B
<i>Montastrea</i> spp	C
<i>Muricea</i> spp.	B
<i>Muriceopsis flavida</i>	B
<i>Mycetophyllia aliciae</i>	B
<i>Plexaura nina</i>	A
<i>Plexaura</i> spp	B
<i>Porites astreoides</i>	A/B
<i>Porites porites</i>	A
<i>Pseudoplexaura porosa</i>	B
<i>Pseudopterogorgia bipinnata</i>	C
<i>Pseudopterogorgia</i> spp	B
<i>Pterogorgia guadalupensis</i>	B
<i>Scolymia</i> spp	C
<i>Siderastrea siderea</i>	C

1990). En estos organismos se ha visto que el 50% de la biomasa simbiote se encuentra en la zona exterior de las esponjas (Rützler, 1985). En los arrecifes del mar Caribe encontramos cuatro esponjas excavantes del complejo *Cliona* spp. (*C. aprica*, *C. caribbaea*, *C. tenuis* y *C. langae*; Zea y Weil, 2003). Pese a la gran atención que han tenido las zooxantelas en corales (ver revisiones en Rowan, 1998; Baker, 2001 y 2003), se desconoce cuáles son las zooxantelas asociadas a estas esponjas. Dentro de las pocas investigaciones para avanzar en este sentido se encuentra el trabajo desarrollado en Australia por Schonberg y Loh (2005) y el que se está adelantando por BIOMMAR¹⁸, el cual pretende determinar los tipos de zooxantelas relacionadas con las especies del complejo *Cliona* spp., y evaluar si su relación es específica ó no, además de determinar si esta relación varía con la distribución geográfica. Los análisis moleculares se están realizando mediante las técnicas *Taq1*-RFLPs y ITS2-DGGE explicadas anteriormente. Los fragmentos obtenidos a partir del análisis con *Taq1*-RFLPs revelaron que el clado predominante en las diferentes especies de *Cliona* es E (Figura 4-14). El clado E de zooxantelas ha sido registrado únicamente como zooxantela de vida libre. Sin embargo, es importante recordar que estas asociaciones

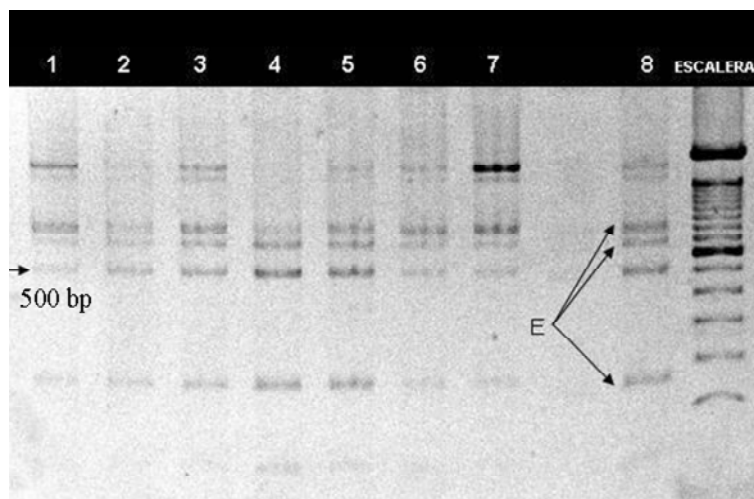


Figura 4-14. Gel de poliacrilamida presentando patrones de *Taq1* RFLPs. *Cliona caribbaea* (1); *C. tenuis* (2-7) (escalera cada 100 pares de bases).

¹⁸ Proyecto semilla: Zooxantelas (Dinophyta, *Symbiodinium* spp.) asociadas a esponjas del complejo *Cliona* spp. (Porifera, Hadromerida, Clionidae) en arrecifes aledaños a Santa Marta y Cartagena, Colombia., financiado por la Facultad de Ciencias, Universidad de los Andes

(esponja-zooxantela) no han sido analizadas con este tipo de marcador. Adicionalmente se observa un patrón diferente que no corresponde a ninguno de los presentes en la literatura; más análisis se hacen necesarios para estos casos (banda en 500bp: Figura 4-14). A pesar de no tener una identificación molecular exacta es posible determinar que la asociación entre estos dinoflagelados y dos especies de esponjas excavantes es estable, además de diferente a lo encontrado para las *Cliona* spp. en Australia con presencia del clado G (Schonberg y Loh, 2005).

4.7.6.2 Conservación y Áreas Marinas Protegidas

Durante el 2005 se publicó una parte considerable de información sobre los arrecifes de los atolones de Serrana, Roncador y Quitasueño en el Caribe colombiano, concerniente con prioridades en el diseño de áreas marinas protegidas con base en los hábitats bentónicos (Sánchez *et al.*, 2005)¹⁹. Este estudio junto con el Friedlander *et al.* (2003) han puesto en evidencia dos circunstancias particulares: (1) la presencia de hábitats coralinos aún muy conservados con altas coberturas y diversidades coralinas (incluyendo octocorales) y (2) el devastador efecto que las enfermedades coralinas tienen sobre esta área (Sánchez *et al.*, sometido), quizás la más remota del Caribe sur. Con base en estas experiencias, actualmente se está evaluando la efectividad del manejo de las Áreas Protegidas Marinas (MPAs, por sus siglas en inglés) en torno a la primera área de parque coralino protegida en Colombia: “Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo, PNN-CRSB” (Cartagena) creado en 1978²⁰.

Los arrecifes aledaños a Cartagena benefician las industrias de turismo y buceo, así como a una de las comunidades afro-colombianas más antiguas en Colombia que se sostienen principalmente de la pesca. Sin embargo, desde el principio de los 80's se ha venido presentando un progresivo y alarmante deterioro de estos complejos, en su mayoría debido al blanqueamiento coralino, enfermedades coralinas, sobre-pesca, desechos, turismo incontrolable y enriquecimiento por nutrientes (por ej., Garzón-Ferreira *et al.*, 2001). A pesar del plan de manejo y personal presente en el PNN-CRSB; los recursos han disminuido abruptamente, lo que genera la necesidad de nuevas y urgentes acciones de conservación.

¹⁹ Proyecto para el diseño de una red de Áreas Marinas Protegidas en la reserva de la Biosfera Seaflower financiado por CORALINA y The Ocean Conservancy.

²⁰ Proyecto “Evaluación de la efectividad en el manejo para las áreas marinas protegidas en el Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo: hacia el manejo adaptable de la primera área coralina protegida de Colombia” financiado por *National Oceanographic and Atmospheric Administration-NOAA “Coral Grants”* (USA) y la participación de: Universidad de los Andes, Unidad Administrativa Especial de Parques Nacionales Naturales-UAESPNN, INVEMAR y la Universidad Jorge Tadeo Lozano.

La presencia de áreas arrecifales saludables dentro del parque en particular con la existencia de diferentes tipos zooxantelas y por otro lado la existencia de iniciativas productivas comunitarias de desarrollo sostenible y una gran receptividad por la administración del parque convierte la zona en el lugar ideal para encontrar acciones más eficientes enfocadas hacia el manejo adaptable del PNN-CRSB. Para el proceso de evaluación se está siguiendo la metodología propuesta por Pomeroy *et al.* (2004), identificando los indicadores que permitirán evaluar los parámetros biofísicos, socioeconómicos y gubernamentales dentro del AMP, para esto se contó con la participación de autoridades gubernamentales, conservacionistas, académicas, investigativas, propietarios y administradores. Actualmente se tienen identificados los indicadores biofísicos, socioeconómicos y de gobierno así como las necesidades logísticas para medirlos. En las siguientes fases se realizará la recolección de datos, para después en una última etapa determinar la efectividad del manejo PNN-CRSB con el fin de sugerir medidas de manejo adaptable para el mejoramiento de los objetivos de éste. En el área de características biofísicas se analizaron un total de seis metas que se evaluarán a través de nueve indicadores que generarán información sobre la distribución y complejidad de los hábitats, estructura de las comunidades y características específicas de estas. Para la información de gobierno se analizaron cinco metas que corresponden a 26 indicadores, esta información permitirá tener una evaluación objetiva de la administración del parque. Por último en el área de socioeconómicos, un total de seis metas que se evaluarán a través de 16 indicadores, en su mayoría estos permitirán recoger información sobre la dinámica de las poblaciones que habitan dentro del parque. Para cada componente se definió una metodología específica para alcanzar las metas trazadas.

4.7.6.3 Alternativas Sostenibles para la Restauración de Arrecifes Coralinos y Producción de Artesanía de Origen Coralino en el Área de Cartagena.

La explotación de recursos arrecifales en Colombia se realiza fundamentalmente con fines ornamentales y artesanales y se desarrolla en diversas regiones de las áreas costeras. En el área de Cartagena y el Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo (PNN-CRSB) el impacto sobre el recurso puede estar siendo significativo dada la vocación turística de la región y la cercanía a centros urbanos como Cartagena y Santa Marta, importantes polos de turismo en el país. Sin embargo, hasta donde se tiene conocimiento, la verdadera dimensión de este impacto no ha sido estudiada rigurosamente. En consecuencia, se está desarrollando un proyecto²¹ para caracterizar y evaluar biológica y económicamente los recursos arrecifales y otros bienes naturales disponibles en el parque, para

²¹ Proyecto “Uso sostenible de recursos arrecifales y valoración económica en el Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo (PNN-CRSB)”, financiación por COLCIENCIAS (Código 1204-09-17774) y el apoyo logístico y técnico de las Facultades de Ciencias (Departamento de Ciencias Biológicas) y Economía de la Universidad de los Andes.

determinar el grado de impacto que la población ejerce sobre el parque y sus alrededores, con el fin de generar recomendaciones de política acordes que garanticen el uso sostenible y la conservación de los atributos ambientales del PNN-CRS. Inicialmente se comenzó con una caracterización biológica de la dinámica poblacional y diversidad genética (y sus simbioses) de las especies representativas de los recursos arrecifales existentes: el coral lechuga *Agaricia tenuifolia* y el octocoral ó gran pluma de mar *Pseudopterogorgia acerosa*, los cuales se extraen como souvenir y materia prima para artesanía. Adicionalmente se pondrán en marcha alternativas de aprovechamiento de éstos recursos por medio de experimentos multifactoriales con siembra y cosecha *in situ* de las dos especies, los cuales podrán ser aprovechados por las comunidades que ejercen estas actividades en el área de amortiguación del parque y de esta manera garantizar un uso sostenible, además de un valor agregado de conservación a los recursos naturales aledaños a Cartagena. Este tipo de estudios permite inferir el nivel de cosecha que puede tolerar una población con fines de extracción, teniendo en cuenta que poblaciones con alta variabilidad genética podrían ser capaces de recuperarse después de un evento de disminución del tamaño poblacional generado por la extracción. Los primeros muestreos presentaron nutridas poblaciones de *A. tenuifolia* a lo largo de la isla Barú y de *P. acerosa* en los bancos de Salmedina y la Montaña. Particularmente para *P. acerosa* se observaron evidencias de cosecha artesanal en el banco de Salmedina norte (conocido por buzos como “Burbujas”) aunque se observó una gran regeneración post-cosecha en las colonias sobrevivientes. El arrecife frangeante de Barú a la altura de la ciéna de los Vásquez, estando fuera del PNN-CRSB, se consideró como un área ideal para realizar actividades de cosecha y repoblamiento de ésta especie.

4.7.6.4 Avances en Identificación Molecular de Organismos Arrecifales²²

En BIOMMAR se llevan a cabo varios proyectos cuyo fundamento reposa en la calidad y replicabilidad de los métodos moleculares empleados. Por lo tanto ha sido una prioridad el desarrollo y estandarización de nuevos marcadores moleculares útiles y económicos para aplicaciones en biodiversidad y ecología. Por ejemplo, se están desarrollando nuevas estructuras secundarias del ARNr (ITS2 y 16S) que han demostrado ser de gran utilidad para distinguir entre especies muy emparentadas así como para reconstruir hipótesis filogenéticas en octocorales de aguas someras y profundas (Aguilar y Sánchez, sometido; Sánchez y Aguilar, sometido). La identificación de organismos entra en una revolución gracias a la disposición de métodos moleculares, desafortunadamente las regiones genómicas propuestas por el consorcio de “códigos de barra de la vida” (por ej., Citocromo Oxidasa

²² Gracias al patrocinio de *The Systematics Association* (UK). El consorcio “DNA barcoding of life” liderado por la Universidad de Guelph (Canadá) y del cual la Universidad de los Andes hace parte (Santiago Madriñán) pretende al mediano y largo plazo encontrar secuencias y marcadores moleculares para poder identificar de forma rápida todos los organismos vivos.

I, COI) son muy conservadas en Cnidarios y es necesario encontrar las regiones y marcadores con la suficiente variabilidad para diferencias especies.

Los corales negros (Antipatharia: Anthozoa) aunque son habitantes de las grandes profundidades, pueden ser observados en aguas muy someras en condiciones de altos niveles de partículas en suspensión y seston (por ej., Warner, 1981; Guzmán y Guevara, 1999). El eje del coral negro es considerado una joya semipreciosa y se ha comercializado por más de 50 años en otras regiones del mar Caribe. Para el caso de Colombia, se desconoce la oferta de éste recurso y si han existido pesquerías ó extracción artesanal de coral negro. La clasificación de los corales negros ha sido por muchos años complicada por la descripción de numerosos especímenes incompletos y por la falta de claridad al definir taxonómicamente los niveles de género y especie. Así mismo, por mucho tiempo todas las especies de coral negro estuvieron ubicadas en una familia, Antipathidae. Sin embargo, hoy en día se reconocen seis familias: Antipathidae, Schizopathidae, Cladopathidae, Leiopathidae, Myriopathidae y Aphanipathidae (Opresko y Sánchez, 2005), aunque esta clasificación se basa en muy pocos caracteres morfológicos y no ha sido examinada por marcadores moleculares. Respondiendo a este vacío en el conocimiento de los corales negros se está explorando la región del ETS-IGS (Espaciador Trascrito Externo y Espaciador Inter-Génico del ARNr nuclear) el que ha sido probado en Cnidarios solamente en el octocoral *Junceella fragilis* y por primera vez será utilizado como marcador molecular en Antipatharios²³.

En el mar Caribe encontramos una gran abundancia y diversidad de octocorales, donde se destacan formas coloniales que van desde los muy ramificados abanicos de mar hasta los poco ramificados látigos de mar (Sánchez y Wirshing, 2005). A pesar de su gran distribución e importancia ecológica en el mar Caribe los estudios realizados en este grupo son limitados, poniendo poca atención en su taxonomía y filogenia aún cuando frecuentemente son reportadas nuevas especies. Lo anterior puede ser debido a las complicaciones en la identificación de especies en este grupo debido a la gran semejanza morfológica entre distintas especies y la carencia de herramientas efectivas de identificación, ó el también llamado impedimento taxonómico. La taxonomía actual de los octocorales esta basada en su forma, tamaño, color, textura superficial y el análisis microscópico de los escleritos, sin embargo la identificación de especies y su filogenia usando estos métodos puede llegar a ser complicada e impráctica (Sánchez y Wirshing, 2005). Por tal razón, el uso de técnicas moleculares en este grupo para la identificación y filogenia de especies es una alternativa confiable, práctica y económica. La técnica propuesta aquí como marcador al nivel de “código de barras” para el nivel de especie es la amplificación por medio de PCR del ITS2 (Espaciador Trascrito Interno 2 del rDNA), usado ampliamente en zooxantelas (como

²³ Proyecto: Diversidad en zonas profundas de los Flower Garden Banks NMS, financiado por NOAA

se explicó anteriormente). Se está realizando la visualización y análisis por medio de electroforesis en un gel de gradiente denaturante (DGGE), donde se pueden determinar un patrón de bandeo específico para cada especie (por ej., LaJeunesse, 2002). Hasta el momento se han obtenido resultados positivos en la estandarización de la extracción de ADN, PCR y en los geles de DGGE (Figura 4-15). Los diferentes patrones de bandeo dentro de una misma especie, como el caso de *Muricea laxa* y *Pseudopterogorgia bipinnata* (Figura 4-15), representa la posibilidad de una diversidad aún mayor entre especies sin diferencias morfológicas o quizás debido a variabilidad intraespecífica del ITS2, presentándolo como una herramienta para identificar poblaciones. En la mayoría de los casos fue evidente la aparición de un patrón de bandeo complejo, mostrando una diversidad de ITS2 intragenómica, la cual puede ser debida a una especiación muy rápida evitando que ocurriera una homogenización completa en todos los loci por parte de la evolución concertada y/o la presencia de pseudogenes. Estos patrones le dan un sello de “huella digital” a este marcador gracias a la resolución del DGGE. Si es necesario este estudio será profundizado usando secuenciación de las bandas para poder realizar un análisis filogenético completo. La estandarización de estas técnicas en los octocorales, facilitará estudios posteriores donde identificaciones estrictas son necesarias e incluso podría abrir las puertas al descubrimiento de nuevas especies.

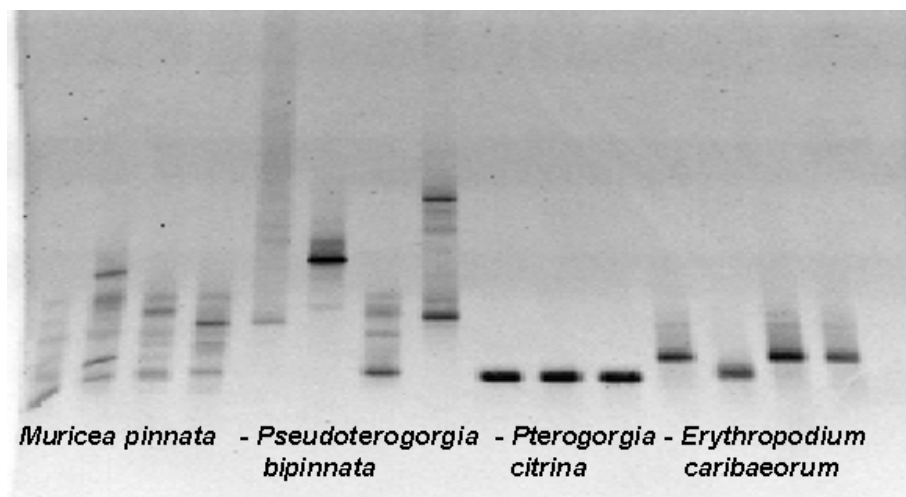


Figura 4-15. Patrones de ITS2 en un gel en electroforesis en gradiente denaturante (DGGE, 45-90%) para cuatro especies

4.7.6.5 Estado del Banco Nokomis del Borde de la Plataforma Continental de Colombia

Pese a los grandes esfuerzos que se han hecho en Colombia para cuantificar y mapear los arrecifes coralinos (por ej., Díaz *et al.*, 1996 y 2000), aún se encuentran en aguas colombianas regiones arrecifales con presencia de corales zooxantelados o hermatípicos sin explorar y sin mención alguna en la literatura científica. Un caso es el del banco Nokomis, al occidente de Cartagena, en el borde de la plataforma continental y fuera del área del PNN-CRSB, con una cima entre 35 y 50 m de profundidad que se extiende por al menos 3 km continuamente (sur oeste de 10 30'N-76 40'W en la carta de navegación 409, CIOH). El banco fue explorado por BIOMMAR, en Mayo de 2005 (SCUBA con aire enriquecido (EANx, Nitrox 29%) y se realizaron colectas de cnidarios, toma de fotografías y observaciones. El paisaje general del banco Nokomis es plano con colonias dispersas de hasta 2 m de altura de las esponjas barril *Xestospongia muta* y ocasionalmente de promontorios rocosos de origen coralino con presencia de corales zooxantelados y diversas esponjas (Figura 4-16 C-L). El sustrato en general esta dominado por arena blanca gruesa de origen calcáreo que en un porcentaje variable está cubierto por diversas algas (*Penicillus dumetosis*, *Halimeda* spp., *Jania adberens*, *Amphiroa triibulus*, *Udotea* spp., *Dictyota* spp. y algas coralináceas costrosas y en rodolitos entre otras). En los fondos arenosos se encuentran colonias de *Meandrina meandrites* que no se fijan al sustrato (Figura 4-16L), semejantes a las colonias de vida libre de los pastos marinos someros (por ej., *Manicina aerolata*). La mayor concentración de corales hermatípicos (12 especies) se encuentran sobre las acumulaciones rocosas o asociadas a grandes colonias (diámetros cercanos a 1 m) de *Colpophyllia natans* y *Siderastraea siderea*, entre los corales observados o colectados para estudios de zooxantelas se encontraban además: *Porites asteroides*, *P. colonensis*, *Madracis formosa*, *M. decactis*, *Madracis* sp. (encrustante), *Montastraea cavernosa*, *M. franki*, *Agaricia lamarckii* y *A. agaricites*. Otros invertebrados abundantes son la anémona *Condylactis gigantea*, los corales negros *Stichopathes lutkeni*, *S. occidentalis* y *Antipathes gracilis*, el hidrocoral *Stylaster roseus*, el octocoral *Ctenocella* sp. cf. *barbadensis*, y *Aplysina* spp. y *Agelas dispar* entre muchas otras esponjas. Aunque las observaciones se enfocaron a la comunidad bentónica, era destacable la comunidad íctica con altas densidades de juveniles de *Chromis cyanea*, especies conspicuas de las familias Ballistidae (por ej., *Xanthichthys ringens* y *Canthidermis sufflamen*), Serranidae y Lutjanidae, entre otras.

Es de destacar el buen estado de conservación de las comunidades del banco Nokomis y es deseable realizar nuevas incursiones en otros lugares del banco. Cerca de la zona se encuentran los bancos de Tesoro (entre Nokomis e isla Tesoro) los cuales pueden contener comunidades similares a las presentadas aquí pero no han sido explorados aún.

4.7.6.6 Estado del Arrecife de La Montaña y el Desove Masivo de la Esponja *Agelas dispar*.

La montaña es un arrecife coralino que se desarrolla sobre una meseta cuya cima tiene un promedio de 15 m de profundidad que se encuentra cerca de Barú en Cartagena-Colombia. Es el arrecife hermano y a corta distancia del bajo Imelda cuya cima es un poco más profunda pero su origen y características generales son similares a La Montaña (Sánchez, 1999). La diversidad que soporta este arrecife es alta. Entre los corales escleractíneos observados podemos nombrar a *Diploria strigosa*, *D. clivosa*, *D. labyrinthiformis*, *Montrastrea franksi*, *M. faveolata*, *M. cavernosa*, *M. annularis*, *Agaricia agaricites*, *A. tenuifolia*, *A. fragilis*, *A. lamarcki*, *Mycetophyllia aliciae*, *M. ferox*, *Stephanocoenia intersepta*, *Leptoseris cucullata*, *Isophyllastrea rigida*, *Meandrina meandrites*, *Porites asteroides*, *P. colonensis*, *Colpophyllia natans*, *Eusmilia fastigiata*, *Madracis decactis*, *Mussa angulosa*, *Siderastrea siderea*, *Scolymia cubensis* y el hidrocoral *Millepora alicornis*. Entre los octocorales se observaron *Plexaura flexuosa*, *Plexaurella nutans*, *Eunicea fusca*, *E. laciniata*, *E. spp.*, *E. flexuosa*, *E. asperula*, *E. pallida*, *Pseudopterogorgia bipinnata*, *P. rigida*, *P. americana*, *P. acerosa*, *Gorgona ventalina*, *Erythropodium caribaeorum*, *Muricea pinnata*, *M. laxa*, y *Ctenocella spp.*, entre otras.

En el arrecife coralino La montaña el 6 de junio de 2005 a la 1 pm se observó liberación masiva de gametos reproductivos de la esponja *Agelas dispar*. A lo largo del arrecife numerosos individuos sincrónicamente expulsaron sus gametos, éstos no se diferenciaban a simple vista como unidades, sino en forma de una nube envolvente. Al principio era muy tenue, al cabo de unos minutos casi todo el arrecife se cubría de una densa capa blanca. Los gametos no ascendieron por la columna de agua sino se fueron desplazando sobre el fondo. El evento comenzó unos minutos después de nuestro descenso al arrecife y permaneció durante toda la inmersión, que fue aproximadamente 50 minutos (Figura 4-16A-B). Al término de ese lapso de tiempo el fenómeno continuaba por lo que el tiempo exacto del desove se desconoce. Sería interesante hacerle un seguimiento riguroso a esta especie, ya que estudios sobre esta especie son muy escasos, solo se encuentra en inventarios realizados en arrecifes puntuales caribeños desde México hasta Colombia (e.g. Maas y Vargas, 2004), pero su distribución total es desconocida. Tampoco se tiene mucho conocimiento sobre su historia de vida, modo de reproducción, entre otros.

4.7.7 Estructura de la Comunidad de Macroinvertebrados Bioerosionadores y Fauna Asociada a Esqueletos de Corales Masivos en la Bahía de Gaira²⁴

La bioerosión es una de las causas de destrucción natural de los arrecifes coralinos y se define como el proceso mediante el cual el sustrato es erosionado por acción biológica

²⁴ Trabajo realizado dentro del proyecto “Caracterización estructural y salud de las formaciones coralinas de Santa Marta” de la Fundación Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano.

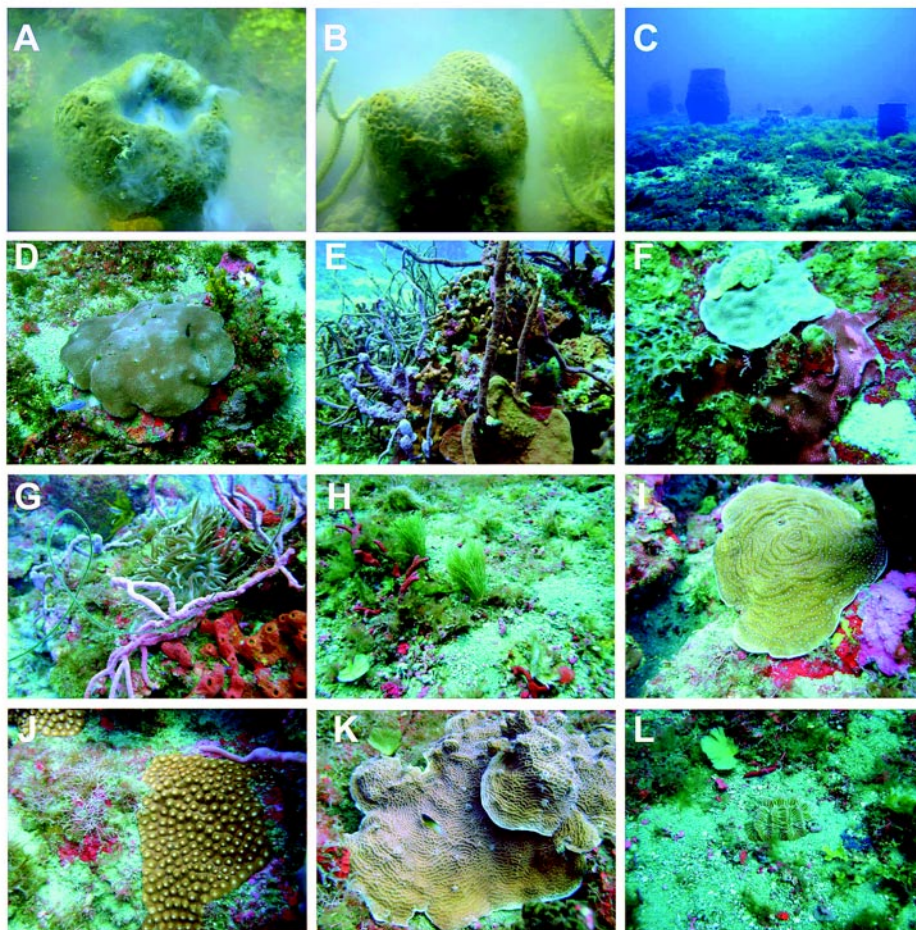


Figura 4-16. A-B. Colonias de la esponja *Agelas dipar* durante liberación masiva de gametos (Junio 1, 2005). C-L. Banco Nokomis (Mayo 31, 2005). C. Paisaje general del banco con predominancia de esponjas barril (*Xestospongia muta*). D. Colonia de *Siderastraea siderea*. E. Montículo con *Madracis formosa* y diversas esponjas (por ej., *Aplysina* spp.). F. Colonias de *Porites asteroides* y *P. colonensis*. G. Anemona *Condylactis gigantea*, látigo de mar *Sticopathes lutkeni* y esponjas. H. Fondo arenoso con *Penicillus dumetosus* y algas coralínáceas. I. Colonia de *Agaricia lamarckii*. J. Colonia de *Montastraea cavernosa*. K. Colonia de *Agaricia agaricites*. L. Colonia de *Meandrina meandrites* en forma de vida libre sobre sustrato arenoso.

(Neumann, 1966). Dentro de los organismos bioerosionadores más comunes, se encuentran representantes de los phyla Annelida, Porifera, Mollusca, Sipunculida, Arthropoda y Echinodermata que juegan un papel muy importante en la degradación del carbonato y producción de sedimento producto de su actividad física (Hein y Risk, 1975; Hutchings, 1986; Glynn, 1997). El desarrollo y madurez del arrecife en tiempo y espacio está influenciado por la erosión y es considerado como un proceso muy importante ya que tiene la capacidad de modificarlo estructuralmente (Scoffin *et al.*, 1980). En la zona costera de Santa Marta y en especial la comprendida por la Bahía de Gaira, se ha venido presentando un deterioro costero que ha estado influyendo directamente sobre la estructura de la comunidad bentónica que allí se desarrolla, especialmente la que comprende los arrecifes coralinos, causando efectos estresantes en dicha comunidad. Bajo estas circunstancias, se cree que los procesos bioerosivos se ven favorecidos, donde las tasas de erosión podrían estar excediendo las tasas de acreción creando un desequilibrio. Se colectaron muestras de esqueletos de *D. strigosa*, *M. cavernosa* y el complejo *M. annularis-faveolata-franksi* a una isóbata de 10 m. Con ayuda de martillo y cincel se extrajeron 45 trozos con un volumen mínimo de 1 dm³. Para la extracción de los organismos, los esqueletos fueron virtualmente pulverizados y con agujas se extrajeron los individuos mayores a 5 mm. Estos fueron identificados hasta el nivel taxonómico más bajo posible, cuantificados y preservados en alcohol al 70%.

Se encontraron 4248 individuos que se distribuyeron en 73 familias y 129 especies, asociados a esqueletos de *D. strigosa* (1955 Ind.), *M. cavernosa* (1224 Ind.) y el complejo *M. annularis-faveolata-franksi* (1069 ind.), de los cuales 2830 fueron poliquetos (66.62%), 644 moluscos (15.16%), 381 sipuncúlidos (8.97%), 293 crustáceos (6.90%), 92 equinodermos (2.17%) y 8 peces (0.19%). La densidad promedio general fue de 116.05 ± 10.81 Ind. dm⁻³. Los individuos más abundantes y frecuentes en general para los tres esqueletos fueron los poliquetos *Eunice* sp., *Potamilla* sp., *Cirriformia* sp., el bivalvo *Lithophaga bisulcata* y el sipuncúlido *Aspidosiphon* sp.

Dentro de los poliquetos *Eunice* sp., *Potamilla* sp., *Cirriformia* sp. son considerados como las especies perforadoras más importantes de esqueletos de coral (Hutchings, 1974; Davies y Hutchings, 1983; Moreno-Forero *et al.*, 1998). Estas especies fueron características en los esqueletos de *D. strigosa*, en donde concentraron las mayores abundancias.

Entre los moluscos, el grupo de los perforadores fueron los más comunes, siendo el mitílido *Lithophaga bisulcata* la especie más frecuente y abundante. Según Hein y Risk (1975) y Kleeman (1986) este es el bivalvo perforador más común para la región del Caribe, que habita tanto colonias de coral vivas como muertas y se considera como uno de los agentes más importantes en el proceso de remoción de CaCO₃, los cuales realizan perforaciones ovaladas de hasta 1.5 cm. de diámetro y 6 cm. de profundidad.

En cuanto a los sipuncúlidos, ha sido bien documentado que diferentes géneros penetran esqueletos de coral y son una de las fuerzas bioerosivas más importantes en un arrecife (Rice y MacIntyre, 1982; Hutchings, 1986; Cutler, 1994; Glynn, 1997). *Aspidosiphon* sp. y *Phascolosoma* sp. fueron las dos especies más abundantes y frecuentes en general y han sido ampliamente reportadas tanto en arrecifes del Caribe (Rice y MacIntyre, 1982; Moreno-Forero *et al.*, 1998) como en arrecifes del Pacífico (Cantera *et al.*, 2003; Londoño-Cruz *et al.*, 2003).

Las especies de crustáceos más abundantes fueron *Synalpheus* sp. y *Alpheus* sp., los cuales son comúnmente encontrados en sustrato coralino. Estos se encontraban generalmente en cavidades de uno a varios individuos y han sido reportados como perforadores de esqueletos de coral (Cortés, 1985).

Aunque se encontraron diferencias en cuanto a la composición y abundancia de organismos entre los diferentes esqueletos de coral, no se definió un patrón estructural propio para cada sustrato coralino debido posiblemente a la alta variabilidad encontrada entre muestras; estas diferencias fueron más obvias en esqueletos de *D. strigosa*, los cuales presentaron una mayor abundancia composición en poliquetos respecto a los otros dos sustratos. Las diferencias encontradas posiblemente son el resultado de la interacción de diferentes factores tanto físicos como biológicos que podrían estar influenciando sobre la estructura de la comunidad, donde diferentes grados de sucesión y desarrollo que presentaron las muestras, mas una posible influencia de la dureza de los sustrato podrían estar influyendo en la alta variabilidad encontrada.

4.7.8. Contribuciones al Conocimiento del Estado, Funcionamiento y Dinámica de las Comunidades de Peces en Formaciones Coralinas del Pacífico Colombino²⁵

4.7.8.1 La Relación entre la Complejidad Topográfica y la Estructura de la Comunidad de Peces en Arrecifes Coralinos y Rocosos de Isla Gorgona: un Problema de Escala.

Varios estudios en arrecifes coralinos han demostrado una relación directa entre la complejidad topográfica y la riqueza de especies de peces (Luckhursts y Luckhursts, 1978; Gladfelter *et al.*, 1980; Roberts y Ormond, 1987; Chittaro, 2004). Para examinar el papel del hábitat en la estructura de la comunidad de peces arrecifales se realizó un estudio

²⁵ Contribución del grupo de Ecología de Arrecifes Coralinos de la Universidad del Valle-Departamento de Biología

comparativo de la relación entre complejidad topográfica y diversidad de especies entre arrecifes coralinos y rocosos. La complejidad topográfica se cuantificó con el Índice de Complejidad Topográfica (ICT=distancia siguiendo el contorno/distancia horizontal) calculado a varias escalas espaciales (1, 5, 10, 20, 50 y 100cm) sobre transectos lineales de 25m en ambos hábitats. La estructura de la comunidad de peces se evaluó mediante censos visuales de riqueza y abundancia en transectos cinturón de 25 x 2 m ubicados sobre los mismos transectos de complejidad topográfica.

Contrario a lo esperado, el arrecife rocoso presentó una mayor riqueza y diversidad de especies de peces que el arrecife coralino (Tabla 4-6). De 34 especies compartidas, 8 especies fueron significativamente más abundantes en el arrecife rocoso, mientras que 6 fueron más abundantes en el arrecife coralino. Los dos hábitats difieren en cuanto a su geomorfología y esto es reflejado en las diferencias encontradas en la complejidad topográfica a diferentes escalas espaciales. El ICT varía con la escala y de manera diferente según el hábitat. El arrecife coralino presenta una alta microcomplejidad (escala 1 cm) debido a la estructura individual de las colonias de coral (ramas y convoluciones). Sin embargo, a escalas mayores la configuración resultante del intrincamiento de las ramas lo hacen menos complejo topográficamente. Lo contrario ocurre en la zona rocosa, donde a escalas pequeñas la complejidad es baja debido a la superficie lisa de las rocas, pero a escalas mayores (10, 20, 50 cm), donde se tiene en cuenta la distribución de tamaños de las rocas, la complejidad topográfica es mayor que en el arrecife coralino (Tabla 4-7). Ya que el ICT es escala-dependiente, la relación entre complejidad topográfica y riqueza de especies también lo es. Mientras que en el arrecife coralino se presentó una relación positiva entre la complejidad topográfica y la riqueza de especies a ciertas escalas espaciales (5, 10, 20 cm), en el arrecife rocoso no se encontró relación alguna (Tabla 4-8). En el arrecife de coral la complejidad a ciertas escalas de importancia ecológica parece jugar un papel importante sobre la riqueza de especies, pero en el arrecife rocoso, la mayor riqueza y diversidad de peces puede estar determinada por otros factores como la diversidad de microhábitats (rocas, arena, mar abierto, colonias de coral aisladas, etc.). Esta diversidad de microhábitats es análoga a la que se presenta en el talud del arrecife coralino, donde se ha encontrado la mayor diversidad de peces en el arrecife (Zapata y Morales, 1997).

Adicionalmente, la mayor diversidad de peces encontrada en el hábitat rocoso demuestra la importancia de estos hábitats para las comunidades de peces arrecifales en el Pacífico Oriental Tropical (POT). En esta región los arrecifes coralinos ocupan menos de 25 km² de un área potencialmente ocupable de 16.938 km² sobre la plataforma continental y alrededor de las islas oceánicas (Glynn y Aula, 2000). Así, los arrecifes coralinos ocupan < 1% del hábitat somero disponible en la región (Robertson, 1998) y por ello los arrecifes rocosos cobran una importancia particular en el POT como principal hábitat para peces arrecifales.

Tabla 4-6. Valores medios de diversidad y riqueza de especies de peces en arrecifes coralinos y rocosos y resultados de pruebas de comparación entre los hábitats.

Variable	Coral	Roca	t	p
Indice de Shannon	2.02	2.55	4.74	0.0001
Nº de especies	23.1	32.3	5.92	<< 0.0001

Tabla 4-7. Valores medios del Índice de Complejidad Topográfica (ICT) a diferentes escalas espaciales y sus diferencias entre dos hábitats arrecifales. ICT= Índice de Complejidad Topográfica.

Escala de medición	ICT en Arrecife coralino	ICT en Arrecife rocoso	t	p
1cm	3.96	2.28	2.63	0.016
5cm	1.51	1.53	-0.2	0.84
10cm	1.25	1.46	-2.45	0.025
20cm	1.1	1.39	-3.84	0.001
50cm	1.04	1.14	-3.79	0.001
100cm	1.02	1.03	-2.01	0.06

Tabla 4-8. Índice de Complejidad Topográfica calculado con base en mediciones hechas a diferentes escalas espaciales y su correlación con la riqueza de especies de peces en dos hábitats arrecifales de Isla Gorgona.

Escala de medición	Hábitat			
	Arrecife coralino		Arrecife rocoso	
	r	p	r	p
1cm	0.426	0.220	0.445	0.198
5cm	0.667	0.035	-0.037	0.919
10cm	0.800	0.006	-0.392	0.263
20cm	0.893	0.001	0.468	0.172
50cm	0.628	0.052	0.027	0.458
100cm	0.682	0.052	0.362	0.305

4.7.8.2 Interacciones de limpieza entre peces en arrecifes coralinos y rocosos de Isla Gorgona

La simbiosis de limpieza es una de las interacciones interespecíficas más conspicuas entre peces de arrecifes coralinos y rocosos. Durante una interacción de limpieza un pez (llamado limpiador) remueve ectoparásitos, tejido o mucus de la superficie del cuerpo de otro pez, denominado cliente (Feder, 1966). Estas interacciones ocurren en sitios específicos llamados estaciones de limpieza, las cuales se localizan usualmente en lugares prominentes como cabezas de coral o rocas sobresalientes. La limpieza entre peces ha sido muy estudiada en arrecifes coralinos del Indo-Pacífico y del Caribe pero poco en el Pacífico oriental tropical (Côté, 2000). Para determinar la frecuencia e importancia de la actividad de limpieza en esta región y caracterizar el comportamiento asociado en algunas de las especies que la realizan, se han realizando observaciones desde 2003 en arrecifes coralinos y rocosos de Isla Gorgona, en el Pacífico colombiano. Aunque allí se encuentran varias especies de peces limpiadores, los estudios realizados se han enfocado en dos de ellas, *Bodianus diplotaenia* y *Johnrandallia nigrirostris*, cuya actividad de limpieza es más notable (Rodríguez-Moreno, 2005; Llanes, 2006). Estos limpiadores han sido clasificados como limpiadores facultativos ya que, contrario a lo que ocurre con los limpiadores obligatorios, su dieta no depende exclusivamente del alimento que obtienen de esta actividad (Côté, 2000).

Juveniles de *Bodianus diplotaenia* forman estaciones fijas de limpieza en los arrecifes coralinos de La Azufrada y de Playa Blanca, generalmente alrededor de colonias de corales masivos de los géneros *Pavona* y *Gardineroseris*. Estas estaciones son más frecuentes en el borde externo del arrecife, donde los corales masivos son más abundantes y la densidad de juveniles de *B. diplotaenia* es más alta (1.0 ± 1.75 ind. 60 m^{-2}). Los juveniles de menor tamaño (1-2 cm de longitud total [LT]) forman grupos numerosos alrededor de las estaciones de limpieza, mientras que los de mayor tamaño (3-8 cm LT) pueden encontrarse solitarios o en parejas; en raras ocasiones éstos se observan en grupos de hasta 14 individuos (Rodríguez-Moreno, 2005).

El comportamiento y la frecuencia de interacciones de limpieza realizadas por *B. diplotaenia* han sido caracterizadas con base en ~ 6000 interacciones de limpieza observadas directamente dentro y fuera de estaciones fijas de limpieza. Durante estas interacciones algunos clientes asumen poses características (en aparente señal de solicitud o reconocimiento), que varían entre especies desde una pose estática vertical con la cabeza hacia arriba o hacia abajo, hasta una pose horizontal (Rodríguez-Moreno, 2005). Las poses pueden ser acompañadas por erección de los barbos (*Mulloidichthys dentatus*), cambios de coloración (*Abudefduf troschellii*, *Mulloidichthys dentatus*), apertura de los opérculos (*Luftjanus argentiventris*) o de la boca (*Haemulon maculicanda*, *Halichoeres nicholsi*, *Abudefduf troschellii*, *Myripristis leiognathos*),

comportamientos que puede exponer o indicar al limpiador el área que se encuentra irritada o infectada (Losey, 1971; Wicksten 1998). Entre las 33 especies de clientes atendidos por *B. diplotaenia* en el arrecife de La Azufrada, *Chromis atrilobata* fue el más frecuente, con aproximadamente el 49% del total de las interacciones observadas (Tabla 4-9). Individuos de gran tamaño y de hábitos piscívoros como el pargo *Lutjanus novemfasciatus* (aprox. 50-60 cm LT) y la barracuda *Sphyrna* sp. (aprox. 90-100 cm LT) también se cuentan entre sus clientes. Los eventos de limpieza son iniciados con mayor frecuencia por los clientes (85%, $n = 2735$), los cuales se aproximan a las estaciones a solicitar atención (Rodríguez-Moreno, 2005).

La actividad de limpieza de *B. diplotaenia* varía notablemente durante el día siendo el período de menor actividad durante las primeras horas de la mañana (6:00 - 09:00 hr), y el de mayor actividad entre las 09:00 y 12:00 hr, con un pico entre las 11:00 y las 12:00 hr. Hacia la tarde se observa un descenso de la actividad de limpieza, con un ligero incremento hacia el crepúsculo (17:00 - 18:00 hr). Los picos en la actividad de limpieza coinciden con el tránsito y llegada de grandes grupos de peces a las estaciones de limpieza, ya sea en busca de refugio, de alimento, de regreso de las faenas de alimentación, o de salida hacia sitios de alimentación nocturnos (Rodríguez-Moreno, 2005). Así, la frecuencia de interacciones de limpieza durante el día está relacionada con la abundancia de clientes alrededor de las estaciones de limpieza, principalmente especies planctívoras como *C. atrilobata*, la especie con mayor densidad registrada en este arrecife (Zapata y Morales 1997; Rodríguez-Moreno, 2005).

El comportamiento de limpieza del pez mariposa *Johnrandallia nigristrois* (llamado “el barbero” por sus hábitos limpiadores) ha sido estudiado en arrecifes coralino y rocosos de Isla Gorgona durante buceos erráticos, en sitios particulares (Rodríguez-Moreno, 2005), y siguiendo a individuos focales (Llanes, 2006). En contraste con *B. diplotaenia*, *J. nigristrois* no forma estaciones de limpieza fijas en los arrecifes de Gorgona, a pesar de que en el sur del Golfo de California es el limpiador más activo y sus agregaciones mantienen estaciones de limpieza en puntos sobresalientes sobre la roca hasta por tres años y medio (Hobson, 1968). Tal grado de variación puede ser debida a su condición de limpiador facultativo y a los costos y beneficios del comportamiento de limpieza en relación con la oferta de recursos alimenticios (ectoparásitos u organismos bentónicos). Para obtener información sobre tales costos y beneficios, se caracterizaron y cuantificaron las interacciones de limpieza de *J. nigristrois* en un arrecife coralino y en uno rocoso, teniendo en cuenta el tiempo que invierte en alimentarse de ectoparásitos (limpieza) o de organismos bentónicos, el área en la cual realiza estas actividades, la abundancia y diversidad de clientes atendidos y la variación de la actividad de limpieza a lo largo del día (Llanes, 2006).

Tabla 4-9. Diversidad de peces clientes y frecuencia de interacciones de limpieza entre *Bodianus diplotaenia*, *Johnrandallia nigrirostris* y cada especie cliente. Valores calculados con respecto al total de interacciones observadas en cada hábitat. *= Especies que fueron observadas siendo limpiadas por *J. nigrirostris* en el arrecife coralino por fuera de los muestreos realizados.

Cliente	<i>Bodianus diplotaenia</i>	<i>Johnrandallia nigrirostris</i>	
	Coral	Coral	Roca
	Frecuencia (%)		
<i>Chromis atrilobata</i>	49.13	0.00	0.00
<i>Paranthias colonus</i>	10.77	4.35	6.66
<i>Haemulon maculicanda</i>	10.41	8.68	11.11
<i>Abudefduf troschelii</i>	6.52	2.90	0.00
<i>Scarus ghobban</i>	4.57	0.00	0.00
<i>Lutjanus argentiventris</i>	3.76	1.45	0.00
<i>Holacanthus passer</i>	3.51	8.68	0.00
<i>Johnrandallia nigrirostris</i>	2.67	0.00	0.00
<i>Lutjanus inermis</i> *	1.73	0.00	4.45
<i>Scarus rubroviolaceus</i>	1.48	0.00	0.00
<i>Mulloidichthys dentatus</i>	1.13	46.37	46.65
<i>Myripristis berndti</i>	1.12	5.81	0.00
<i>Myripristis leiognathos</i> *	0.79	0.00	4.45
<i>Stegastes acapulcoensis</i>	0.56	0.00	0.00
<i>Acanthurus xanthopterus</i> *	0.40	0.00	2.22
<i>Ophioblennius steindachneri</i>	0.20	0.00	0.00
<i>Lutjanus viridis</i>	0.16	7.26	2.22
<i>Cephalopholis panamensis</i> *	0.16	0.00	2.22
<i>Sphyræna sp.</i> *	0.14	0.00	0.00
<i>Halichoeres nicholsi</i>	0.13	0.00	0.00
<i>Sufflamen verres</i> *	0.13	0.00	0.00
<i>Novaculichthys taeniurus</i> *	0.09	0.00	0.00
<i>Ephinephelus labriformis</i> *	0.09	0.00	2.22
<i>Gymnothorax flavimarginatus</i>	0.07	0.00	0.00
<i>Stegastes flavilatus</i>	0.05	0.00	0.00
<i>Sargocentron suborbitalis</i>	0.05	13.04	0.00
<i>Lutjanus novemfasciatus</i>	0.04	0.00	0.00
<i>Bodianus diplotaenia</i>	0.04	0.00	0.00
<i>Gymnothorax castaneus</i>	0.04	0.00	0.00
<i>Gymnothorax dorei</i>	0.02	0.00	0.00
<i>Acanthurus nigrirostris</i>	0.02	0.00	0.00
<i>Pseudobalistes naufragium</i>	0.02	0.00	0.00
<i>Thalassoma grammacum</i>	0.02	0.00	0.00
<i>Odontoscion xanthops</i>	0.00	0.00	4.45
<i>Scomberomorus sierra</i>	0.00	0.00	2.22
<i>Kyphosus elegans</i>	0.00	0.00	2.22
<i>Anisotremus taeniatus</i>	0.00	0.00	2.22
<i>Caranx caninus</i>	0.00	0.00	2.22
<i>Prionurus laticlavus</i>	0.00	0.00	2.22
<i>Scarus compressus</i>	0.00	0.00	2.22
<i>Arothron meleagris</i>	0.00	1.45	0.00
<i>Pomacanthus zonipectus</i> *	0.00	0.00	0.00

En general *J. nigrirostris* ha sido observado limpiando un amplio número de especies (26), aunque sólo 22 con regularidad (Llanes 2006, Tabla 4-9), y de éstas se concentra en unas pocas (*Mulloidichthys dentatus*, *Haemulon maculicauda*, *Sargocentron suborbitalis*, y *Paranthias colonus*), quizás debido a la carga ectoparásita de estos clientes o a sus definidas características de solicitud de limpieza, como el cambio de coloración y las poses estereotipadas. Los juveniles de *J. nigrirostris* son limpiadores mucho más activos que los adultos, utilizan un menor espacio para sus actividades, y reciben una mayor demanda por clientes que solicitan el servicio de limpieza, mientras que los adultos se alimentan de ectoparásitos sólo ocasionalmente, ya que no son muy buscados por los clientes (Llanes, 2006). A diferencia de *B. diplotaenia*, la actividad de limpieza de *J. nigrirostris* no varía durante el día.

La actividad de limpieza de *J. nigrirostris* en la isla Gorgona es mayor en arrecifes rocosos que en coralinos. El 43.4 % del total de las interacciones ocurrieron en el arrecife coralino, mientras que el 56.6% lo hicieron en el arrecife rocoso (Llanes, 2006). Esto es a pesar de que el esfuerzo de observación fue mayor en el arrecife coralino que en el rocoso. En el arrecife coralino *J. nigrirostris* ha sido observado limpiando a 19 especies de peces, 10 de ellas con regularidad, siendo los clientes más frecuentes *Mulloidichthys dentatus*, *Sargocentron suborbitalis* y *Haemulon maculicauda* (Tabla 4-9), mientras que en el arrecife rocoso ha sido observado limpiando 16 especies de las cuales las más frecuentes fueron *Mulloidichthys dentatus*, *Haemulon maculicauda* y *Paranthias colonus* (Tabla 4-9). Las especies más limpiadas lo fueron en ambos hábitats; sin embargo, en la zona rocosa se encontró una mayor riqueza y abundancia de especies cliente.

En contraste con lo observado en arrecifes rocosos del Golfo de California (Hobson, 1968), *J. nigrirostris* no forma estaciones de limpieza duraderas sino temporales (de algunos minutos a unas pocas horas) que parecen depender de la actividad y diversidad de los clientes alrededor de este limpiador (Llanes, 2006). Es probable que la ausencia de estaciones de limpieza permanentes se deba a que en Gorgona el comportamiento de limpieza no supla todos los requerimientos energéticos para los individuos de esta especie, o a que la oferta de alimento bentónico sea muy alta (Rodríguez-Moreno, 2005; Llanes, 2006). Así, en Gorgona *J. nigrirostris* parece actuar como un limpiador oportunista que minimiza los costos de búsqueda de alimento limpiando y alimentándose de ectoparásitos cuando la abundancia y diversidad de clientes, y la solicitud de limpieza son altas, y alimentándose de organismos bentónicos cuando no.

A pesar de ser limpiadores facultativos, tanto *Bodianus diplotaenia* como *Johnrandallia nigrirostris* presentan un activo comportamiento de limpieza comparable con el de algunos limpiadores obligatorios en otras localidades, y su papel ecológico parece ser al menos tan significativo en los arrecifes de Gorgona como el de limpiadores facultativos en otras localidades más diversas (Rodríguez-Moreno, 2005; Llanes, 2006). Esto se deduce del gran núme-

ro de especies de clientes atendidos por estos limpiadores, principalmente por *B. diplotaenia*, así como por la limpieza exclusiva de especies piscívoras de gran tamaño, y la tendencia de los clientes a posar directamente hacia estos limpiadores. La importancia de esta simbiosis radica en los beneficios que para los clientes representa la remoción de ectoparásitos que pueden tener un efecto negativo sobre el crecimiento, sobrevivencia, reproducción y adecuación de los peces (Adlard y Lester, 1994). Estudios sobre el comportamiento, la dieta y la actividad de limpieza de estos peces en otras localidades en Colombia, pueden ampliar la perspectiva sobre el papel ecológico de estos limpiadores.

4.8 Literatura Citada

- Achituv, Y. y Z. Dubinsky. 1990. Evolution and zoogeography of coral reefs: 1-8. En Dubinsky, Z. (Ed.) Coral reefs: Ecosystems of the world. Vol. 25. Elsevier Science B.V. Amsterdam.
- Acosta, A., P.W. Sammarco y L.F. Duarte. 2005. New Fission Processes in the Zoanthid *Palythoa caribaeorum*: Description and Quantitative Aspects. Bull. Mar. Sci. 76: 1-26.
- Acosta A. y S. Martínez (En prensa). Continental and oceanic coral reefs in the Colombian Caribbean after a decade of degradation. Proc. 10th Int. Coral Reef Symp., Okinawa, Japon.
- Adlard, R.D. y R.J. Lester. 1994. Dynamics of the interaction between the parasitic isopod, *Anilocra pomacentri*, and the coral reef fish, *Chromis nitida*. Parasitology, 109: 311-324.
- Aguilar, C. y J.A. Sánchez. (Sometido). Molecular Morphometrics: Contribution of ITS2 sequences and predicted RNA secondary structures to octocoral systematics. Bull. Mar. Sci.
- Aronson, R.B., P.J. Edmunds, W.F. Precht, D.W. Swanson y D.R. Levitan. 1994. Large-scale, long-term monitoring of Caribbean coral reefs: simple, quick, inexpensive techniques. Atoll Res. Bull., 421:1-19.
- Aronson, R.B., I.G. Macintyre, C.M. Wapnick y M.W. O'Neill. 2004. Phaseshifts, alternative states and the unprecedented convergence of two reef systems. Ecology, 85(7):1876-1891.
- Bak, R. y M. Engel. 1979. Distribution, abundance and survival of juvenile hermatypic corals (Scleractinia) and the importance of life history strategies in the parent coral communities. Mar. Biol., 54:341-352.
- Baker, A. C. 2001. Reef corals bleach to survive change. Nature, 411: 765-766.
- Baker, A. C. 2003. Flexibility and specificity of coral-algal symbiosis: diversity, ecology, and biogeography of *Symbiodinium*. Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst., 34: 661-689.
- Barrios. L.M. 2000. Evaluación de las principales condiciones de deterioro de los corales pétreos en el Caribe colombiano. Tesis de M.Sc. Biol. Mar., Univ. Nacional de Colombia-INVEMAR, Santa Marta, 150p.
- Birkeland, C. (Ed.). 1997. Life and death of corals reefs. Chapman & Hall, Nueva York, 536p.
- Brown, B. 1997. Coral bleaching: causes and consequences. Proc. 8th Int. Coral Reef Symp., 1: 65-74.
- Bryant, B., L. Burke, J. McManus y M. Spalding. 1998. Reefs at Risk: A map-based indicator of potential threats to the world's coral reefs. World Resources Institute, Washington, 56p.
- Buddemeier R.W., J.A. Kleypas y R.B. Aronson. 2004. Coral reefs & global climate change. Potencial contributions of climate change to stress on coral reef ecosystems. 44p.
- Burke, L. y J. Maidens. 2004. Reefs at Risk in the Caribbean. World Resources Institute, Washington, 80p.
- Burke, L., E. Selig y M. Spalding. 2002. Reefs at Risk in Southeast Asia. World Resources Institute, Washington, 72p.

- Burnett, W.J., J.A.H. Benzie y J.A. Beardmore. 1995. Patterns of genetic subdivision in populations of a clonal cnidarian, *Zoanthus coppengeri*, from the Great Barrier Reef. *Marine Biology*, 122: 665-673.
- Caley, M., M. Carr, M. Hixon, T. Hughes, G. Jones y B. Menge. 1996. Recruitment and the local dynamics of open marine populations. *Ann. Rev. Ecol. Syst.*, 27:477-500.
- Camacho, E. J. 2003. Estandarización de protocolos para marcadores moleculares en zoantideos (Cnidaria: Hexacoralia). Trabajo de grado. Pontificia Universidad Javeriana. Facultad de Ciencias. Departamento de Biología. Bogotá, Colombia. 78p.
- Cantera, J., C. Orozco, E. Londoño-Cruz y G. Toro-Farmer. 2003. Abundance and distribution patterns of infaunal associates and macroborers of the branched coral (*Pocillopora damicornis*) in Gorgona Island (Eastern Tropical Pacific). *Bull. Mar. Sci.*, 72(1): 207-219.
- Carlos, A. A., B. K. Baillie, K. Brett, M. Kawaguchi y T. Maruyama. 1999. Phylogenetic position of *Symbiodinium* (Dinophyceae) isolates from tridacnids (Bivalvia), cardiums (Bivalvia), a sponge (Porifera), a soft coral (Anthozoa), and a free-living strain. *J. Phycol.*, 35: 1054-1062.
- Cendales, M. H., S. Zea y J. M. Díaz. 2002. Geomorfología y unidades ecológicas del complejo arrecifal de Islas del Rosario e Isla Barú (Mar Caribe, Colombia). *Rev. Acad. Col. Cien.*, 26(101): 497-510.
- Chaves-Fonnegra, A. 2006. Mecanismos de agresión de esponjas excavadoras incrustantes y consecuencias sobre corales arrecifales en el Caribe colombiano. Tesis M.Sc. Biología Marina, Universidad Nacional de Colombia – INVEMAR, Santa Marta, 116 p.
- Chaves-Fonnegra, A., S. Zea y M.L. Gómez. (Sometido). Abundance of the excavating sponge *Cliona delitrix* in relation to sewage discharge at San Andrés island, SW Caribbean, Colombia. *Bol. Inst. Invest. Mar. Cost.*
- Chaves-Fonnegra, A., M. López-Victoria, F. Parra-Velandia y S. Zea. 2005. Ecología química de las esponjas excavadoras *Cliona aprica*, *C. caribbaea*, *C. delitrix* y *C. tenuis*. *Bol. Inst. Invest. Mar. Cost.*, 34: 43-67.
- Chen, C.A., N.V. Wei y C.F. Dai. 2002. Genotyping the Clonal Structure of a Gorgonian Coral, *Junceella fragilis* (Anthozoa:Octocorallia:Ellisellidae) from Lanyu, Taiwan, Using Simple Sequence Repeats in Ribosomal Intergenic Spacer. *Zoological Studies*, 41: 295-302.
- Chiappone, M. y K. M. Sullivan. 1996. Distribution, abundance and species composition of juvenile Scleractinian corals in The Florida Reef Tract. *Bull. Mar. Sci.*, 58(2): 555-569.
- Chittaro, P.M. 2004. Fish-habitat associations across multiple spatial scales. *Coral Reefs*, 23: 235-244.
- Cofforth, M. A. 1985. Mucous sheet formation on poritid corals: effects of altered salinity and sedimentation. *Proc. 5th Int. Coral Reefs Congr.* 4: 165-170.
- Cortés, J. 1985. Preliminary observations of *Alpheus simus* Guérin-Meneville, 1856 (Crustacea: Alpheidae): a little known Caribbean bioeroder. *Proc 5th Int. Coral Reef Cong.*, 5: 351-353.
- Côté, I.M. 2000. Evolution and ecology of cleaning symbiosis in the sea. *Oceanography and Marine Biology: An. Annual Review*, 38: 311-355.
- Cutler, E. 1994. The sipuncula: their systematics, biology and evolution. Cornell University Press. USA, 453 p.
- Davies, P. y P.A. Hutchings. 1983. Initial colonization, erosion and accretion on coral substrate. Experimental results, Lizard Island, Great Barrier Reef. *Coral Reefs*, 2: 27-35.
- Díaz, J.M., G. Díaz, J. Garzón-Ferreira, J. Geister, J.A. Sánchez, y S. Zea. 1996. Atlas de los arrecifes coralinos del Caribe colombiano. I. Archipiélago de San Andrés y Providencia. INVEMAR, Serie de Publicaciones Especiales No. 3, Santa Marta, 75p.
- Díaz, J.M., L.M. Barrios, M.H. Cendales, J. Garzón-Ferreira, J. Geister, M. López-Victoria, G.H. Ospina, F. Parra-Velandia, J. Pinzón, B. Vargas-Angel, F.A. Zapata y S. Zea. 2000. Áreas coralinas de Colombia. INVEMAR, Serie de Publicaciones Especiales No. 5, Santa Marta, 175p.

- Díaz-Pulido, G. y J.M. Díaz. 1997. Algal assemblages in lagoonal reefs of Caribbean oceanic atolls. *Proc. 8th Int. Coral Reef Symp.*, 1: 827-832.
- Díaz-Pulido G. y L.J. McCook. 2003. Relative roles of herbivory and nutrients in the recruitment of coral reef seaweeds. *Ecology*, 84: 2026-2033.
- Done, T.J. 2002. Phase shifts in coral reef communities and their ecological significance. *Hydrobiologia*, 247:121-132
- Douglas, A.E. 2003. Coral bleaching—how and why?. *Mar. Pollu. Bull.*, 46:385–392
- Fadlallah, Y.H., R H. Karlson y K P. Sebens. 1984. A comparative study of sexual reproduction in three species of Panamanian zoanthids. *Bull. Mar. Sci.* 35: 80-89.
- Feder, H.M. 1966. Cleaning symbiosis in the marine environment: 327-380. En M. Henry (Ed.). *Symbiosis*. Vol. I. Academic Press. New York.
- Fogarty, N., M. Vermeij y M. Miller. 2004. Pre- and post-settlement dynamics of Caribbean coral planulae in a variable planktonic environment. 10th Int. Coral Reef Symp. Okinawa. Japan. Abstracts.
- Friedlander, A., J. Sladek-Nowlis, J. A. Sánchez, R. Appeldoorn, P. Usseglio, C. McCormick, S. Bejarano y A. Mitchell-Chui. 2003. Designing effective marine protected areas in Old Providence and Santa Catalina Islands, San Andrés Archipelago, Colombia, using biological and sociological information. *Cons. Biol.*, 17(6): 1769-1784.
- Gardner, T.A., I.M. Côté, J.A. Gill, A. Grant y A.R. Watkinson. 2003. Long-term region-wide declines in Caribbean corals. *Science*, 301:958-960.
- Garzón-Ferreira, J. 1997. Arrecifes coralinos: Un tesoro camino a la extinción?. Colombia: Ciencia y Tecnología, 15 (1):11-19.
- Garzón-Ferreira, J. y J.M. Díaz. 2003. The Caribbean coral reefs of Colombia: 275-301. En Cortés, J. (Ed.): *Latin American Coral Reefs*. Elsevier Science B.V., Amsterdam.
- Garzón-Ferreira, J., D.L. Gil-Agudelo, L.M. Barrios y S. Zea. 2001. Stony coral diseases observed in southwestern Caribbean reefs. *Hydrobiologia*, 460: 65-69.
- Garzón-Ferreira, J., M.C. Reyes-Nivia y A. Rodríguez-Ramírez. 2002a. Manual de métodos del SIMAC–Sistema Nacional de Monitoreo de Arrecifes Coralinos en Colombia. INVEMAR, Santa Marta, 102p.
- Garzón-Ferreira, J., A. Rodríguez-Ramírez, S. Bejarano, R. Navas-Camacho y M.C. Reyes-Nivia. 2002b. Estado de los arrecifes coralinos: 29-40. En Informe del estado de los ambientes marinos y costeros en Colombia: Año 2001. INVEMAR, Serie de Publicaciones Periódicas No. 8, Santa Marta, 178 p.
- Garzón-Ferreira, J., A. Rodríguez-Ramírez, S. Bejarano, R. Navas-Camacho y M.C. Reyes-Nivia. 2003. Estado de los arrecifes coralinos en Colombia: 81-114. En Informe del estado de los ambientes marinos y costeros en Colombia: Año 2002. INVEMAR, Serie de Publicaciones Periódicas No. 8, Santa Marta, 292p.
- Garzón-Ferreira, J.; A. Rodríguez-Ramírez; S. Bejarano, R. Navas-Camacho, M.C. Reyes-Nivia, P. Herrón, F. Zapata, J. Rojas y O. Cauca. 2004. Estado de los arrecifes coralinos en Colombia: 79-135. En Informe del estado de los ambientes marinos y costeros en Colombia: Año 2003. INVEMAR, Serie Publicaciones Periódicas No. 8, Santa Marta, 329p.
- Garzón-Ferreira, J., S. Zea y J.M. Díaz. 2005. Incidence of partial mortality and other health indicators in hard-coral communities of four Southwestern Caribbean atolls. *Bull. Mar. Sci.*, 76(1):105-122.
- Gil-Agudelo, D.L. y J. Garzón-Ferreira. 2001. Spatial and seasonal variation of dark spots disease in coral communities of the Santa Marta area (colombian Caribbean). *Bull. Mar. Sci.*, 69(2):619-629.
- Gilmour, J. 1999. Experimental investigation into effects of suspended sediment on fertilization, larval survival and settlement in scleractinian coral. *Marine Biology*, 135: 451-462.
- Glynn, P.W. 1993. Coral reef bleaching: ecological perspectives. *Coral Reefs*, 12(1):1-17.

- Gladfelter, W.B., Ogden, J.C., Gladfelter, E.H. 1980. Similarity and diversity among coral reef fish communities: a comparison between tropical western atlantic (Virgin islands) and tropical central pacific (Marshall island) patch reefs. *Ecology*, 61(5): 1156-1168.
- Glynn, P. 1997. Bioerosion and coral reef growth: a dynamic balance: 68-95. En Birkeland, C. (Ed.): *Life and Death of Coral Reefs*. Chapman y Hall. New York.
- Glynn y Ault. 2000. A biogeographic analysis and review of the far eastern Pacific coral reef region. *Coral Reefs*, 19:1-23.
- González, M. 1999. Efecto del tamaño colonial en fisión del zoantideo *Palythoa caribaeorum* Santa Marta Caribe Colombiano Trabajo de grado. Pontificia Universidad Javeriana. Facultad de Ciencias. Departamento de Biología. Bogota, Colombia, 73p.
- Grigg R.W y S.J. Dollar. 1990. Natural and anthropogenic disturbance on coral reefs: 439-452. En Duvinsky Z. (Ed.). *Ecosystems of the world 25. Coral reefs*. Elsevier Science B.V., Amsterdam.
- Guzmán, H.M. y C.A. Guevara. 1999. Coral reefs of Bocas del Toro, Panama: III. Distribution, structure, diversity and conservation status of reefs in Pastores, Cristobal, Popa and Cayo Agua islands. *Rev. Biol. Trop.*, 47: 659-676.
- Guzmán, H. y C. Guevara. 2000. Arrecifes coralinos de bocas del Toro, Panamá: IV. Distribución estructura y estado de conservación de los arrecifes continentales de Península Valiente. *Rev. Biol. Trop.*, 49: 659-675.
- Hallock, P., F.E. Müller-Karger y J.C. Halas. 1993. Coral reef decline. *Nat. Geogr. Res. Explor.*, 9(3):358-378.
- Hallock, P., B.H. Lidz, E.M. Cockey-Burkhard y K.B. Donnelly. 2003. Foraminifera as bioindicators in coral reef assessment and monitoring: The FORAM index. *Environ. Monit. Asses.*, 81:221-238.
- Hallock, P., K. Barnes y E.M. Fisher. 2004. Coral-reef risk assessment from satellites to molecules: a multi-scale approach to environmental monitoring and risk assessment of coral reefs. *Environmental Micropaleontology, Microbiology and Meiobenthology*, 1:11-39.
- Hein, F. y M.J. Risk. 1975. Bioerosion of coral heads: inner patch reefs, Florida reef trac. *Bull. Mar. Sci.*, 25(1): 133-138.
- Hoegh-Guldberg O. 1999. Climate change, coral bleaching and the future of the world's coral reefs. *Mar. Freshwater Res.*, 50:839-866.
- Hobson, E. S. 1968. Predatory behavior of shore fishes in Gulf of California. United States Department of the Interior, Fish and Wildlife Service, Bureau of Sport Fisheries and Wildlife, Research Report, 73:1-92.
- Hughes, T.P. 1994. Catastrophes, phase shifts, and large-scale degradation of a Caribbean coral reef. *Science*, 265:1547-1551.
- Hughes, T.P. 1988. Long-term dynamics of coral populations: contrasting reproductive modes. *Proc. 6th Int'l. Coral Reef Symp.*, Australia. 2:721-725.
- Hughes, T.P y J.H. Conell. 1999. Multiple stressors on coral reefs: A long-term perspective. *Limnol. Oceanogr.*, 44(3, part 2):932-940.
- Hughes, T.P y J.B. Tanner. 2000. Recruitment failure, life Histories and long term decline of Caribbean corals. *Ecology*, 81(8): 2250-2263.
- Hughes, T.P, A.H. Baird, D.R. Bellwood, M. Card, S.R. Connolly, C. Folke, R.K. Grosberg, O. Hoegh-Guldberg, J.B.C. Jackson, J. Kleypas, J.M. Lough, P.A. Marshall, M. Nyström, S.R. Palumbi, J.M. Pandolfi, B.R. Rosen y J. Roughgarden. 2003. Climate change, human impacts, and the resilience of coral reefs. *Science*, 301: 929-933
- Hunter, C.L. 1993. Genotypic variation and clonal structure in coral populations with different disturbance histories. *Evolution*, 47:1213-1228.

- Hutchings, P. 1974. A preliminary report on the density and distribution of invertebrates living on coral reefs. *Proc. 2nd Int. Coral Reef. Symp.*, 1: 285-296.
- Hutchings, P. 1986. Biological destruction of coral reefs: A review. *Coral Reefs*, 4: 239-252.
- IDEAM. 2003. Pronóstico de pleamares y bajamares en la costa pacífica colombiana año 2004. Bogotá. Sin paginación.
- IDEAM. 2004. Pronóstico de pleamares y bajamares en la costa pacífica colombiana año 2005. Bogotá. Sin paginación.
- Jameson, S.C., M.V. Erdmann, G.R. Jr Gibson y K.W. Potts. 1998. Development of biological criteria for coral reef ecosystem assessment. *Atoll Res. Bull.*, 450:1-102.
- Jokiel, P.L. 2004. Temperature stress and coral bleaching: 401-426. En Rosenberg y Loya (Eds.). *Coral Health and Disease*. Springer, Berlín.
- Kramer, P. 2003. Synthesis of coral reef health indicators for the western Atlantic: results of The AGRRA Program (1997-200). *Atoll Res. Bull.*, 496:1-58.
- Kinzie, R.A. 1999. Sex, Symbiosis and Coral Reef Communities. *American Zoologist*, 39:80-91.
- Kinzie, R.A., M. Takayama, S.R. Santos y M. A. Coffroth. 2001. The adaptive Bleaching Hypothesis: Experimental tests of critical assumptions. *Biol. Bull.*, 200:51-58.
- Kleeman, K. 1986. Lithophagines (Bivalvia) from the Caribbean and the Eastern Pacific. *Proc. 8th Int. Malacological Congress*. 1983. 113-118.
- LaJeunesse, T.C. 2001. Investigating the biodiversity, ecology, and phylogeny of endosymbiotic dinoflagellates in the genus *Symbiodinium* using the *its* region: in search of a "species" level marker. *J. Phycol.*, 37: 866-880.
- LaJeunesse, T.C. 2002. Diversity and community structure of symbiotic dinoflagellates from Caribbean reefs. *Mar. Biol.*, 141: 387-400.
- LaJeunesse, T.C., Loh, W.K.W., van Woesik R., Hoegh-Guldberg O., Schmidt G.W. y W.K. Fitt 2003. Low symbiont diversity in southern Great Barrier Reef corals relative to those of the Caribbean. *Limnol. Oceanogr.* 48: 2046-2054.
- LaJeunesse, T.C. 2005. Species radiations of symbiotic dinoflagellates in the Atlantic and Indo-Pacific since the Miocene-Pliocene transition. *Mol Biol. Evol.* 22: 570-581
- Londoño-Cruz, E., J. Cantera, G. Toro-Farmer, C. y Orozco. 2003. Internal bioerosion by macroborers in *Pocillopora* spp. in the Tropical Eastern Pacific. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 265: 289-295.
- López-Victoria, M. y S. Zea. 2004. Storm-mediated coral colonization by an excavating Caribbean sponge. *Clim. Res.* 26: 251-256.
- López-Victoria, M. y S. Zea. 2005. Current trends of space occupation by encrusting excavating sponges on Colombian coral reefs. *Mar. Ecol.* 26: 33-41.
- López-Victoria, M., S. Zea y E. Weil. 2003. New aspects on the biology of the excavating sponge complex *Cliona caribbaea-C. langae-C. aprica*. *Boll. Mus. ist. Biol. Univ. Genova*, 68: 425-432.
- López-Victoria, M., S. Zea y E. Weil. (En prensa). Competition for space between encrusting excavating Caribbean sponges and other coral reef organisms. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*
- Loosey, G.S. 1971. Communication between fishes in cleaning symbiosis: 45-76. En T.C. Cheng (Ed.). *Aspects of the biology of symbiosis*. University Park Press, Baltimore.
- Llanes, T.J. 2006. Hábitos diarios de alimentación y comportamiento limpiador de *Johnrandallia nigrirostris* (Pisces: Chaetodontidae) en arrecifes de Isla Gorgona. Trabajo de grado, Sección de Biología Marina, Departamento de Biología, Universidad del Valle, Cali, 40 p.
- Luckhursts, B.E. y Luckhursts, K. 1978. Analysis of the influence of substrate variable on coral reef fish communities. *Marine Biology*, 49: 317-323.
- Maas, M. G. y M. G. Vargas. 2004. Inventario de las esponjas marinas (Porifera: Demospongiae) de la colección de referencia de bentos costeros de Ecosur. *Universidad y Ciencia*, 20(39): 23-28.

- McClanahan, T.R. y N.A. Mutinga, 1998. An ecological shift in a remote coral atoll of Belize over 25 years. *Environmental Conservation*, 25 (2):122–130.
- Márquez, J.C. 2005. Mediación de los peces en las interacciones entre esponjas excavadoras y corales pétreos. Tesis M.Sc. Biología Marina, Universidad Nacional de Colombia – INVEMAR, Santa Marta, 49 p.
- Márquez, J.C., S. Zea y M. López-Victoria. (Sometido). Is competition for space between encrusting excavating sponges and corals influenced by temperature? *Bol. Inst. Invest. Mar. Cost.*
- Martínez S., y A. Acosta. 2005. Cambio temporal en la estructura de la comunidad coralina del área de Santa Marta- Parque nacional Natural Tayrona (Caribe Colombiano). *Bol. Invest. Mar. Cost.*, 34: 161-191.
- McCook, L.J., J. Jompa y G. Díaz-Pulido. 2001. Competition between corals and algae on coral reefs: a review of evidence and mechanisms. *Coral Reefs*, 19: 400-417.
- Miller, M.W., E. Weil y A.M. Szmant. 2000. Coral recruitment and juvenile mortality as structuring factors for reef benthic communities in Biscayne National Park, USA. *Coral Reefs*, 19: 115-123.
- Moreno-Forero, S., G. Navas. y O. Solano. 1998. Cryptobiota associated to dead *Acropora palmata* (Scleractinia: Acroporidae) coral, Isla Grande, Colombian Caribbean. *Rev. Biol. Trop.*, 46 (2): 229-236.
- Neumann, A. 1966. Observation on coastal erosion in Bermuda and mesurement of the boring rate of sponge *Cliona lampra*. *Limnol. Oceanogr.*, 11(1): 92-108.
- Morse, D., N. Hooker, A.N.C. Moorse y R.A. Jensen 1988. Control of larval metamorphosis and recruitment in sympatric agariciid corals. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 116: 193-217.
- Mumby, P.J. 1999. Can Caribbean coral populations be modeled at metapopulation scales? *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 180: 275-288.
- Muscatine, L. y J.W. Porter. 1977. Reef corals: mutualistic symbioses adapted to nutrient-poor environments. *BioScience*, 27:454-460.
- Opresko, D.M. y J.A. Sánchez. 2005. Caribbean Shallow-water Black Corals (Cnidaria: Anthozoa: Antipatharia). *Car. J. Sci.*, 41(3): 492-507.
- Pandolfi, J.M., R.H. Bradbury, E. Sala, T.P. Hughes, K.A. Bjorndal, R.G. Cooke, D. McArdle, L. McClanahan, M.J.H. Newman, G. Paredes, R.R. Warner y J.B.C. Jackson. 2003. Global trajectories of the long-term decline of coral reef ecosystems. *Science*, 301:955-957.
- Pomeroy, R. S., J. E. Parks y L. M. Watson. 2004. How is your MPA doing? A guidebook of natural and social indicators for evaluating marine protected area management effectiveness. IUCN, The World Conservation Union, UK.
- Porter, J. y J. Tougas. 2001. Reef Ecosystems: threats to their biodiversity. *Encyclopedia of biodiversity*. Vol. 5: 73 - 95.
- Prahl, H. von. 1983. Blanqueo masivo y muerte de corales en la Isla de Gorgona, Pacífico colombiano. *Cespedesia*, 12:125-29.
- Restrepo, J.D., P.A. Zapata, J.M. Díaz, J. Garzón-Ferreira y C.B. García. (Sometido). Fluvial fluxes into the Caribbean Sea and their Impact on Coastal Ecosystems: The Magdalena River, Colombia. *Global and Planetary Change*.
- Reyes, J. 2002 Lista de los Corales (Cnidaria: Anthozoa: Scleractinia) de Colombia. *Biota Colombiana*, 1:164–176.
- Rice, M. y I.G. MacIntyre. 1982. Distribution of Sipuncula in the coral reef community, Carry Bow Cay, Belize. 311-320. En Rutzler y MacIntyre (Eds.). *The Atlantic barrier reef ecosystem at Carrie Bow Cay. Structure and community*. Smith. Contr. Mar. Sci., 12: 539.
- Richardson, L.L. (1998). Coral diseases: what is really known?. *Trends Ecol. Evol.*, 13: 438-443

- Richmond, R. 2004. Effects of pollutants on reproduction, recruitment and population of corals. 10th Int. Coral Reef Symp. Okinawa. Japan. Abstracts.
- Richmond, R. y C. Hunter. 1990. Reproduction and recruitment of corals: comparisons among the Caribbean, the Tropical Pacific, and the Red Sea. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 60: 185-203.
- Roberts, C.R y Ormond, F.G. 1987. Habitat complexity and coral reef fish diversity and abundance on red sea fringing reefs. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 41: 1-8.
- Robertson, D.R. 1998. Do coral-reef fish faunas have a distinctive taxonomic structure?. *Coral Reefs*, 17: 179-186.
- Rodríguez-Moreno, M. 2005. Interacciones y patrones diarios de actividad de limpieza en peces de un arrecife coralino de la isla Gorgona. Trabajo de Grado, Sección de Biología Marina, Departamento de Biología, Universidad del Valle, Cali, 42 p.
- Rodríguez-Ramírez A., J. Garzón-Ferreira, S. Bejarano-Chavarro, R. Navas-Camacho, C. Reyes-Nivia, G. Duque, C. Orozco, F. Zapata y O. Herrera. 2005. Estado de los arrecifes coralinos en Colombia: 77-114. En Informe del estado de los ambientes marinos y costeros en Colombia: Año 2004. INVEMAR. Serie Publicaciones Periódicas 8. Santa Marta, Colombia. 213p.
- Rosenberg, E. y L. Falkovitz. 2004. The *Vibrio shiloi*/*Oculina patagonica* model system of coral bleaching. *Annu. Rev. Microbiol.*, 58:143-159
- Rowan, R. 1998. Diversity and ecology of zooxanthellae on coral reefs. *J. Phycol.*, 34: 407-417.
- Rowan, R. y D.A. Powers. 1991. Molecular genetic identification of symbiotic dinoflagellates (zooxanthellae). *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 71: 65-73.
- Rützler, K. 1985. New perspectives in sponge biology. Smithsonian Institution Press. Washington, D.C. 455-465 p.
- Sammarco, P. 1983. Coral recruitment across the central Great Barrier Reef: a preliminary report.: 245-251. En: Baker, J., R. Carter, P. Sammarco, y K. Stark, Proceedings of the Great Barrier Reef Conference. August 29- September 5. James Cook University Press. Townsville. Australia.
- Sánchez, J.A. 1995. Benthic communities and geomorphology of the Tesoro Island reefs, Colombian Caribbean. *An. Inst. Invest. Punta Betín*, 24: 55-77.
- Sánchez, J.A., 1999. Black coral-octocoral distribution patterns on a deep-water reef, Imelda bank, Caribbean sea, Colombia. *Bull. Mar. Sci.*, 65(1): 215-225.
- Sánchez, J.A. (Sometido). Morphological and Molecular Systematics of the Candelabrum Gorgonian Corals (*Eunicea* Lamouroux, Plexauridae; Octocorallia; Cnidaria) with description of new species and aspects of their natural history. *Zootaxa*
- Sánchez, J.A. y H. Wirshing. 2005. A field key to the identification of zooxanthellate octocorals from the Caribbean and Western Atlantic. *Car. J. Sci.*, 41(3): 508-522.
- Sánchez, J.A. y C. Aguilar. (Sometido). Contribution of ultrastructure and DNA sequences (ITS-2) for the systematics and classification of gorgonian corals (Gorgoniidae; Octocorallia; Cnidaria). *BMC Evol. Biol.*
- Sánchez, J.A., V. Pizarro, A.R. Acosta, P.A. Castillo, P. Herron, J.C. Martínez, P. Montoya y C. Orozco. 2005. Evaluating Coral Reef benthic Communities from remote Caribbean Atolls (Quitaeño, Serrana, and Roncador Banks, Colombia): multivariate approaches to recommend Marine Protected Areas for the SeaFlower Biosphere Reserve (Archipelago of San Andres and Providencia). *Atoll. Res. Bull.*, 531: 1-65.
- Sánchez, J.A, R. Navas-Camacho, A. Rodríguez-Ramírez, P. Herron, V. Pizarro, A.R. Acosta, P.A. Castillo, J.C. Martínez, P. Montoya y C. Orozco. (Sometido). Extensive white plague-like coral disease outbreaks in remote reefs of the western Caribbean. *Car. J. Sci.*

- Santos, S.R., D.J. Taylor, R.A. Kinzie, M. Hidaka, K. Sakai y M.A. Coffroth. 2002. Molecular phylogeny of symbiotic dinoflagellates inferred from partial chloroplast large subunit (23S)-rDNA sequences. *Mol. Phy. Evol.*, 23: 97-111.
- Santos, S. R., R.A. Kinzie, K. Sakai y M.A. Coffroth. 2003. Molecular characterization of nuclear small subunit (18S)-rDNA pseudogenes in a symbiotic dinoflagellate (*Symbiodinium*, Dinophyta). *J. Eukaryot. Microbiol.*, 50(6): 417-421.
- Schonberg, C.H. y W.K.W. Loh. 2005. Molecular identity of the unique symbiotic dinoflagellates found in the bioeroding demosponge *Cliona orientalis*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 299: 157-166.
- Schuhmacher, H. 1978. Arrecifes coralinos: su extensión, mundo animal y ecología. Omega S.A. Barcelona. 288p.
- Scoffin, T. P., D. Stern, D. Boucher, P. Frydl, C.M. Hawkins, I.G. Hunter y J.K. MacGeachy. 1980. Calcium carbonate budget of a fringing reef on the west coast of Barbados. Part III-erosion, sediments and internal structure. *Bull. Mar., Sci.* 30: 475-508.
- Solano, O.D., G.R. Navas-Suárez, y S.K. Moreno-Forero, 1993. Blanqueamiento coralino de 1990 en el Parque Nacional Natural Corales del Rosario (Caribe, colombiano). *An. Inst. Invest. Mar. Punta Betín*, 22:97-111
- Sorokin, Y.I. 1993. Coral reef ecology. Springer Veverlag. Nueva York, 465 p.
- Sotka, E.E. y R.W. Thacker. 2005. Do some corals like it hot?. *Trends Ecol. Evol.*, 20(2): 59-62.
- Spalding, M.D., C. Ravilious y E.P. Green. 2001. World atlas of coral reefs. Univ. California Press, Berkeley, USA, 424p.
- Sutherland, K.P., J.W. Porter, y C. Torres C. 2004. Disease and immunity in Caribbean and Indo-Pacific zooxanthellate corals. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 266: 273-302
- Szmant, A. 2002. Nutrient enrichment on coral reefs: Is it a major cause of coral reef decline?. *Estuaries*, 25(4b):743-766.
- Trench, R. K. 1993. Microalgal-invertebrate symbioses: a review. *Endocytol. Cell. Res.*, 9: 135-175.
- Van Moorsel, G. 1985. Disturbance and growth of juvenile corals (*Agaricia humilis* and *Agaricia agaricites*, Scleractinia) in natural habitats on the reef of Curacao. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 24: 99-112.
- Vargas-Ángel, B., F. Zapata, H. Hernández, J.M. Jiménez. 2001. Corals and coral reefs responses to the 1997-98 El Niño event on the Pacific coast of Colombia. *Bull. Mar. Scien.* 69 (1):111- 132.
- Veron J.E.N. 2000. Corals of the World. Australian Institute of Marine Science, Townsville, Vol. 1: 463p.
- Vicente, V.P. 1990. Response of sponges with autotrophic endosymbionts during the coral-bleaching episode in Puerto Rico. *Coral Reefs*, 8: 199-202.
- Vidal A., A. Acosta y C. Villamil. 2005. Composición y densidad de corales juveniles en dos arrecifes profundos de San Andrés Isla, Caribe colombiano. *Bol. Invest. Mar. Cost.*, 34: 211-225.
- Warner, G.F. 1981. Species descriptions and ecological observations of black corals (Antipatharia) from Trinidad. *Bull. Mar. Sci.*, 31(1): 147-163.
- Weil, E., G.W. Smith y D.L. Gil-Agudelo. 2006. Status and progress in coral reef disease research. *Dis. Aquat. Org.*, 69(1):1-7
- Weir, B.S. y C.C. Cockerham. 1984. Estimating F-statistics for the analysis of population structure. *Evolution*, 38: 1358-1370.
- Wicksten, M.K. 1998. Behaviour of cleaners and their client fishes at Bonaire, Netherlands Antilles. *Journal of Natural History*, 32:13-30.
- Wilkinson, C. (Ed.). 2002. Status of Coral Reefs of the World: 2002. GCRMN Report, Australian Institute of Marine Science (AIMS), 378p.
- 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.

- Yu, J.-K., H.Y. Wang, S.C. Lee y C.F. Dai. 1999. Genetic structure of a scleractinian coral, *Mycedium elephantotus*, in Taiwan. Mar. Biol. 133: 21-28.
- Zapata, F.A. y Y.A. Morales. 1997. Spatial and temporal patterns of fish diversity in a coral reef at Gorgona island, Colombia. Proc. 8th Int. Coral Reef Symp., 1: 1029-1034.
- Zapata, F.A. y B. Vargas-Ángel. 2003. Corals and coral reefs of the Pacific coast of Colombia: 419-447. En Cortés, J. (Ed.). Latin America coral reefs. Elsevier Science B.V., Amsterdam, 497p.
- Zapata, F.A., B. Vargas-Ángel y J. Garzón-Ferreira. 2001. Salud y conservación de las comunidades coralinas. Págs. 41-50. En: Barrios, L.M. y M. López-Victoria (Eds.). Gorgona Marina: Contribución al conocimiento de una isla única. INVEMAR, Serie de Publicaciones Especiales No. 7, Santa Marta, 160p.
- Zea, S. y F. Duque-Tobón. 1989. Bleaching of reef organisms in the Santa Marta region, Colombia: 1987 Caribbean-wide event. Trianea, 3:37-51.
- Zea, S. y E. Weil. 2003. Taxonomy of the Caribbean excavating sponge species complex *Cliona caribbaea*–*C. aprica*–*C. langae* (Porifera, Hadromerida, Clionaidae). Caribb. J. Sci., 39(3): 348-370.

5 ESTADO DE LAS PRADERAS DE PASTOS MARINOS EN COLOMBIA

5.1. Definición e importancia

Los pastos marinos conforman el único grupo representante de las angiospermas marinas que ha evolucionado de tierra firme al mar y su adaptación al medio marino. Se trata de unas 57 especies (de las aproximadamente 250.000 existentes en toda la biosfera), agrupadas en doce géneros y cuatro familias (Kuo y Hartog, 2001), más una especie, género y familia adicional (*Ruppia maritima*, Ruppiaceae) de hábitos eurihalinos que oscilan desde aguas dulces a marinas (Short *et al.*, 2001). Taxonómicamente no son pastos verdaderos. Son llamados así, debido a su similitud morfológica con éstos y a su apariencia con los campos de césped cuando se desarrollan extensivamente. Otra característica que los hace parecidos es su dispersión por estolones. Su clasificación es estrictamente ecológica y la mayor parte de las especies pertenece a las familias Hydrocharitaceae y Cymodoceaceae.

Como ecosistema, las praderas de pastos marinos cumplen un sinnúmero de funciones ecológicas entre las que se destacan la producción de fuentes directas e indirectas de alimento, el suministro de sustrato para la fijación de epífitos y su contribución en la recirculación de nutrientes y estabilización de sedimentos (Zieman, 1975; Young y Young, 1982; Dawes, 1986). Gracias a estas funciones, los lechos de pastos marinos soportan una diversa comunidad de fauna, donde muchas especies de invertebrados y vertebrados de importancia comercial y ecológica encuentran además de alimento, sitios de crianza y protección (McNeill y Bell, 1992). Además, los pastos en sí son altamente productivos y aportan grandes cantidades de detrito al ecosistema (Zieman, 1982). A nivel del Caribe, constituyen uno de los ecosistemas más característicos e importantes de las zonas costeras. En Colombia, son consideradas como uno de los cinco ecosistemas marino-costeros estratégicos, junto con los arrecifes de coral, los manglares, los litorales rocosos y los fondos sedimentarios (playas o ambientes de fondos blandos).

5.2. Distribución de los pastos marinos en el Caribe Colombiano

Resultados del proyecto realizado por INVEMAR 2002a y 2002b (Díaz *et al.*, 2003a) muestran que los pastos marinos en el Caribe colombiano forman praderas con una extensión total de 43223 hectáreas, distribuidas discontinuamente debido a la combinación de salinidades bajas, elevada turbidez y alta turbulencia de las aguas, entre otros factores, a lo largo de la costa continental y del archipiélago de San Andrés y Providencia (SAI). Del total, sólo 2.006 ha (4.6%) se localizan en el archipiélago de San Andrés y Providencia, restringidos alrededor de las dos islas y a pequeños rodales en los cayos Albuquerque y Bolívar. Las otras 41218 ha (95.4%) se distribuyen en aguas someras (0 – 14 m de profun-

dad) a lo largo de la costa continental y alrededor de las islas situadas a cierta distancia de la costa sobre la plataforma continental.

Aunque el reporte anterior, indica que en La Guajira, las praderas ocupan 34674 ha, constituyendo el 80.3% del total de praderas existentes en el Caribe colombiano, con la información recientemente obtenida (2005), se calcula que estas áreas han sido subestimadas y actualmente se encuentran en proceso de corroboración y nueva cartografía por parte del INVEMAR para su publicación en el año 2006.

La composición de las praderas en La Guajira bordean casi todo el litoral entre el Cabo de La Vela y Riohacha pudiendose observar praderas mixtas densas de *Halodule wrightii*, *Thalassia testudinum* y *Syringodium filiforme* entre menos de un metro y tres metros de profundidad y a partir de los cuatro metros extendiéndose una amplia pradera dominada por *T. Testudinum* a veces compuesta por pequeños parches de *S. filiforme*, *H. wrightii* y *H. decipiens* en profundidades hasta de 12 m o más. En esta región los pastos se desarrollan principalmente sobre fondos de arena litobioclástica, aunque en Bahía Portete los lodos y arenas bioclásticas son el sustrato más frecuente. Las hojas de *T. testudinum* son en promedio las más largas encontradas en el Caribe colombiano, aunque este parámetro cambia estacionalmente (INVEMAR, en preparación) y por lo general, se encuentran muy epifitadas por algas filamentosas y costrosas especialmente. La tortuga verde *Chelonia mydas* es intensamente explotada como una fuente de alimento tradicional en La Guajira (INVEMAR, 2002a), y dado que esta especie se alimenta primordialmente de pastos marinos, puede asumirse que esta área es utilizada por las tortugas como principal fuente de alimentación. Cabe mencionar además, que en el año 2003 (Gómez *et al.*, 2003) fue reportada por primera vez la existencia de *R. marítima* en dos lagunas costeras (Navío Quebrado y Musichí) de la Guajira, lo que convierte a este departamento como poseedor del mas extenso y diverso complejo de pastos marinos del país.

En la parte central de la costa Caribe colombiana, entre Cartagena y las costas suroccidentales del Golfo de Morrosquillo, incluyendo las que rodean las islas de San Bernardo y El Rosario (Figura 5-1), se encuentran otras 5714 ha (13.2%) de praderas. Éstas son de extensión pequeña a mediana y se desarrollan especialmente sobre arenas bioclásticas. Aquí, los elementos más conspicuos de la fauna son las estrellas de mar (*Oreaster reticulatus*), erizos, pepinos, esponjas y algunos corales.

En cuanto al área de San Andrés, trabajos relacionados con la distribución y características más importantes de las praderas de pastos fueron llevados a cabo en 1997 por Ángel y Polanía (2001). De acuerdo con los autores, los pastos marinos ocupan una extensión de 506 ha alrededor de la isla. Sin embargo, dicha cifra incluye, además de las praderas, fondos vegetados primordialmente por algas y rodales de dimensiones menores a las conside-

radas en el trabajo realizado por INVEMAR entre 2002a y 2002b (Díaz *et al.*, 2003a). Las 400 ha estimadas en este último estudio, corresponden entonces a zonas vegetadas por pastos con coberturas mayores al 30% y con un área superior a 100 m². La mayor parte de dicha extensión se distribuye en el interior de la cuenca de la laguna arrecifal, al este y norte de la isla, prácticamente desde la línea de costa hasta una profundidad de 12m.

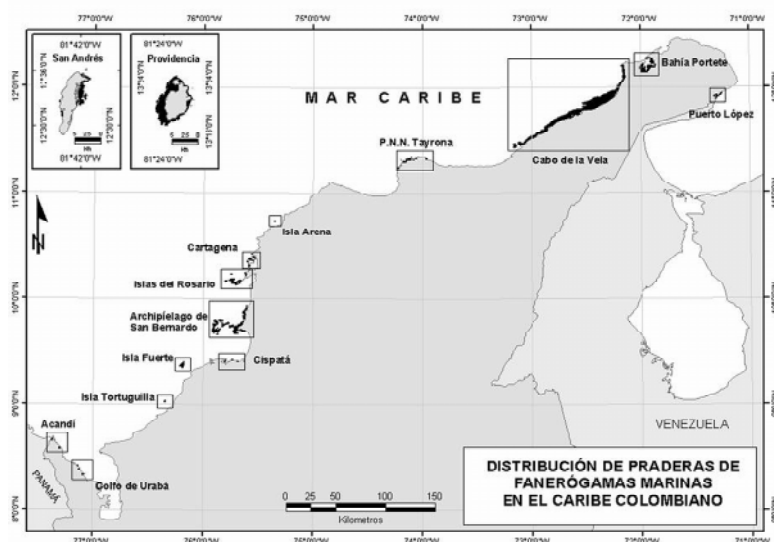


Figura 5-1. Áreas de praderas de fanerógamas marinas en el Caribe colombiano.

Tomado de INVEMAR 2002b.

5.3. Estado Actual

Varios estudios sobre ecosistemas de pastos marinos se han realizado en el último año y sus resultados preliminares serán expuestos detallada y consecutivamente en este capítulo. El primero de ellos se desarrolla en la región de Santa Marta desde 1993, en el seguimiento que el INVEMAR ha realizado dentro del programa de monitoreo en la bahía de Changué en el Parque Nacional Natural Tayrona (PNNT), en el marco de la red CARICOMP (Gómez *et al.*, 2004).

El segundo, consiste en la caracterización estructural de las praderas de fanerógamas en diferentes ciclos climáticos y se enmarca dentro del proyecto “Caracterización biofísica de la zona costera del departamento de La Guajira: Una aproximación para su manejo integrado” realizado en convenio entre el INVEMAR y la Corporación Autónoma de La

Guajira CORPOGUAJIRA. Aunque el estudio completo abarca tres periodos climáticos (transición a lluvias, lluvias y época seca), los resultados preliminares del estado del ecosistema presentados aquí, son los obtenidos únicamente en el período climático de transición a lluvias y forman parte de los datos obtenidos en las tesis de pregrado de las estudiantes Paola A. Garzón Urbina (U. Jorge Tadeo Lozano) y Adriana Aguirre Aguirre (U. Javeriana). La información correspondiente a la época de lluvias no ha sido analizada en su totalidad por lo que no será incluida en este informe.

Por otra parte, la Pontificia Universidad Javeriana con el grupo académico liderado por el Profesor Luis Alberto Acosta, a partir del año 2001 reconociendo la amplia extensión de praderas con que cuenta el país con el poco seguimiento que se le ha dado a este importante ecosistema especialmente en las áreas de islas oceánicas, estableció una estación permanente en praderas dominadas por *T. testudinum* en San Andrés Isla, con el objeto de definir el grado en que los disturbios antrópicos y naturales afectan la estructura y función de praderas de *T. testudinum*.

Si el lector desea acceder a más información sobre el estado de este ecosistema en Colombia en años previos, se sugiere consultar los informes de los años 2001 a 2004 de esta serie (Díaz y Garzón, 2001; Barrios y Gómez-López, 2002; Barrios y Rodríguez, 2003 y Gómez-López *et al.*, 2004).

5.3.1. Monitoreo de *Thalassia testudinum* en la Bahía de Chengue, PNN Tayrona: 1994-2005

Los atributos monitoreados de la pradera de *Thalassia testudinum* de la Bahía de Chengue que contribuyen al programa CARICOMP, no han mostrado un patrón de cambio común durante 13 años de evaluación; cada variable ha fluctuado de manera particular, con picos y descensos notorios en diferentes años. El único esquema temporal se presentó en el año de 1999, donde fueron registrados los mayores promedios de biomasa total, productividad de hojas y tasa de renovación (Tabla 5-1). De las variables ambientales que se han monitoreado, la precipitación es la única que aparentemente puede explicar este aumento (Rodríguez-Ramírez y Garzón-Ferreira, 2003), no obstante es posible que estos incrementos sean normales, considerando que varios autores a nivel del Caribe (Zieman, 1986; Duarte, 1989; CARICOMP, 1997) han registrado algún tipo de variación temporal para las praderas de pastos marinos. Entre el 2004 y el 2005 no se detectaron cambios relevantes en la mayoría de las variables medidas, con excepción de los descensos de la biomasa total y de algas calcáreas (Tabla 5-1).

Aunque los valores hallados en el 2005 se encuentran dentro de los promedios históricos de la pradera, la disminución de las algas calcáreas representa un retroceso en el aparente proceso de recuperación de este componente (Gómez *et al.*, 2005). Las variaciones encon-

tradas para las algas calcáreas de la pradera de Chengue a lo largo del monitoreo, se constituyen en un interesante antecedente sobre la dinámica temporal de este grupo algal asociado a las praderas, ya que a pesar de que se han registrado algunas variaciones en el tiempo en praderas del Caribe (ver Williams, 1990), no hay datos en la literatura sobre desapariciones tan abruptas (Rodríguez-Ramírez y Garzón-Ferreira, 2003), y mucho menos, recuperaciones notorias después de largos periodos de ausencia casi total (Gómez *et al.*, 2005). Aparte de este evento, que muy posiblemente se trata de un fenómeno natural, cuando se contrasta la información histórica de Chengue con varias localidades del Gran Caribe dentro de la red CARICOMP, los promedios tienden a ubicarse entre los mayores (ver Linton y Fisher, 2004), sugiriendo que esta pradera se ha caracterizado en los últimos años por su alta vitalidad y buen estado de conservación (Garzón-Ferreira y Rodríguez-Ramírez, 2003), así como por un normal desarrollo.

5.3.2. Estructura vegetal y productividad foliar de praderas de *Thalassia testudinum* (Banks ex König, 1805) en el departamento de La Guajira, Caribe Colombiano.

A finales del 2004, mediante convenio de cooperación entre INVEMAR y CORPOGUAJIRA, se dio inicio a los estudios de “Caracterización biofísica de la zona costera del departamento de la Guajira: Una aproximación para su manejo integrado”, que comprende componentes en geología, biología y cultivo de especies autóctonas de la región. En el marco de este proyecto y teniendo en cuenta que la Guajira posee mas del 74% de este ecosistema en el país, el componente de pastos marinos se constituyó en una de las piezas cruciales en la promoción del manejo integrado, equilibradamente reflejado en lo social, ambiental y enfocado entre otros en la sostenibilidad de los recursos naturales de esa región. Con el fin de caracterizar estructuralmente el ecosistema de pastos marinos (parte vegetal como fauna asociada) del área comprendida entre bahía Portete y Mayapo (departamento de La Guajira) se llevaron a cabo dos muestreos uno en la época climática de transición a lluvias y un segundo, en la época de lluvias. En este informe solo se presentara un avance del estado del ecosistema basado en los resultados obtenidos en el mes de agosto de 2005, en las estaciones de la Alta y Media Guajira.

Basados en las metodologías utilizadas en estudios de pastos marinos (INVEMAR, 2002b; CARICOMP, 2004), se escogieron los atributos de cobertura, densidad de vástagos, biomasa foliar, rizoidal y total, granulometría de sedimentos, contenido de materia orgánica, pastoreo, epifitismo y crecimiento y productividad foliar para ser comparados en praderas monoespecíficas de *T. testudinum* a dos rangos de profundidad (Somero: 1-3 m y Profundo 4-7 m). El área de estudio comprende cinco estaciones de muestreo entre Bahía Portete y El Cardón (denominados Alta Guajira AG), las cuales fueron: Puerto Warreo y Punta Cocos, Bahía Portete y Cabo de la Vela 1, Cabo de la Vela 2 y El Cardón. Por otra parte,

Tabla 5-1. Promedio (PROM) y error estándar (EE) de cada uno de los atributos evaluados de la pradera de *Thalassia testudinum* por fecha de monitoreo en la Bahía de Changué por la red CARICOMP. Se incluyen los promedios generales para Changué entre 1994 y 2005 (PROM 94-05). *= No existe información.

FECHA	BIOMASA TOTAL (g m ⁻²)		ÍNDICE ÁREA FOLIAR (m ² hojas /m ² superficie)		LONGITUD HOJA (cm)		ANCHO HOJA (mm)		N° VÁSTAGOS en 200 (cm ²)		TASA DE RENOVACIÓN (% día ⁻¹)		PRODUCTI- VIDAD HOJAS (g m ⁻² día ⁻¹)		BIOMASA ALGAS CALCÁREAS (g m ⁻²)	
	PROM	EE	PROM	EE	PROM	EE	PROM	EE	PROM	EE	PROM	EE	PROM	EE	PROM	EE
MAR-94	1214.5	141.4	6.4	0.0	16.8	1.0	14.9	0.1	11.0	0.2	4.0	0.8	3.6	0.8	62.5	0.3
NOV-94	1123.3	138.7	6.5	1.4	18.1	2.0	15.7	0.5	14.1	3.3	3.2	0.5	3.1	0.0	67.0	17.1
MAR-95	937.4	33.5	8.9	1.9	21.4	0.9	15.2	0.2	15.1	2.6	3.5	0.2	3.7	0.1	65.7	13.7
SEP-96	1147.6	5.3	4.9	0.3	13.4	0.7	14.7	0.0	15.8	0.9	4.0	0.0	2.8	0.2	4.6	0.4
SEP-97	933.7	33.5	3.7	0.8	15.7	1.7	13.8	0.5	11.5	0.8	3.8	0.0	2.1	0.2	0.4	0.4
SEP-98	1154.0	175.7	3.5	0.8	13.9	0.6	12.6	0.3	12.1	0.8	2.7	0.5	2.3	0.7	0.8	0.8
SEP-99	1479.9	480.0	5.1	1.4	13.9	1.9	13.5	0.4	14.8	3.6	5.7	0.4	5.1	0.5	2.7	2.7
SEP-00	740.8	142.7	3.7	0.4	15.6	1.5	14.3	0.3	11.3	0.5	3.6	0.2	2.4	0.2	0.0	0.0
SEP-01	966.0	62.9	3.0	0.3	16.4	2.1	12.6	0.4	12.6	0.8	2.8	0.4	2.0	0.2	0.0	0.0
SEP-02	*	*	2.4	0.3	11.8	1.7	11.8	0.4	12.0	0.6	*		*		*	
SEP-03	1045.3	288.5	6.7	0.5	16.2	1.2	15.1	0.4	16.1	1.1	3.2	0.1	2.5	0.3	3.5	2.5
SEP-04	1163.8	140.2	2.4	0.2	12.4	1.1	12.4	0.4	15.8	0.9	3.1	0.1	2.2	0.2	24.3	13.8
SEP-05	747.0	111.3	2.7	0.4	13.6	1.3	13.6	0.8	14.5	1.1	4.4	0.2	2.9	0.2	3.6	2.1
PROM 94-05	1054.5	57.8	4.6	0.6	15.6	0.8	13.9	0.4	13.6	0.6	3.7	0.2	2.9	0.3	19.6	8.8

entre Riohacha y Manaure (de la Media Guajira), se establecieron nueve estaciones, que en orden de Este a Oeste son: Torima, Santa Rosa 1, Santa Rosa 2, Manaure 2, Manaure 1, Musichi, Taguaya, Ballenas y Mayapo (Figura 5-2).

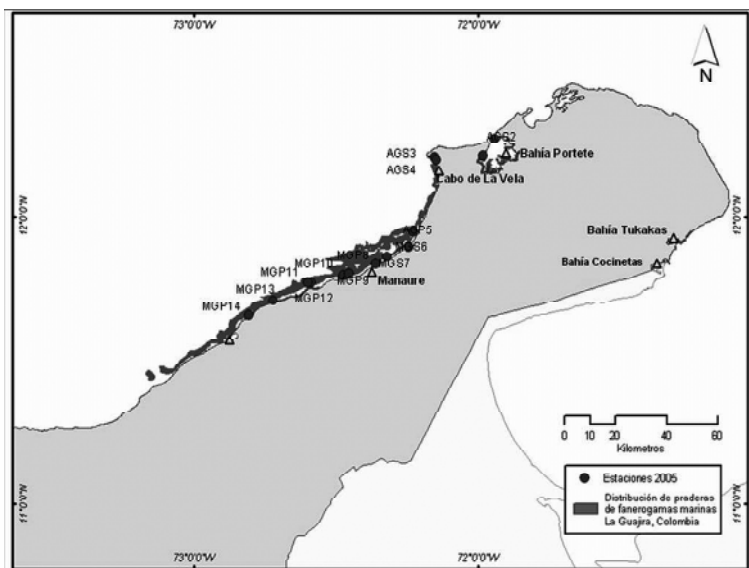


Figura 5-2. Detalle de las áreas cubiertas por pastos marinos en el departamento de La Guajira en las que se resaltan las estaciones de muestreo sobre praderas monoespecíficas de *Thalassia testudinum*. AG Alta Guajira, MG Media Guajira; S somera, P profunda; Puerto Warreo (AGS1); Punta Cocos (AGS2); Cabo de la Vela 1(AGS3), Cabo de la Vela 2 (AGS4); El Cardón (AGP5); Torima (MGS6), Santa Rosa 1 (MGS7), Santa Rosa 2 (MGP8), Manaure 2 (MGP9), Manaure 1 (MGP10), Musichi (MGP11), Taguaya (MGP12), Ballenas (MGP13) y Mayapo (MGP14). Tomado de LabSI-INVEMAR.

Cobertura y Densidad

Los porcentajes de cobertura oscilaron entre el 30% y 70%, con densidad de vástagos entre 94.4 y 302.4 m⁻² siendo Puerto Warreo (AGS1) la estación que se presentó con mayores valores (302.4 ± 88.1 vástagos m⁻²) y el Cardón AGP5 (94.4 ± 17.6 vástagos m⁻²) con el menor registro (Figura 5-3). En las estaciones ubicadas en la Media Guajira, se registraron valores entre 30% y 50% de cobertura y una densidad promedio de vástagos entre 102.4 y 160.8 vástagos m⁻², presentándose el mayor en la estación de Santa Rosa 1 MGS7 (160 ± 37.7 vástagos m⁻²), seguida por Manaure 1 MGP10 con 148.8 ± 35.4 vástagos m⁻²; los menores valores fueron registrados en Santa Rosa 2 MGP8 y Manaure 2 MG10P con 102.4 ± 12.6 y 108.0 ± 28.2 vástagos m⁻², respectivamente.

De acuerdo con los resultados estadísticos obtenidos, se observa una correlación inversamente proporcional entre la densidad de vástagos y la profundidad ($p < 0.05$), siendo mayores en la Alta Guajira (178.9 ± 17.09 vástagos promedio m^{-2}) a profundidades someras y menores en la Media Guajira (121.8 ± 15.5 vástagos promedio m^{-2}) donde las profundidades oscilaron en un rango entre 4 y 7 metros. De acuerdo con las observaciones en campo, las estaciones someras de la bahía Portete están restringidas en un rango comprendido entre 1.5 y 3 m, debido a la resuspensión de los sedimentos y a un perfil del suelo cuya profundidad se incrementa a partir de los 4 metros hasta alcanzar 18 metros en el centro de la bahía, ocasionando que los lugares mas aptos para el crecimiento y dispersión de las praderas en la Bahía se concentren en la parte somera. Sin embargo, en el área del Cabo de La Vela aunque se observa una amplia extensión de la plataforma, las praderas no crecen más allá de los 2 m de profundidad y forman parte del área con menor extensión de pastos comparativamente con las de la Guajira Media (Figura 5-2). Por otra parte, en el área de la Media Guajira se pueden encontrar en poca proporción praderas monoespecíficas de *Thalassia* a profundidades someras pero si generalmente entre 4 y 10 m de profundidad en donde las condiciones de baja turbidez, temperatura y salinidad son constantes, otorgándole a las praderas mejores condiciones de estabilidad para su crecimiento, por lo cual su cobertura y densidad disminuyen en cuanto son mas dispersas espacialmente.

Con respecto a la madurez de las praderas, se ha observado que cuando éstas se encuentran en estado juvenil ó en un período de creación de nuevos vástagos, exhiben altas densidades por apiñamiento de los nudos en los rizomas, mientras que en praderas ya maduras, tanto la cobertura y por ende la densidad de vástagos es menor debido a la amplia separación entre nudos.

Longitud y ancho foliar

De acuerdo con los resultados estadísticos, existen diferencias significativas entre las estaciones para la longitud y ancho foliar promedio ($p < 0.05$). Esto se evidenció en la Alta Guajira con el rango de variación presentado entre 11 y 19 cm y 0.77 a 1.33 cm respectivamente, registrándose el mayor valor en la estación del Cabo de la Vela 2 AGS4 (17.8 ± 6.8 cm y 1.4 ± 0.1 cm respectivamente), sin embargo a excepción de Warreo (AGS1) el cual presentó los menores valores en las dos variables (11.5 ± 4.9 cm y 0.8 ± 0.5 cm, respectivamente), los demás registros fueron muy similares entre sí (Figura 5-4). En las estaciones de la Media Guajira, el rango osciló entre 17 y 26 cm para la longitud promedio siendo la estación de Ballenas MGP13 la que presentó el mayor valor (26.1 ± 10.9 cm) en cuanto a longitud foliar y Torima MGS6 el menor valor con (17.1 ± 1.0 cm) (Figura 5-3). En cuanto al ancho promedio de las hojas los registros mostraron valores entre 0.9 y 1.3 cm, encontrándose los menores en Manaure 1 MGP10 (0.9 ± 0.3 cm y Mayapo MGP14

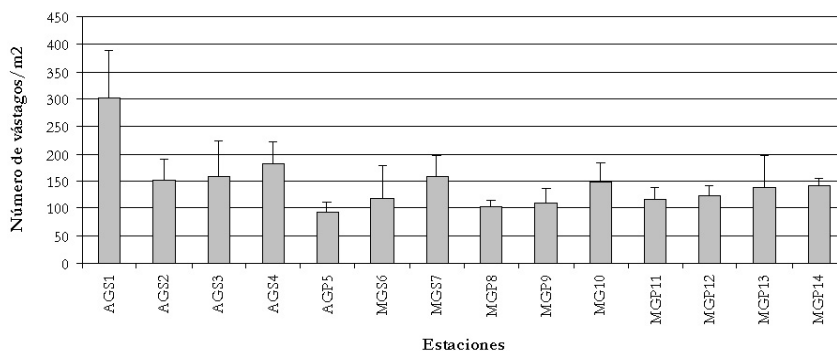


Figura 5-3. Representación gráfica de la densidad de vástagos promedio en 14 estaciones del departamento de La Guajira, registrados en época de transición a lluvias (agosto de 2005). S somera, P profunda; AG Alta Guajira, MG Media Guajira; Puerto Warreo (AGS1); Punta Cocos (AGS2); Cabo de la Vela 1 (AGS3), Cabo de la Vela 2 (AGS4); El Cardón (AGP5); Torima (MGS6), Santa Rosa 1 (MGS7), Santa Rosa 2 (MGP8), Manaure 2 (MGP9), Manaure 1 (MGP10), Musichi (MGP11), Taguaya (MGP12), Ballenas (MGP13) y Mayapo (MGP14).

(1.0 ± 0.3 cm) este último con una de las longitudes promedio de hoja mas altas en el área (25.1 ± 7.1 cm).

En la figura 5-4, se observa la existencia de un incremento en la longitud promedio foliar entre las estaciones de muestreo en sentido Este a Oeste (Portete a Mayapo), significando tal vez una mayor tendencia de los pastos a crecer de manera inversamente proporcional, posiblemente en virtud a la cantidad de luz que puedan absorber a causa de la alta resuspensión temporal de los sedimentos a lo largo de la costa, lo que se ve mas notorio entre mas cercana se encuentre la estación a la influencia de las descargas de los principales ríos del departamento.

Por lo anterior, podría explicarse también porque en la estación de Puerto Warreo AGS1 en bahía Portete, el crecimiento en longitud y ancho son menores que en el resto de las estaciones, ya que en general las condiciones de alta visibilidad promedio durante el año en la zona permiten condiciones estables y permanentes en la pradera, no haciendo necesario para la planta el esfuerzo energético de crecer sino solamente de mantenerse o en otra situación posible, mantener produciendo vástagos jóvenes como ya fue observado en el aparte de cobertura y densidad. Con respecto a los datos de ancho foliar, a excepción de las estaciones de Warreo AGS1, Punta Cocos AGS2, Manaure 1 MGP10 y Mayapo MGS14, las restantes estaciones en la Alta y Media Guajira promedian más de 1cm de ancho en sus hojas, probablemente ocasionado por una mayor proporción de hojas jóvenes que maduras en esas estaciones.

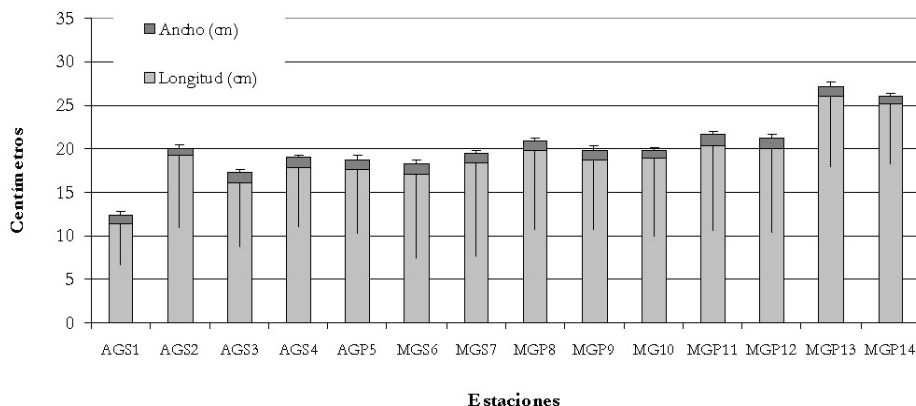


Figura 5-4. Longitud ($\pm$ EE hacia abajo) y ancho promedio ($\pm$ EE hacia arriba) de las hojas de *Thalassia testudinum* en 14 estaciones del departamento de La Guajira registrados en época de transición a lluvias (agosto de 2005). S somera, P profunda; AG Alta Guajira, MG Media Guajira; Puerto Warreo (AGS1); Punta Cocos (AGS2); Cabo de la Vela 1 (AGS3), Cabo de la Vela 2 (AGS4); El Cardón (AGP5); Torima (MGS6), Santa Rosa 1 (MGS7), Santa Rosa 2 (MGP8), Manaure 2 (MGP9), Manaure 1 (MGP10), Musichi (MGP11), Taguaya (MGP12), Ballenas (MGP13) y Mayapo (MGP14).

Pastoreo y Epifitismo

El porcentaje de pastoreo en las cinco estaciones de la Alta Guajira se encontró por encima del 16%, presentándose los mayores valores en las dos estaciones del Cabo de la Vela (47 y 73%) mientras que el epifitismo, representado como el porcentaje en peso de la hoja, fue mínimo en estas estaciones (Figura 5-5). Para el área de la Media Guajira el mayor porcentaje de pastoreo fue registrado en las estaciones someras de Torima y Santa Rosa 1 (MGS6 y MGS7) con el 57.6 y 51.1% respectivamente, manteniéndose por encima del 46%, en Mayapo MGP14, Ballenas MGP13, Manaure 1 MGP9 y Manaure 2 MGP10, mientras que en las estaciones restantes fue inferior al 31.0 % (Figura 5-5). Por otra parte, los porcentajes de epifitismo fueron superiores en Santa Rosa 2 MGP8 y Taguaya MGP12 con 38.0 % y 33.6 % respectivamente, lo cual tiene una relación inversa con el bajo porcentaje de pastoreo en estas estaciones, en donde también se presentó un número elevado de hojas no pastoreadas.

Como se hace evidente en la gráfica, la relación entre pastoreo y epifitismo es inversamente proporcional y varía entre las estaciones posiblemente determinado por una abundante población de peces y otros invertebrados ramoneadores en estas zonas específicas. A excepción de las estaciones de Warreo AGS1, El Cardón AGP5, Santa Rosa 2 MGP8 y Taguaya MGP12 donde el porcentaje en peso de epifitismo (22.9 ± 17.1 ; 34.3 ± 8.4 ; 38.0

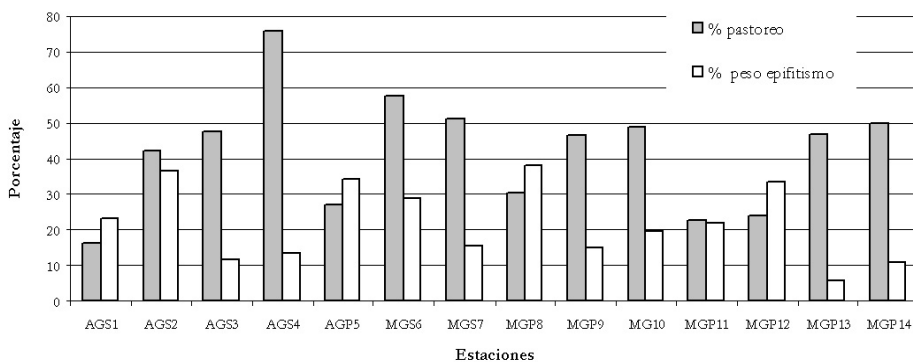


Figura 5-5. Porcentajes de pastoreo y epífitos registrados en las estaciones de muestreo del departamento de La Guajira registrados en época de transición a lluvias (agosto de 2005). AG Alta Guajira, MG Media Guajira, S somera, P profunda, Puerto Warreo (AGS1); Punta Cocos (AGS2); Cabo de la Vela 1 (AGS3), Cabo de la Vela 2 (AGS4); El Cardón (AGP5); Torima (MGS6), Santa Rosa 1 (MGS7), Santa Rosa 2 (MGP8), Manaure 2 (MGP9), Manaure 1 (MGP10), Musichi (MGP11), Taguaya (MGP12), Ballenas (MGP13) y Mayapo (MGP14).

± 11.9 ; 33.6 ± 15.1 , respectivamente) fue mayor al porcentaje de pastoreo, se observa que es éste último es el que predomina con mayor frecuencia entre las estaciones de muestreo.

Biomasa foliar y rizoidal

Una vez realizadas las medidas preliminares, se obtuvieron los valores de biomasa a partir de las muestras extraídas con el corazonador (aprox. 6000 cm³), las cuales dieron como resultado para la Alta Guajira que la estación Punta Cocos AGS2 de bahía Portete, presentara la mayor biomasa foliar y rizoidal (enterradas a más de 15 cm en el sedimento) sin embargo similares medidas fueron encontradas en las estaciones del Cabo de La Vela 2 AGS4 y Cardón AGS5 (Figura 5-6). En cuanto a la granulometría del sustrato en su mayoría se constituyó por material de origen biolitooclástico (con dominancia biológica representada en esqueletos de coral y conchas) con tamaños superiores a las 2000 μm . Por el contrario, las estaciones restantes presentaron valores de biomasa inferiores, lo cual se relaciona con la gran cantidad de arenas finas ($<63 \mu\text{m}$) en el sustrato.

Con relación a la biomasa total, en las estaciones de la Media Guajira, en Torima MGS6, Santa Rosa 1 MGP7, Santa Rosa 2 MGP8 y Manaure 2 MGP9, se presentaron los valores más altos debido a su elevada biomasa rizoidal. Sin embargo en Mayapo MGP14 la biomasa foliar fue mayor con respecto a las demás estaciones. A su vez se refleja un ascenso de la biomasa rizoidal en las estaciones de Manaure en adelante, lo que puede indicar que estas

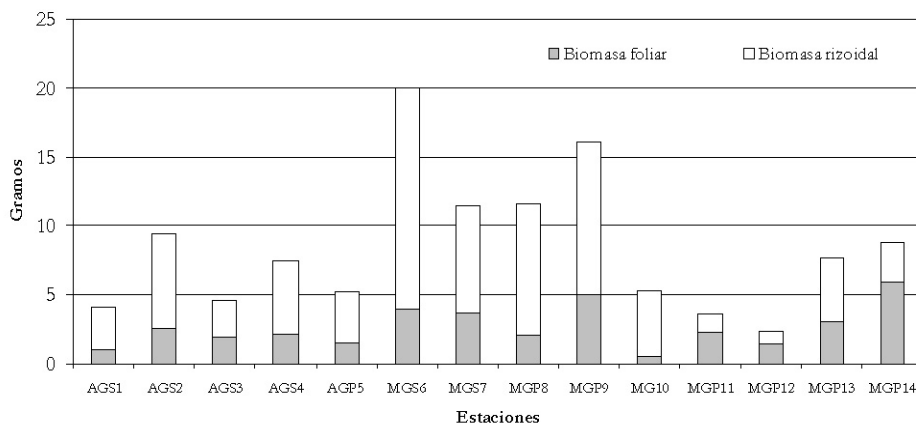


Figura 5-6. Valores de biomasa foliar y rizoidal de las estaciones de la Alta y Media Guajira registradas en época de transición a lluvias (agosto de 2005). Puerto Warreo (AGS1); Punta Cocos (AGS2); Cabo de la Vela 1 (AGS3), Cabo de la Vela 2 (AGS4); El Cardón (AGP5); Torima (MGS6), Santa Rosa 1 (MGS7), Santa Rosa 2 (MGP8), Manaure 2 (MGP9), Manaure 1 (MGP10), Musichi (MGP11), Taguaya (MGP12), Ballenas (MGP13) y Mayapo (MGP14). AG Alta Guajira, MG Media Guajira, S somera, P profunda.

praderas se encuentran mejor consolidadas. En cuanto al sustrato en el cual se desarrollan las praderas de esta zona, se encontró en mayor proporción sedimentos de origen biolitooclástico y bioclástico. Con respecto al tamaño del grano, predominaron los lodos ($<63 \mu\text{m}$), seguido por arenas finas ($250 \mu\text{m}$). En el caso específico de la estación de Torima MGS6, predominó el sustrato de origen biolitooclástico con abundante materia orgánica y rocas por encima de las 2000 mm, lo cual puede estar influenciando el crecimiento de raíces y rizomas más largos y gruesos para una mejor estabilidad, por esta razón podría explicarse que la biomasa rizoidal de esta estación sea mayor.

En la Alta Guajira en general, los valores de materia orgánica presente en el sedimento se encuentran en un rango entre 16.0 y 87.7 mg, obteniéndose el menor registro en la estación del Cardón AGP5 a una profundidad de 3 m (Tabla 5-2). Para el área de la Media Guajira en la estación de Mayapo MGP14, la cantidad de materia orgánica en el sedimento es mayor (482.4 mg gr^{-1}) con relación a las demás estaciones (Tabla 5-2). Igualmente se observa que la materia orgánica en las estaciones profundas de Taguaya, Musichi, Manaure 1 y Manaure 2 (MGP12, MGP11, MGP10 y MGP9 respectivamente) es inferior con respecto a las estaciones someras de Torima ES6 y Santa Rosa 1 ES7. Esto podría explicarse por la cercanía a la influencia del Río Ranchería el cual trae en su cauce cantidades apreciables de materia orgánica del continente, debido al incremento en las lluvias por la estación

Tabla 5-2. Relación del contenido de materia orgánica en el sedimento y profundidad en praderas de *Thalassia testudinum*, en 14 estaciones de muestreo en el departamento de La Guajira, registrados en época de transición a lluvias (agosto de 2005).

Estaciones	Profundidad (m)	Materia Orgánica (mg/g)
Pto. Warreo AGS1	2.0	87.7
Punta Cocos AGS2	1.3	72.2
Cabo de La Vela 1 AGS3	2.4	53.0
Cabo de La Vela 2 AGS4	1.4	58.8
El Cardón AGP5	7.3	16.0
Torima MGS6	3.0	45.0
Santa Rosa 1 MGS7	3.2	26.0
Santa Rosa 2 MGP8	6.6	26.0
Manaure 2 MGP9	5.0	11.8
Manaure 1 MG10	6.0	8.6
Musichi MGP11	5.6	17.3
Taguaya MGP12	5.5	13.7
Ballenas MGP13	4.5	452.8
Mayapo MGP14	4.3	482.4

climática en la región pese a que no se esperaban sino hasta comienzos de septiembre, la cual tiende a sedimentarse en las zonas someras en mayor proporción que en las profundas.

Producción y productividad foliar

Los resultados preliminares indican que Puerto Warreo (bahía Portete) presenta casi el doble en producción diaria y tasa de renovación ($4.5 \text{ g.p.s m}^{-2} \text{ día}^{-1}$ y $6.6 \% \text{ día}^{-1}$) con respecto al Cabo de la Vela ($2.9 \text{ g.p.s m}^{-2} \text{ día}^{-1}$ y $3.3 \% \text{ día}^{-1}$). Por otra parte, la biomasa en pie fue mayor en el Cabo de La Vela (77.8 %) al igual que la biomasa vieja (1.3 g.p.s) (Tabla 5-3). Estas diferencias pueden haberse presentado debido a que la visibilidad en Puerto Warreo y la sinergia que existe entre los ecosistemas de manglar y formaciones coralinas de la bahía ofrecen mejores condiciones para que tanto la producción foliar como la tasa de renovación fueran mas altas que las presentadas en el Cabo de la Vela, donde la turbidez provocada por la fácil resuspensión, fijación de los sedimentos finos y la constante presencia de epifitos sobre las hojas de *Thalassia*, dificultan el proceso.

Como se explicó anteriormente, en el Cabo de la Vela y en Warreo se observó un incidente proceso de renovación de la pradera, lo que provoca que tanto las densidades y la creación de nuevos vástagos se vean reflejados en una mayor biomasa en pie, sin embargo, comparativamente la estación del Cabo de La Vela presenta una mayor cantidad de biomasa

Tabla 5-3. Crecimiento y productividad foliar de *Thalassia testudinum* en el área de Bahía Portete (Puerto Warreo) y el Cabo de la Vela, registrados en época de transición a lluvias (agosto de 2005)

Crecimiento	Puerto Warreo	Cabo de la Vela
Hojas nuevas (g.p.s)	0.08	0.07
Crecimiento viejo (g.p.s)	0.37	0.23
Biomasa vieja (g.p.s)	0.86	1.26
Productividad foliar		
Producción diaria (g.p.s/m ²)	4.46	2.92
Biomasa en pie (g.p.s/m ²)	65.07	77.8
Tasa de renovación (%/día)	6.58	3.83

vieja posiblemente ocasionado por que el ritmo de producción diaria y la tasa de renovación son menores a lo registrado en Puerto Warreo, en donde estos ciclos están transcurriendo a mayor velocidad talvez por el mayor flujo sinérgico entre ecosistemas que allí se presenta.

5.3.3. Relación de la macrofauna epibentónica asociada a praderas de *Thalassia testudinum* (Banks ex König) en la plataforma continental del área de la Guajira, Caribe Colombiano.

Al igual que el estudio anterior, este trabajo fue realizado simultáneamente en catorce estaciones de la Alta y Media Guajira en la época de transición a lluvias. En cada una de las estaciones se ubicaron transectos de 60 m² para lo cual fue empleado un decámetro atado en sus extremos a dos boyas que permitieron ubicar el área desde la embarcación. Luego de ser establecido el transecto, se realizó el censo visual con el que se identificó y cuantificaron todos los organismos epibentónicos registrados en dicha área. Aquellos individuos que no se lograron identificar fueron transportados en frascos rotulados y preservados en alcohol (70%) y/o formol (10%) para su posterior identificación en los laboratorios del INVEMAR.

Paralelamente y con el fin de complementar la información se utilizó un segundo método en el que se realizaron arrastres con una red o changa cuyo ojo de malla en el cuerpo fue de ½ pulgada (1.25 cm. aproximadamente) y en el copo de ¼ de pulgada (0.6 cm) esta misma red de arrastre fue empleada por Montoya (2002) al estudiar la macrofauna epibentónica asociada a praderas de pastos marinos en el Caribe colombiano y sus características son las sugeridas por McNeill y Bell (1992), quienes realizaron un estudio para evaluar la macrofauna asociada a praderas de *Posidonia australis* en Australia. Estos dos métodos (censos visuales y arrastres por medio de redes) se realizaron con el fin de hacer

un muestreo lo más completo posible e intentar registrar la mayor cantidad de especies asociadas a este ecosistema. Durante los muestreos solamente se evaluó la macrofauna epibéntonica debido a que es la que responde de manera más evidente y directa a los cambios en la estructura de las praderas (Virnstein, 1987).

Se registró un total de 131 especies correspondientes a 9 grupos taxonómicos mayores correspondientes a Moluscos, Crustáceos, Esponjas, Cnidarios, Tunicados, Peces, Reptiles, Equinodermos y Anélidos. Mediante censos visuales, la especie con el mayor número de individuos fue el erizo blanco *Lytechinus variegatus* (37.6% del total de ejemplares), seguido por el bivalvo *Arca zebra* (12.9%), el nudibranquio *Bursatella leachii* (11.3%), el pez *Haemulon aurolineatum* (10.0%) y el gasterópodo *Cerithium sp* (8.0%) (Figura 5-7).

Respecto a la frecuencia de ocurrencia se encontró que en los censos visuales *L. variegatus* (100% de las estaciones), *A. zebra* (71.4%) y *Chama macerophylla* (50%) fueron los más importantes, mientras que a partir de los arrastres *L. variegatus* (71.4% de las estaciones), *A. zebra* y *T. carolinense* (42.9% cada uno) fueron las especies sobresalientes (Tabla 5-4 y 5-5).

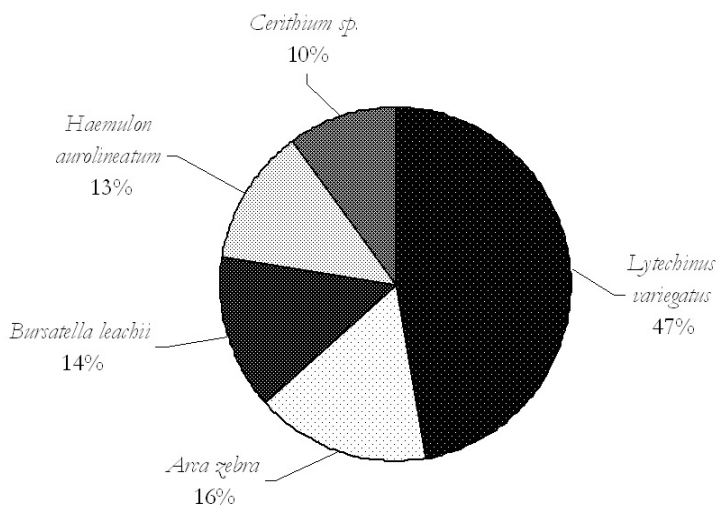


Figura 5-7. Distribución porcentual de las especies más abundantes respecto al total de individuos registrados mediante censos visuales sobre praderas monoespecíficas de *Thalassia testudinum* en el departamento de La Guajira.

En los arrastres por su parte, la especie más abundante fue *B. leachii* (46.0%) seguida por *L. variegatus* (15.5%), *A. zebra* (8.6%) y el camarón *Tozeuma carolinense* (7.2%) (Figura 5-8).

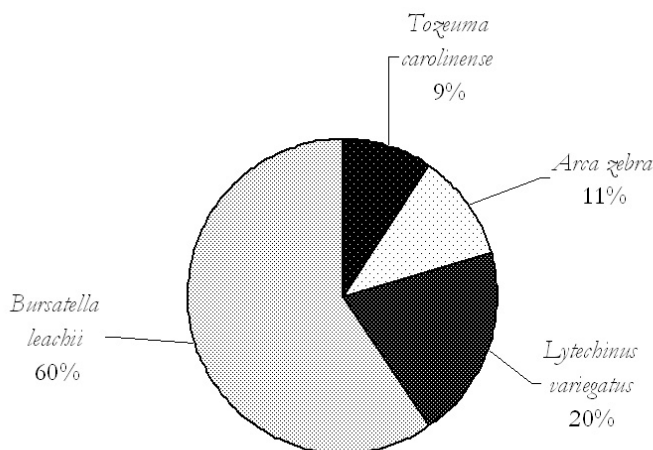


Figura 5-8. Distribución porcentual de las especies más abundantes respecto al total de individuos colectados mediante una red de arrastre sobre praderas monoespecíficas de *Thalassia testudinum* en el departamento de La Guajira.

Mediante la técnica de arrastre se encontraron 348 individuos correspondientes a 56 especies mientras que en los censos visuales se registraron 1.484 individuos pertenecientes a 101 especies. Es importante aclarar que las especies coloniales como esponjas y corales se registraron de manera cualitativa en los dos métodos.

A nivel de taxa o grupos mayores, la comunidad estuvo dominada en su orden por los moluscos (con 40 especies), crustáceos (23), esponjas (21), peces (19), corales (17), equinodermos (8), anélidos (2), cordados (1) y reptiles (1) (Figura 5-9).

Por otra parte, las estaciones en donde se encontró la mayor cantidad de especies por medio de censos visuales fueron en su orden; Cabo de la Vela I (28.7% del total de especies), seguida de Santa Rosa 2 (24.8%), Musichi (23.8%) y Cabo de la Vela 2 y Manaure 2 (20.8% cada una) (Figura 5-10). Por otra parte Musichi y Punta Cocos (25%), Manaure 1 (19.6%), Cabo de la Vela 2 y Taguaya (16.1% cada una), fueron las estaciones en donde se registró el mayor número de especies mediante arrastres (Figura 5-11).

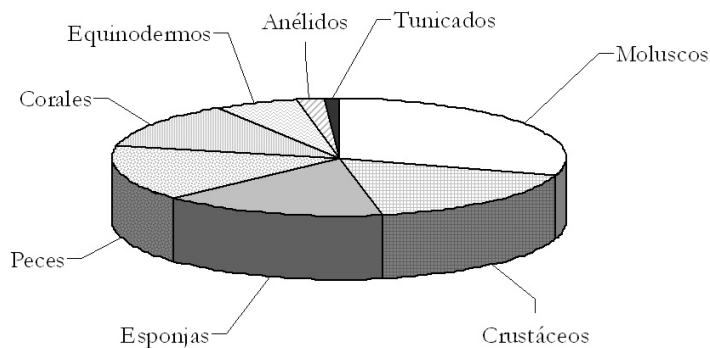


Figura 5-9. Distribución porcentual de las especies en los diferentes grupos taxonómicos a partir de los censos visuales y arrastres sobre praderas monoespecíficas de *Thalassia testudinum* en el departamento de La Guajira.

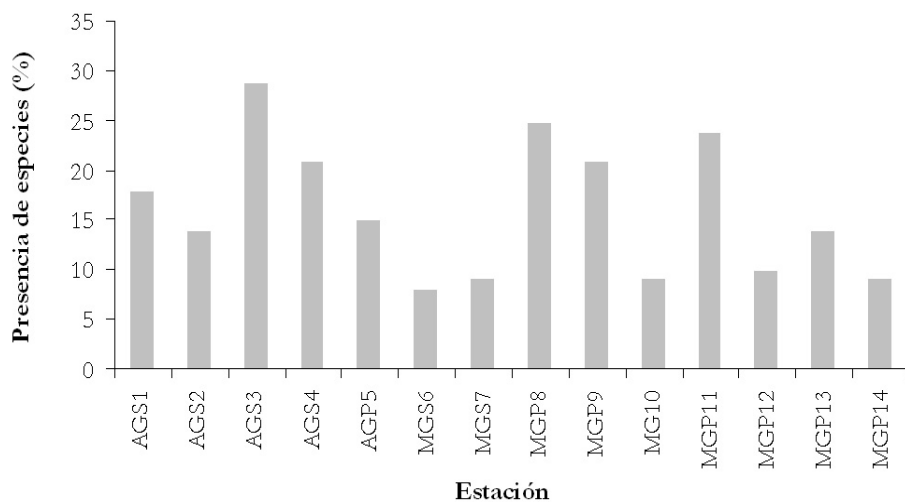


Figura 5-10. Porcentaje de especies encontradas en cada estación de muestreo a través de censos visuales sobre praderas monoespecíficas de *Thalassia testudinum*. Puerto Warreo (AGS1); Punta Cocos (AGS2); Cabo de la Vela 1(AGS3), Cabo de la Vela 2 (AGS4); El Cardón (AGP5); Torima (MGS6), Santa Rosa 1 (MGS7), Santa Rosa 2 (MGP8), Manaure 2 (MGP9), Manaure 1 (MGP10), Musichi (MGP11), Taguaya (MGP12), Ballenas (MGP13) y Mayapo (MGP14). AG Alta Guajira, MG Media Guajira, S somera, P profunda.

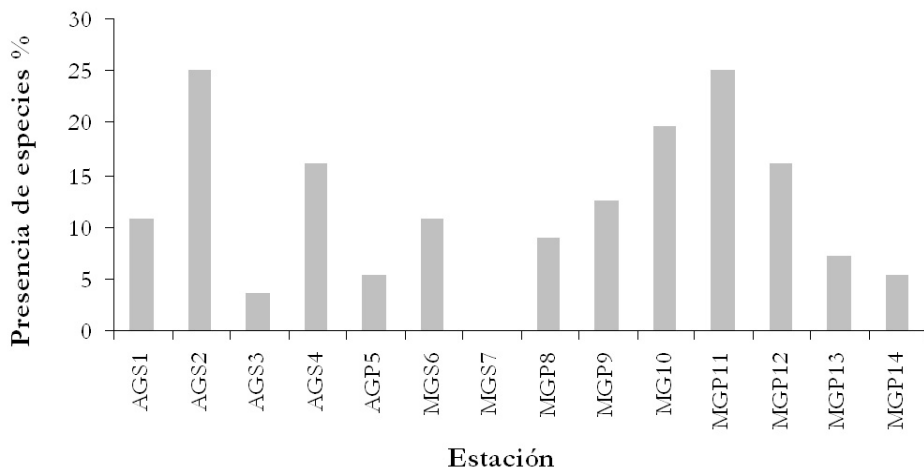


Figura 5-11. Relación porcentual del número de especies encontradas en cada estación de muestreo por medio de arrastres con red sobre praderas monoespecíficas de *Thalassia testudinum*. Puerto Warreo (AGS1); Punta Cocos (AGS2); Cabo de la Vela 1(AGS3), Cabo de la Vela 2 (AGS4); El Cardón (AGP5); Torima (MGS6), Santa Rosa 1 (MGS7), Santa Rosa 2 (MGP8), Manaure 2 (MGP9), Manaure 1 (MGP10), Musichi (MGP11), Taguaya (MGP12), Ballenas (MGP13) y Mayapo (MGP14). AG Alta Guajira, MG Media Guajira, S somera, P profunda. En la estación Santa Rosa 1 (MGS7) no se obtuvo ningún organismo con esta técnica.

Entre las especies encontradas, cabe mencionar algunos moluscos de importancia comercial como los bivalvos *Argopecten nucleus*, *Pinctada imbricata* y *Pteria colymbus*. Otros como el bivalvo *Arca zebra*, se encuentran en grandes cantidades en la zona, sin embargo no se conocen registros acerca del aprovechamiento de esta especie en el departamento, aún cuando es uno de los recursos pesqueros más importantes en el nororiente de Venezuela y en otras zonas del Caribe (Prieto *et al.*, 2001).

Las especies registradas anteriormente han sido catalogadas en otros trabajos similares a este como habitantes típicos y abundantes en las praderas (Ogden, 1980; Durako, 1988; Montoya, 2002; Díaz y Liñero-Arana, 2004). Sin lugar a dudas, el erizo *L. variegatus* fue la especie más abundante y mejor distribuida en el área de estudio ya que fue encontrada en

Tabla 5-4. Especies, frecuencia de ocurrencia (FREC.; %), abundancia (AB.; N) y densidad media (DENS.) de invertebrados y peces m⁻² registrados en las diferentes zonas del área de estudio mediante censos visuales sobre praderas monoespecíficas de *Thalassia testudinum*

ESPECIES	FREC. (%)	AB.	DENS. (±DE)	ESPECIES	FREC. (%)	AB.	DENS. (±DE)
<i>Lytechinus variegatus</i>	100.0	558	0.675±0.138	<i>Phyllonotus margaritensis</i>	7.1	2	0.002±0.004
<i>Arca zebra</i>	71.4	192	0.336±0.004	<i>Strombus raninus</i>	7.1	2	0.002±0.048
<i>Chama macerophylla</i>	50.0	21	0.089±0.004	<i>Lutjanus analis</i>	7.1	2	0.002±0.264
<i>Haemulon aurolineatum</i>	42.8	148	0.712±0.009	<i>Hermodice carunculata</i>	7.1	1	0.001±0.004
<i>Clypeaster rosaceus</i>	42.8	23	0.027±0.045	<i>Alpheus normanni</i>	7.1	1	0.012±0.045
<i>Halichoeres sp</i>	35.7	8	0.010±0.004	<i>Alpheus sp</i>	7.1	1	0.001±0.004
<i>Urolophus jamaicensis</i>	35.7	7	0.008±0.044	<i>Microphrys bicornutus</i>	7.1	1	0.012±0.004
<i>Haemulon carbonarium</i>	28.5	54	0.171±0.045	<i>Paguristes werdingi</i>	7.1	1	0.001±0.009
<i>Vasum muricatum</i>	28.5	7	0.040±0.012	<i>Petrolisthes galathinus</i>	7.1	1	0.001±0.009
<i>Crucibulum planum</i>	21.4	7	0.019±0.004	<i>Pilumnus pannosus</i>	7.1	1	0.001±0.004
<i>Mitraculus forceps</i>	21.4	5	0.006±0.133	<i>Istichopus badiionotus</i>	7.1	12	0.014±0.022
<i>Dardanus fuscus</i>	21.4	3	0.014±0.134	<i>Astrophyton muricatum</i>	7.1	1	0.001±0.004
<i>Oreaster reticulatus</i>	21.4	3	0.004±0.004	<i>Echinaster sp2</i>	7.1	1	0.001±0.009
<i>Cerithium sp</i>	14.2	118	0.140±0.004	<i>Anadara bayghmani</i>	7.1	1	0.001±0.004
<i>Eupolymnia sp</i>	14.2	32	0.038±0.006	<i>Anadara notabilis</i>	7.1	1	0.001±0.133
<i>Haemulon plumieri</i>	14.2	28	0.033±0.004	<i>Cerithium eburneum</i>	7.1	1	0.001±0.004
<i>Echinaster sp1</i>	14.2	16	0.019±0.043	<i>Conus amphirugus</i>	7.1	1	0.012±0.006
<i>Serranus baldwini</i>	14.2	7	0.008±0.058	<i>Conus spurius spurius</i>	7.1	1	0.001±0.004
<i>Cerithium atratum</i>	14.2	6	0.007±0.004	<i>Crepidula plana</i>	7.1	1	0.001±0.006
<i>Panulirus argus</i>	14.2	4	0.037±0.006	<i>Chama sp</i>	7.1	1	0.001±0.004
<i>Bartholomea annulata</i>	14.2	2	0.013±0.053	<i>Hindsiclava chazaliei</i>	7.1	1	0.012±2.206
<i>Pitbo lberminieri</i>	14.2	2	0.002±0.669	<i>Hypselodoris bayeri</i>	7.1	1	0.001±0.0465
<i>Holothuria mexicana</i>	14.2	2	0.002±0.007	<i>Melongena melongena</i>	7.1	1	0.001±0.111
<i>Astraea tecta tecta</i>	14.2	2	0.002±0.004	<i>Pinna carnea</i>	7.1	1	0.001±0.018
<i>Chilomycterus antennatus</i>	14.2	2	0.002±0.004	<i>Pteria colymbus</i>	7.1	1	0.001±0.009
<i>Echeneis newcratoides</i>	14.2	2	0.002±0.784	<i>Turritella variegata</i>	7.1	1	0.001±0.006
<i>Monacanthus tuckeri</i>	14.2	2	0.002±0.006	<i>Chaetodon capistratus</i>	7.1	1	0.001±0.004
<i>Sparisoma sp</i>	14.2	2	0.002±0.744	<i>Diodon holocanthus</i>	7.1	1	0.001±0.027
<i>Bursatella leachii</i>	7.1	167	0.199±0.009	<i>Equetus lanceolatus</i>	7.1	1	0.001±0.006
<i>Petrochirus diogenes</i>	7.1	3	0.036±0.004	<i>Sanopus astrifer</i>	7.1	1	0.001±0.004
<i>Cassiopea sp</i>	7.1	2	0.002±0.493	<i>Sphyræna barracuda</i>	7.1	1	0.001±0.013
<i>Cassid madagascariensis</i>	7.1	2	0.002±0.045	<i>Eretmochelys imbricata</i>	7.1	1	0.001±0.004
<i>Modulus modulus</i>	7.1	2	0.002±0.004				

Tabla 5-5. Especies, frecuencia de ocurrencia (FREC.; %), abundancia (AB; N) y densidad media (DENS.) de invertebrados y peces m⁻² registrados en las diferentes zonas del área de estudio mediante arrastres con red sobre praderas monoespecíficas de *Thalassia testudinum*

ESPECIES	FREC. (%)	AB.	DENS. (±DE)	ESPECIES	FREC. (%)	AB.	DENS. (±DE)
<i>Lytechinus variegatus</i>	71.4	54	0.129±0.158	<i>Mithraculus forceps</i>	7.1	1	0.002±0.009
<i>Arca zebra</i>	42.8	30	0.071±0.162	<i>Panulirus argus</i>	7.1	1	0.002±0.009
<i>Tozeuma carolinense</i>	42.8	25	0.060±0.116	<i>Pilumnus dasypodus</i>	7.1	1	0.002±0.009
<i>Chama macerophylla</i>	28.5	8	0.019±0.045	<i>Sternorynchus seticornis</i>	7.1	1	0.002±0.009
<i>Cerithium eburneum</i>	28.5	7	0.017±0.031	<i>Holothuria mexicana</i>	7.1	1	0.002±0.009
<i>Chyaster rosaceus</i>	21.4	3	0.007±0.014	<i>Oreaster reticulatus</i>	7.1	1	0.002±0.009
<i>Bursatella leachii</i>	14.2	160	0.381±1.168	<i>Anadara baughmani</i>	7.1	1	0.002±0.009
<i>Cerithium atratum</i>	14.2	5	0.012±0.031	<i>Nicholsina usta</i>	7.1	1	0.002±0.009
<i>Oliva scripta</i>	14.2	2	0.005±0.012	<i>Sparisoma radians</i>	7.1	1	0.002±0.009
<i>Brachidontes modiolus</i>	7.1	7	0.017±0.062	<i>Argopecten nucleus</i>	7.1	1	0.002±0.009
<i>Musculus lateralis</i>	7.1	5	0.012±0.045	<i>Astraea phoebia</i>	7.1	1	0.002±0.009
<i>Valvarina sp</i>	7.1	5	0.012±0.045	<i>Atrina seminata</i>	7.1	1	0.002±0.009
<i>Pilumnus pannosus</i>	7.1	2	0.005±0.018	<i>Cerithium sp</i>	7.1	1	0.002±0.009
<i>Cerithopsis sp</i>	7.1	2	0.005±0.018	<i>Crucibulum auriculata</i>	7.1	1	0.002±0.009
<i>Alpheus belli</i>	7.1	1	0.002±0.009	<i>Crucibulum planum</i>	7.1	1	0.002±0.009
<i>Anfipodo</i>	7.1	1	0.002±0.009	<i>Latirus sp</i>	7.1	1	0.002±0.009
<i>Hippolyte curacaoensis</i>	7.1	1	0.002±0.009	<i>Modulus modulus</i>	7.1	1	0.002±0.009
<i>Hippolyte sp</i>	7.1	1	0.002±0.009	<i>Pinctada imbricata</i>	7.1	1	0.002±0.009
<i>Isópodo</i>							
(Familia Cymothoidae)	7.1	1	0.002±0.009	<i>Tegula fasciata</i>	7.1	1	0.002±0.009
<i>Isópodo 2</i>	7.1	1	0.002±0.009	<i>Triphora modesta</i>	7.1	1	0.002±0.009
<i>Latrentes fucorum</i>	7.1	1	0.002±0.009	<i>Turbinella angulata</i>	7.1	1	0.002±0.009
<i>Leander tenuicornis</i>	7.1	1	0.002±0.009	<i>Zebina browniana</i>	7.1	1	0.002±0.009
<i>Litopenaeus schmitti</i>	7.1	1	0.002±0.009	<i>Acanthostracion quadricornis</i>	7.1	1	0.002±0.009
<i>Microphrys bicornutus</i>	7.1	1	0.002±0.009				

todas las estaciones de muestreo, el nudibranquio *Bursatella leachii*, fue una especie muy abundante pero restringida, y otras como la langosta espinosa *Panulirus argus* o la estrella de mar *Oreaster reticulatus*, fueron especies poco frecuentes y poco abundantes.

Por último, se destaca el hallazgo del cangrejo *Pilumnus pannosus* (Decapada: Brachyura), un nuevo registro para el Caribe colombiano encontrado en dos estaciones de muestreo en praderas de *Thalassia testudinum*.

5.3.4. Monitoreo de la Estructura y Función de *Thalassia testudinum* en San Andrés Isla desde el año 2001 al presente

Como se menciono al inicio, el Caribe colombiano cuenta con 43223 ha de praderas de fanerógamas, de las cuales 2006 ha (4.6%) están localizadas en el archipiélago de San Andrés y Providencia (INVEMAR, 2005), siendo *T. testudinum* la especie más importante por la extensión que ocupa en el litoral colombiano (Angel y Polanía, 2001) y en San Andrés Isla (Chiquillo *et al.*, 2001). No obstante, la mayor extensión de pastos marinos está en la plataforma continental (80% en La Guajira) a menos de 10 m de profundidad (Díaz y Acero, 2003; Díaz *et al.*, 2003). En la isla de San Andrés las praderas ocupan entre 400 y 500 Ha (Chiquillo *et al.*, 2001; Díaz *et al.*, 2003), con dominancia de *T. testudinum* en la laguna arrecifal de la parte norte y este de la isla. Estas praderas han sido caracterizadas en corta escala espacial (Angel y Polanía, 2001) y monitoreadas bianualmente de forma interrumpida desde 1999 (Chiquillo *et al.*, 2001). Sin embargo, los mejores registros temporales en Colombia para *T. testudinum* son de bahía Chengue.

Aunque *T. testudinum* posee alta tolerancia a una serie de variables abióticas, resulta sensible a disturbios como corrientes, oleaje, profundidad y dragado del fondo, que pueden llegar a eliminar a la especie localmente (Rodríguez, 1982) y aún más, evitar su re-colonización por largos periodos de tiempo (Universidad Jorge Tadeo Lozano en INVEMAR, 2005). Esta sensibilidad, al igual que su corto ciclo de vida y estrategias de historia de vida, la hacen ideal como modelo de estudio.

Con el objetivo de evaluar los cambios temporales que presenta esta valiosa especie y las posibles respuestas en estructura y función a perturbaciones humanas o naturales se monitoreó la pradera de San Luis, frente al Hotel Sea Horse (San Andrés) durante el 2001, 2003, 2004 y 2005 y la parte norte de la isla en el 2004 (al lado del restaurante Antioqueño). Dos transectos paralelos a la costa, uno a 0.9 m y otro a 1.5 m de profundidad, ubicados respectivamente a 35 y 80 m de la línea de costa, fueron cuantificados. La zona fue escogida por varias razones, entre ellas la dominancia (>60%) y relativo buen estado de *T. testudinum*, el vertimiento de agua residual (filtración de pozos sépticos; ver Amórtegui, 2005), el paso de lanchas, anclas y finalmente el alto contenido de arcilla-limo en el sustrato, el cual se resuspende con facilidad. En media, tres cuadrantes de 25 x 25cm separados entre si por 4-8 m se cuantificaron por transecto. En los cuadrantes se contó el número de vástagos, que luego se cosecharon para estimar el número de hojas, subdividiéndolas en tres clases de hojas: nuevas, jóvenes y viejas. Por su parte, la cobertura relativa de pastos, macroalgas y de sustrato, al igual que el grado de epifitismo y la altura de la pradera se cuantificó en 10 cuadrantes de 1x1 m escogidos al azar en cada transecto. En cada transecto y al azar se determinó en 80 vástagos el punto de cambio de coloración de las hojas o meristemo basal, lo cual permitió estandarizar e implementar la técnica de Zieman (1975)

o marcaje de cada vástago (perforación de hojas) a la altura del meristemo basal (aproximadamente 4 cm). Pasados 3 a 4 días fueron re-marcados y se cosecharon para medir la tasa de crecimiento longitudinal de los tres tipos de hojas. En cada hoja se tomaron las siguientes medidas: longitud total, longitud y ancho de la zona de crecimiento (marcaciones en los dos tiempos). Con estas variables se estimó el área foliar y el área de la zona de crecimiento de cada una de las hojas. La biomasa de la zona de crecimiento de las hojas viejas, jóvenes y renuevos se cuantificó en el 2003 para generar un modelo de regresión, que luego se utilizó en el 2005. Así mismo, la biomasa foliar se usó para estimar la productividad primaria y las dos anteriores para calcular la tasa de recambio. La prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis fue útil para corroborar la significancia del promedio de las variables dependientes en el tiempo (2001, 2003, 2004 y 2005; agrupando las zonas), tanto para todas las hojas como para cada tipo de hoja. De la misma manera se verificó la diferencia entre transectos (agrupando todos los tres tiempos).

Como resultados se encontró que el porcentaje promedio de cobertura de *T. testudinum* y la densidad de vástagos no fueron estadísticamente significativas en el tiempo; siendo las dos variables mayores en el 2003 y menores en el 2001 (Tabla 5-6). Se sabe que cambios significativos en esta variable ocurren bajo alto nivel de disturbio, como se observó en el balneario del Rodadero por efecto de dragado (informes de la Universidad Jorge Tadeo Lozano en INVEVAR, 2005). La tasa de crecimiento promedio de las hojas viejas, jóvenes y renuevos fue estadísticamente significativa entre años; presentando en todos los casos bajos valores en el 2005 (Tabla 5-6). De igual forma, la biomasa y productividad promedio fueron estadísticamente diferentes en el tiempo, aunque con menores registros en el 2001 y mayores en el 2003. La tasa de recambio no exhibió diferencias significativas entre años, aunque la tendencia fue de incremento en el tiempo (Tabla 5-6).

En la parte somera (<1 m) fue evidente la alta cobertura de cianobacterias durante el inicio del monitoreo en el 2001, lo cual como lo argumentan Dawes (1986) y Díaz-Pulido (1997) es un indicador de altos niveles de nutrientes. No obstante, en el 2003 la pradera se recuperó, ya que hubo disminución de cianobacterias, incremento en la productividad primaria y en la biomasa (3 veces mayor) y aumento en la tasa de recambio (substitución en el tiempo del área foliar). Recuperaciones similares de la biomasa de *T. testudinum* han sido documentadas en San Andrés entre 1999 y 2000 (Chiquillo *et al.*, 2001).

Diferencias estacionales también han sido documentadas en Florida (Doering y Chamberlain, 2000), al igual que variaciones en el tiempo del tamaño y número de parches, así como del área ocupada por las diferentes especies de pasto (Robbins y Bell, 2000). Según estos últimos autores praderas de *T. testudinum* de gran tamaño (> 1000 m²) fluctúan menos en el tiempo a escala anual. En contraste, la pradera estudiada con área mayor a 5000 m² sí presentó cambios entre años. La variación temporal observada en esta

Tabla 5-6. Comparación temporal de variables promedio estructurales y funcionales para *Thalassia testudinum* en San Andrés isla. La prueba estadística fue realizada incluyendo y excluyendo el año 2004.

Año	Parámetro	Cobertura (%)	Densidad vástagos (No. vástagos m ⁻²)	Crecimiento h. viejas (cm día ⁻¹)	Crecimiento h. jóvenes (cm día ⁻¹)	Crecimiento renuevos (cm día ⁻¹)	Biomasa aérea (g m ⁻²)	Productividad (gC m ⁻² día ⁻¹)	Tasa recambio (% día ⁻¹)
2001	Promedio	63	392	1.3	1.7	3.0	181.5	1.3	0.69
	Std.Dev.	30	201	0.5	1.0	2.5	118.0	1.2	0.46
	Rango	30 - 100	224 - 672	0.88 - 1.83	1 - 3.08	1.06 - 6.45	102 - 352	0.27 - 3.02	0.26 - 1.26
2003	N (Cuadrantes)	4	4	4	4	4	4	4	4
	Promedio	89	612	1.2	1.4	1.81	465.3	4.6	0.99
	Std.Dev.	19	269	0.2	0.3	0.2	136.1	1.3	0.16
	Rango	60 - 100	304	1.03 - 1.44	1.11 - 1.76	1.6 - 2.1	336 - 595	3.36 - 6.40	0.80 - 1.16
2004	N (Cuadrantes)	4	4	4	4	4	4	4	4
	Promedio	49	374	0.6	0.8	0.8	430.4	2.0	0.68
	Std.Dev.	18	212	0.3	0.3	0.6	286.9	1.2	0.54
	Rango	20 - 70	208 - 752	0.25 - 1	0.41 - 1.26	0 - 1.45	162.6 - 880	0.61 - 3.47	0.07 - 1.58
2005	N (Cuadrantes)	8	8	8	8	8	8	8	8
	Promedio	75	584	0.3	0.3	0.2	246.7	3.6	1.47
	Std.Dev.	14	146	0.1	0.1	0.1	25.7	0.7	0.38
	Rango	58 - 93	320 - 768	0.25 - 0.39	0.15 - 0.41	0.075 - 0.33	205.1 - 271.4	2.51 - 4.55	1.05 - 2.10
incluyendo 2004	N (Cuadrantes)	6	6	6	6	6	6	6	6
	Valor estadístico de P	0,032	0.174	0.003	0.001	0.002	0.068	0.006	0.049
excluyendo 2004	N (Cuadrantes)	22	22	22	22	22	22	22	22
	Valor estadístico de P	0.251	0.354	0.0082	0.0081	0.0082	0.019	0.014	0.314
2004	N (Cuadrantes)	14	14	14	14	14	14	14	14

investigación en variables como la tasa de crecimiento de las hojas, biomasa y productividad puede en parte atribuirse a la constante fluctuación de las variables abióticas, tanto climáticas como oceanográficas. CORALINA (datos sin publicar) ha registrado fluctuaciones anuales en la temperatura (26 y 29.6° C) y en la salinidad (32.5 y 36 unidades prácticas de salinidad, UPS) en diversas praderas de San Andrés. Otra explicación del cambio temporal se debe a que las tres variables bióticas cuantificadas, que están relacionadas entre sí, dependen del momento del muestreo (mes), lo que genera grandes variaciones en la tasa fotosintética entre años, ello por diferente radiación, fotoperiodo, turbidez y grado de epifitismo en cada momento (ver Pérez *et al.*, 1997). Aunque en la pradera de bahía Chengue no se han registrado cambios marcados en 12 años, si se han presentado en otras áreas del Caribe (ver informes de CARICOMP) y en este estudio.

Las diferencias anuales también podrían explicarse en parte por los cambios evidenciados en el gradiente de profundidad o heterogeneidad espacial. Esto último se corroboró, ya que durante el 2004 se evaluó la pradera norte de la isla, diferente esta por poseer otros tensores y menor cobertura relativa de *T. testudinum*. Al ser incluidos los datos en el análisis temporal (Tabla 5-6) resultó que la cobertura no variaba significativamente en el tiempo lo que sí pasaba con los datos de la pradera de Sea Horse. Lo mismo ocurrió con la biomasa aérea y la tasa de recambio al incluir los datos del 2004 al análisis temporal. Por tanto, las diferencias temporales observadas resultan ser un efecto del conjunto de datos usados, es decir de la heterogeneidad espacial o varianza de los datos, ya que las diferencias dentro, es decir entre años, son enmascaradas por la alta diferencia observada dentro de, es decir en el espacio. Algunas diferencias espaciales en las variables bióticas cuantificadas son resaltadas a continuación. Zieman (1982) y Robbins y Bell (2000) indican por ejemplo que el desarrollo óptimo de *T. testudinum* se da entre 0.6 y 1 m de profundidad, lo cual contrasta con la pradera estudiada, ya que ésta no presentó su mejor desarrollo a 1 m de profundidad sino a 1.5 m, evidenciado ello con mayores valores para las siguientes variables: cobertura de *T. testudinum*, longitud promedio de las hojas, área foliar, número de hojas por vástago, densidad, biomasa y productividad primaria. Entre las causas que podrían explicar el menor desarrollo en la parte somera (< 1 m) se encuentran: el vertimiento de aguas residuales que conlleva al cubrimiento del 30% de la pradera con cianobacterias (ej. 2001); el alto nivel de sedimento fino retenido sobre las hojas (limo, arcilla), la alta turbidez; el paso y anclaje de lanchas; la mayor temperatura relativa del agua (1-2°C de diferencia; ver también Chiquillo *et al.*, 2001) y la alta competencia con macroalgas como *Halimeda* sp. (ver Angel y Polania, 2001). A mayor profundidad y distancia de la costa igualmente se notó: ausencia de cianobacterias; menor competencia con *Halimeda* sp.; decrecimiento en el nivel de sombreado de las hojas; cambio en el tipo de sustrato, aumentando la proporción de arena gruesa (ver Chiquillo *et al.*, 2001); reemplazamiento gradual de *Thalassia* por *Syringodium*, donde *Thalassia* decreció su cobertura de 62-92% a

30%, entre 40 y 700m de distancia a la línea de costa (ver también Chiquillo *et al.*, 2001) y *Syringodium* que incrementó de 5 a 20% en las mismas distancias (ver Robbins y Bell, 2000); así mismo la aparición de erizos con la profundidad (densidad 0.1 ind m⁻², en 7000 m⁻² cuantificados en el 2003).

La biomasa monitoreada superó a otras praderas del Caribe (ej. Cuba, 142 g m⁻²); en tanto que la productividad estuvo dentro del rango reportado en el Caribe (ej. Jamaica, 2-3 g m⁻² día⁻¹ y Puerto Rico, 2.5-4.5 g m⁻² día⁻¹). La tasa de recambio o velocidad de funcionamiento del sistema (cantidad de materia orgánica exportada) presentó una tendencia al aumento en el tiempo, contrario con lo indicado por Chiquillo *et al.* (2001) para San Andrés (Cotton Cay) entre 1999 y 2000.

Variables como el crecimiento foliar, biomasa y productividad de la pradera reflejan la alta heterogeneidad espacio (CARICOMP, 1994; Angel y Polania, 2001; Amórtegui, 2005) temporal (Vicente, 1992) y responden a las múltiples variables naturales y antrópicas que afectan a *Thalassia* y su hábitat. En esta investigación fueron importantes para explicar las diferencias temporales el grado de competencia (cianobacterias, *Halimeda sp.*) y el tipo de sedimento que varían con la profundidad.

La variación espacial en la dinámica de *Thalassia* ha sido explicada por la profundidad, tanto en Colombia (Isla Grande, San Andrés; Palacios *et al.*, 1992; CORALINA, datos sin publicar) como en Florida (Doering y Chamberlain, 2000); donde el crecimiento de las hojas, biomasa foliar, peso de epífitos y fauna asociada (en Sea Horse; Amórtegui, 2005) incrementa con la profundidad, tal y como ocurrió en este estudio. El menor crecimiento y tamaño de hojas cerca de la costa concuerda con lo reportado por Chiquillo *et al.*, (2001); este patrón ha sido explicado por CORALINA (sin publicar) dado el elevado epifitismo foliar, el tipo de sedimento fino, la alta temperatura y/o baja salinidad. Se sabe por ejemplo, que el sedimento fino afecta negativamente el crecimiento y la biomasa de praderas en La Mansión y en Bahía Honda (San Andrés; CORALINA, datos sin publicar), sin importar a que profundidad se presente el tensor. Los resultados sin embargo contrastan con lo indicado por Angel y Polania (2001) quienes no hallaron cambios con profundidad para biomasa y densidad en otras praderas de San Andrés; en cambio la densidad sí fue función del tipo de sustrato, encontrándose directamente relacionada con sedimento de grano grueso; lo cual también se notó en esta investigación. Cabe resaltar que la densidad de vástagos sí superó otros reportes de San Andrés (ej. Rocky Cay; CORALINA, datos sin publicar) y de Colombia (Taganga; Rojas *et al.*, 1994).

En pequeña escala espacial, cerca al litoral, se han visto cambios negativos en la estructura y función de la pradera por causa de reducciones en salinidad debidas al vertimiento de aguas residuales, lo cual afecta la cobertura de *T. testudinum*, el crecimiento y por ende la

productividad. El exceso de materia orgánica, de cianobacterias y las condiciones de hipóxía (Roble *et al.*, 1991) podrían explicar la alta cobertura relativa de *Halimeda*, la cual es un indicador de etapas sucesionales tempranas (Robbins y Bell, 2000) y de zonas contaminadas (CORALINA, datos sin publicar). Por tanto, se requieren medidas que mitiguen el impacto de los vertimientos directos y la nitrificación del sistema marino, ya que como lo menciona Chiquillo *et al.* (2001) y Angel y Polania (2001) esto repercute en el deterioro del sistema alrededor de la isla (disminución en su área total) y en la disminución de la diversidad (fauna asociada a los pastos; Amórtégui, 2005). Esta recomendación es igualmente válida para el sistema de litoral rocoso en la Bahía de Cove (Acosta, en prensa).

De igual forma, para poder definir la contribución relativa de variables de origen antrópico y natural se requiere monitoreo a mayor escala temporal y espacial. Por la importancia para explicar la estructura y función de varios procesos ecológicos que se dan en la pradera y en ecosistemas vecinos, es prioritario evaluar la velocidad y dirección de la corriente (ver Robbins y Bell, 2000), las tasas de sedimentación, al igual que implementar estaciones oceanográficas y climáticas de registro continuo. Esta información relacionada al componente biótico permitirá tomar mejores decisiones en el plan de manejo integrado que se adelanta en la zona costera del Archipiélago.

5.4. Recomendaciones

- Como pudo observarse en los resultados obtenidos de estudios con seguimiento anual y/o multianual como los realizados en la Bahía de Chengue, La Guajira y San Andrés Isla, son de gran utilidad en el entendimiento complejo y detallado de la estructura de *Thalassia testudinum* en el Caribe colombiano, debido a que a causa de las diferencias y similitudes encontradas comparativamente se abren nuevas inquietudes y necesidades de estudios con el fin de comprender en detalle las variaciones y estados particulares de este ecosistema, con los cuales las entidades tomadoras de decisiones y grupos de investigación multidisciplinaria sobre las zonas costeras del país, tendrán mejores argumentos en el momento de desarrollar nuevas y prácticas políticas de uso costero.

- Por otra parte, los estudios en pastos marinos en Colombia, han respondido fundamentalmente al interés científico particular o a oportunidades ofrecidas por proyectos nacionales que requieren información más específica en áreas determinadas, como requisito para realizar actividades en las zonas costeras. El grado de interés a nivel político, de gestión y financiación, es igualmente importante en este sentido, ya que con el apoyo gubernamental los seguimientos e información de primera mano sobre estos ecosistemas, tan necesarios para cumplir con las demandas propias tanto de los convenios en los que Colombia se ha adscrito como para el manejo de los propios recursos naturales, le ofrecerían al país y a las distintas comunidades nuevas alternativas sostenibles y de conservación

ambiental. Por lo anterior se hace necesario involucrar de una manera contundente a las gobernaciones, CAR's, entidades académicas e institutos de investigación e incluso la empresa privada, con el fin de aunar fuerzas y presupuestos, para proteger y aplicar manejos integrados satisfactorios en áreas de multiplicidad ecosistémica, de fauna y flora en el Caribe colombiano.

- Por último, en el país el conocimiento básico de los pastos marinos sobre épocas de reproducción, floración, cambios estacionales, genética (conectividad entre sí), distribución y efecto de otras especies de pastos como *Syringodium filiforme* y *Halodule wrightii* y/o algas asociadas, y su influencia en la estructura vegetal en praderas mixtas o monoespecíficas se podrían constituir en puntos pilar para la formulación de nuevos proyectos.

5.5. Literatura citada

- Amortegui, E. 2005. Variación espacial de la comunidad macrofaunal de praderas de pastos marinos de San Andrés Isla, Caribe colombiano. Trabajo de grado. Universidad Nacional de Colombia. Facultad de ciencias. Departamento de Biología. Bogotá. 40 p.
- Angel, I.F. y J. Polanía. 2001. Estructura y distribución de pastos marinos en San Andrés Isla, Caribe colombiano. *Bol. Ecotrópica* 35: 1-24.
- Chiquillo Mario, E. Taylor, M. Howard y J. M. Mow. 2001. Coral Reef and sea grass bed conditions, 1998-2000: San Andrés CARICOMP monitoring site, Western Caribbean. Informe CORALINA, 7 p.
- Barrios, L. y D. I. Gómez-López. 2002. Estado de las Praderas de pastos marinos. 41-51p. En: Informe del estado de los ambientes marinos y costeros en Colombia: Año 2001. Ospina, G y A. Acero (Ed.s). Medellín: Cuartas Impresores Ltda. Serie Publicaciones Periódicas N° 8. 178p. INVEMAR.
- Barrios, L. y A. Rodríguez. 2003. Estado de las Praderas de pastos marinos en Colombia. 115-136p. En: Informe del estado de los ambientes marinos y costeros en Colombia: Año 2003. Rodríguez, D. J. (Ed.). Medellín: Servigráficas. Serie Publicaciones Periódicas N° 8. 292p. INVEMAR.
- CARICOMP. 1997. Variation in ecological parameters of *Thalassia testudinum* across the CARICOMP network. *Proc. 8th Int. Coral Reef Symp.*, 1: 663-668.
- Dawes, C. 1986. Botánica marina. Editorial Limusa. México. 563p.
- Díaz, J. M. y A. Acero. 2003. Biodiversidad marina en Colombia: Estado actual del conocimiento y desafíos futuros. *Gayana (Concepc.)*. [online]. 2003, vol.67, no.2 [citado 12 Octubre 2005], 261-274. Disponible en la World Wide Web: http://www.scielo.cl/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S071765382003000200011&lng=es&nrm=is
- Díaz, J. M. y J. Pulido. 1997. Praderas de pastos marinos. En: Chávez, M.E. y N. Arango (eds). Informe Nacional sobre el estado de la biodiversidad en Colombia 1997, 276-285. Instituto de Investigación de recursos biológicos Alexander von Humboldt. IAvH. Bogotá.
- Díaz, J.M. y J. Garzón-Ferreira. 2001. Estado de los pastos marinos en Colombia. En: Informe del estado de los ambientes marinos y costeros en Colombia: Año 2000. Rodríguez, D. J. (Ed.). Medellín: Servigráficas. Serie Publicaciones Periódicas N° 8. 292p. INVEMAR.
- Díaz, J.M., L.M. Barrios, D.I. Gómez-López (Eds). 2003. Praderas de pastos marinos en Colombia: Estructura y distribución de un ecosistema estratégico. INVEMAR, Serie Publicaciones Especiales No. 10. Santa Marta, 160 p.

- Díaz, O. y Liñero-Arana, I. 2004. Comunidad de moluscos asociados a praderas de *Thalassia testudinum* (Banks et König, 1805), en la Bahía de Mochima, Venezuela. *Acta Científica Venezolana* 55: 44-55.
- Doering, P. H. y R. H. Chamberlain. 2000. Experimental studies on the salinity tolerance of Turtle Grass, *Thalassia testudinum*. Seagrasses: Monitoring, Ecology, Physiology, and Management. Crc Press. 81-98.
- Duarte, C.M. 1989. Temporal biomass variability and production/biomass relationships of sea grass communities. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 51(3): 269-276.
- Durako, M.J. 1988. Turtle grass (*Thalassia testudinum* Banks ex König) – A seagrass. Págs. 504-520. En: BAJAJ, Y.P.S. (Ed). 1988. *Biotechnology in Agriculture and Forestry*. Vol 6 Crops II. Springer-Verlag, New York.
- Gómez-López, D. I; A. Rodríguez y L. M. Barrios. 2004. Estado actual de las Praderas de pastos marinos en Colombia. 137-158p. En: Informe del estado de los ambientes marinos y costeros en Colombia: Año 2003. Espinosa, S. (Ed.). Medellín: Servigráficas. Serie Publicaciones Periódicas N° 8. 329p. INVEMAR.
- Garzón-Ferreira, Jy A. Rodríguez-Ramírez. 2003. Diez años de monitoreo en una pradera de *Thalassia*: 71-74. En Díaz, J.M., L.M. Barrios y D.I. Gómez-López (Eds). Las praderas de pastos marinos en Colombia: Estructura y distribución de un ecosistema estratégico. INVEMAR, Serie de Publicaciones Especiales No.10, Santa Marta, 159p.
- Gómez-López, D.I, A. Rodríguez-Ramírez y A. Jáuregui. 2005. Estado de las praderas de pastos marinos en Colombia: 111-123. En: Informe del estado de los ambientes marinos y costeros en Colombia: año 2004. INVEMAR, Santa Marta, Serie de Publicaciones Periódicas No. 8: 213p.
- INVEMAR. 2005. Informe Nacional sobre el estado de la biodiversidad en Colombia 2004. Instituto de Investigación de recursos biológicos Alexander von Humboldt. IAvH. Bogota.
- INVEMAR, 2002a. Determinación de la distribución y del estado de conservación de las tortugas marinas en el Caribe colombiano. Informe final para el Ministerio del Medio Ambiente. Convenio SECAB - INVEMAR No. 152-029/01. 159 p.
- INVEMAR, 2002b. Distribución, estructura y clasificación de las praderas de fanerógamas marinas en el Caribe colombiano. Proyecto INVEMAR-COLCIENCIAS. Programa de Biodiversidad y Ecosistemas Marinos. Informe Final. Santa Marta. 16p. Anexos.
- Kuo, J. y C. den Hartog. 2001. Seagrass taxonomy and identification key. Cap. 2 (pp.31-58) en F.T. Short y R.G. Coles (Eds.): *Global Seagrass Research Methods*. Elsevier Science B.V, Amsterdam.
- Lynton, D. y T. Fisher (Eds.). 2004. CARICOMP. Caribbean Coastal Marine Productivity Program. 1993-2003. CARICOMP, 91p.
- Márquez, G. 1996. Biodiversidad marina: aproximación con referencia al Caribe. Ecosistemas estratégicos y otros estudios de ecología ambiental. Fondo FEN Colombia. Bogotá. 67-102. [citado 19 Septiembre 2005], Disponible en World Wide Web: <http://www.idea.unal.edu.co/public/docs/BiodMarina.pdf>
- McNeill, S. E. y J. D. Bell. 1992. Comparison of beam trawls for sampling macrofauna of *Posidonia* seagrass. *Estuaries* 15 (3): 360-367.
- Montoya, P. 2002. Evaluación de la macrofauna epibentónica asociada a praderas de *Thalassia testudinum* (Banks ex König) en el Caribe colombiano. Trabajo de grado. Universidad Jorge Tadeo Lozano, Santa Marta, Colombia.
- Ogden, J.C. Faunal relationships in Caribbean seagrass beds. Capítulo 10, págs. 173-197. En: PHILLIPS, R.C. y McROY, C.P. 1980 *Handbook of seagrass biology: An ecosystem perspective*. New York: Garland Publishing, Inc. 353p.

- Palacios, D. G. y P. Rodríguez. 1992. Producción primaria de *Thalassia testudinum* y relación de su biomasa con el peso de epifitos. Isla grande (Parque Nacional Natural Corales del Rosario). Caribe colombiano. Tomo II. 607-618. Memorias del VIII Seminario Nacional de Ciencias Tecnológicas del Mar. Congreso Centroamericano y del Caribe de Ciencias del Mar. Santa Marta. 1147p.
- Pérez, D., M. Guevara y D. Bone. 1997. Cambios estacionales de productividad y tasa de recambio de *Thalassia testudinum* en Venezuela. Caribe sur. Resúmenes expandidos. Vol. II. VII Congreso Latinoamericano sobre Ciencias de Mar. Sao Paulo. 284-286.
- Prieto, A.S., Ruiz, L.J., García, N. y Alvarez, M. 2001. Diversidad malacológica en una comunidad de *Arca zebra* (Mollusca: Bivalvia) en Chacopata, Estado de Sucre, Venezuela. *Revista de Biología Tropical* 49 (2).
- Robbins, B. D. y S. S. Bell. 2000. Dynamics of a subtidal seagrass landscape: Seasonal and annual change in relation to water depth. *Ecology* 81(5): 1193-1205.
- Robblee, M. B., T. R. Barber, P. R. Carlson, M. J. Durako, J. W. Fourqurean, L. K. Muehlstein, D. Porter, L. A. Yarbro, R. T. Zieman, J. C. Zieman. 1991. Mass mortality of the tropical seagrass *Thalassia testudinum* in Florida Bay (USA). *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 71: 297-299.
- Rodríguez-Ramírez, A. y J. Garzón-Ferreira. 2003. Monitoreo de arrecifes coralinos, pastos marinos y manglares en la Bahía de Chengue (Caribe colombiano). INVEMAR, Serie de Publicaciones Especiales No. 8, Santa Marta, 170p.
- Rodríguez, B. 1982. Zonación y estructura de las comunidades macrofaunísticas en algunas playas arenosas de la región de Santa Marta, Caribe Colombiano. Tesis M. Sc. Biología Marina. Universidad Nacional de Colombia. INVEMAR.
- Rojas V., J. C. Jaimes, C. Sánchez y C. A. Trujillo. 1994. Cartografía de las praderas de fanerógamas en la Bahía de Taganga. Magdalena. Caribe colombiano. Memorias del IX Seminario Nacional de Ciencias y Tecnología del Mar y Congreso Latinoamericano en Ciencias del Mar. Disquette 1. Medellín. Colombia.
- Short, F.T., R.G. Coles y C. Pergent-Martini. 2001. Global seagrass distribution. p. 5-30. En: Short, F. y R. Coles (Eds.). *Global Seagrass Research Methods*. Elsevier, Amsterdam. 473 p.
- Vicente, V. P. 1992. A summary of ecological information on the seagrass beds of Puerto Rico. In: U. Seeliger (Ed) *Coastal Plant Communities of Latin America*, 107-121. Academic Press. 392 p.
- Virnstein, R.W. 1987. Seagrass-associate invertebrate communities of the Southeastern U.S.A.: A review. En: Durako, M.J., Phillips, R.C., y Lewis, R.R. Florida Marine Research Publications. Proceedings of the symposium on Subtropical-Tropical seagrasses of the Southeastern United States. Florida Department of Natural Resources, Bureau of Marine Science. St. Petersburg, Florida, U.S.A. 209 p.
- Williams, S. L. 1990. Experimental studies of Caribbean seagrass bed development. *Ecol. Monogr.* 60 (4):449-469.
- Young, D. y M. Young. 1982. Macrobenthic invertebrates in bare sand and seagrass (*Thalassia testudinum*) at Carrie Bow Cay, Belize. En : Rutzler, K. e I. E. MacIntyre (Ed.). *The Atlantic barrier reef ecosystem at Carrie Bow Cay, Belize. I. Structure and communities. Smithsonian Contribution for Marine Science.* 12: 115-126.
- Zieman, J.C. 1986. Gradients in Caribbean seagrass ecosystems: 25-29. En Ogden, J.C y Gladfelter E:H (Eds): *Caribbean coastal marine productivity. Unesco Reports in Mar. Sci.*, 41: 59p.
- Zieman, J.C. 1982. The ecology of the seagrasses of south Florida: A community profile. U.S. Fish and Wildlife Services. Office of Biological Services: Washington, D.C. FWD/OBI-82/25. 158 p.
- Zieman, J. C. 1975. Tropical seagrass ecosystems and pollution. En: Ferguson, E. J. y E. J. Johannes (Ed.). *Tropical Marine Pollution*. Amsterdam: Elsevier Publication Co.: 63-74.

6 ESTADO DE LOS MANGLARES EN COLOMBIA

6.1 Introducción

Los ecosistemas de manglar en Colombia han sido objeto de diversos estudios, dentro de los cuales los más destacables son los realizados por INVEMAR en el sistema lagunar Ciénaga Grande de Santa Marta que iniciaron hace más de tres décadas (Garay *et al.*, 2004). Así mismo los proyectos de investigación apoyados por la Organización Internacional de las Maderas Tropicales (OIMT) “Proyecto Manglares de Colombia” (Sánchez Paéz *et al.*, 2004) y estudios realizados por diferentes Universidades del país. Adicionalmente, las Corporaciones Autónomas Regionales costeras, han realizado investigación en estos ecosistemas, con el fin de dar cumplimiento a la Resolución 0721 del 2002 emitida por el Ministerio del Medio Ambiente sobre aspectos como diagnóstico, zonificación y formulación de los planes de manejo, a través de los cuales se pondrán en marcha acciones interinstitucionales para su conservación, recuperación y uso racional. En esta actividad, las CAR han contado con el apoyo del Ministerio de Ambiente Vivienda y Desarrollo Territorial (MAVDT), la Unidad de Parques Nacionales (UAESPNN), Universidades, Institutos de Investigación, las ONG, la empresa privada y las comunidades locales.

Los estudios de diagnóstico y zonificación de los manglares, presentados por CARDIQUE, CARSUCRE, CVS y CVC ya fueron aprobados por el MAVDT. Asimismo, están aprobados parcialmente la zonificación presentada por CORPOGUAJIRA, para las áreas de manglar de la Baja Guajira; y el diagnóstico del manglar de la Bahía de Tumaco y de la zona de Guapi, en las áreas de Joanico, Limones y Quiroga presentados por CORPONARIÑO. La zonificación y diagnóstico de las áreas del departamento de Nariño y del departamento del Chocó, se encuentran en ejecución. El estudio presentado inicialmente por la CRA fue actualizado durante el año 2005, de acuerdo a la solicitud expresa del MAVDT. De otra parte, la Corporación Autónoma Regional de los Valles del Sinú y del San Jorge (CVS) y la Corporación Autónoma Regional de Sucre (CARSUCRE), han formulado los respectivos planes de manejo para los ecosistemas de manglar en las áreas de su jurisdicción, encontrándose este último en ejecución.

En el presente informe se incluyen los avances realizados durante el año 2005, por algunas de las entidades antes mencionadas.

6.2 Estado de los Manglares

En Colombia los manglares ocupan un área aproximada de 312536 ha, distribuidas entre la costa Caribe (61742 ha) y Pacífica (250794 ha), según los registros de Sánchez-Páez *et al.* (2004) y los ajustes realizados por algunas Corporaciones Autónomas Regionales. Estos

bosques presentan crecientes signos de deterioro en sus atributos estructurales y funcionales y reducción en la cobertura, como consecuencia del aprovechamiento selectivo, la tala y relleno, la disposición de residuos sólidos, las alteraciones en el régimen hídrico y la construcción de obras civiles (carreteras, diques, infraestructura industrial y turística). Los impactos generados sobre los manglares afectan la oferta de bienes y servicios ambientales que estos bosques proveen dando como resultado una disminución en la captura y abundancia de las pesquerías, cambios en los fenómenos climáticos a escala local, regional y global, mayor susceptibilidad ante la incidencia de vendavales, inundaciones y posibles tsunamis entre otros aspectos. Las anteriores consideraciones demuestran la importancia de proteger, conservar y aprovechar de forma racional estos valiosos ecosistemas considerados estratégicos.

Tabla 6-1. Cobertura estimada de manglar (ha) vivo y muerto por departamento para las costas colombianas, según datos de ¹Sánchez-Páez *et al.*, 2004; ²Restrepo y Villamil, 2005; ³López y Sierra, 2005; ⁴CORPOURABÁ, 2002; ⁵CVC, 2001. nd= dato no disponible.

Departamento	Manglar vivo (ha)	Manglar muerto (ha)
Guajira ¹	3131	255
Magdalena ²	25830	25318
Atlántico ³	613	535
Bolívar ¹	7001	55
Sucre ¹	9303	489
Córdoba ¹	8862	299
Antioquia ⁴	6805	606
San Andrés Islas ¹	232	nd
TOTAL CARIBE	61777	27557
Chocó ¹	64750	nd
Valle del Cauca ⁵	32073	nd
Cauca ¹	36276	nd
Nariño ¹	149736	nd
TOTAL PACÍFICO	250794	
TOTAL COLOMBIA	312571	aprox¹, 80000

La información presentada corresponde solamente a las coberturas de manglar ubicadas en las zonas costeras continentales, sin embargo en la isla de San Andrés también hay manglares de los cuales solamente se dispone de información para el sector de Cocoplum Bay que corresponde a un manglar interno tropical. Este tipo de manglar es interesante, pues carece de conexión directa con el mar y podría ser un relicto del Pleistoceno. Woodroffe (1992) postula que estos sistemas muestran una respuesta más clara a factores climáticos

y no tanto oceanográficos como el resto de tipos fisiográficos de manglar, lo cual los hace únicos. La extensión de este manglar estaba estimada en 27.1 ha (García-Hansen, 1996), aunque realmente posee 62.6 ha, siendo el manglar más grande de la isla (Sistema de Información Geográfico; CORALINA, 2005). El 28% de este manglar está dominado por *Rhizophora mangle*. Cocoplum Bay se caracteriza por no presentar comunicación directa al mar (no afectado por mareas), aunque se inunda hasta 80 cm en la época de lluvias (Sánchez-Páez *et al.*, 1997). Pese a que este manglar está ubicado dentro de la reserva de la Biosfera “Seaflower” (UNESCO, 2005), presenta diversos impactos de origen antrópico, como contaminación con basuras, escombros, tala de árboles y extracción de arenas (Sánchez-Páez *et al.*, 1997).

6.2.1 Departamento Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina

La Pontificia Universidad Javeriana en el año 2001, estableció un plan de monitoreo permanente en el manglar interno tropical de Cocoplum Bay, situado al oriente de la isla de San Andrés (12°33'37.4"N; 81°42'40.8"W). En este ecosistema, se establecieron tres parcelas permanentes (25x2 m c/u, separadas máximo 100 m.) que se monitorearon en los años 2001 (Acosta *et al.*, 2002), 2003, 2004 (Acosta *et al.*, 2003 y 2004) y 2005. Cada año, se cuantificaron las variables altura total, porcentaje de herbivoría, abundancia total y densidad en todas las plántulas (individuos <1.5 m de altura) dentro de las parcelas. Adicionalmente, un total de 13 árboles adultos de *R. mangle* fueron marcados y monitoreados dentro de las parcelas. Para los adultos se midió: productividad, altura (desde el sustrato hasta la primera rama, desde el sustrato hasta la última raíz fúlcrea y total), circunferencia a la altura del pecho - CAP (según la metodología descrita en CARICOMP, 1994) y densidad. Para estimar la productividad parcial, cada año se dispusieron al azar 8 trampas de hojarasca (45x45 cm), durante 48 horas, por parcela. En laboratorio fue subdividida la hojarasca en tres componentes: hojas, flores/frutos y tallos.

Con base en las ecuaciones descritas en CARICOMP (1994) fue posible estimar adicionalmente las siguientes variables: volumen del tronco, biomasa, diámetro a la altura del pecho (DAP) y área basal. En el 2005 se implementó una nueva metodología (siguiendo el Manual de CARICOMP, 1994) para mejorar la resolución en la dinámica de las plántulas y permitir su comparación. Para ello, en cada parcela se establecieron al azar 5 cuadrantes de 1 m², donde se contaron y marcaron todos los juveniles. Esto permitirá a futuro determinar tasas de crecimiento y mortalidad.

La comparación temporal de variables en plántulas indicó que la altura total fue la única variable significativa para el reclutamiento de *R. mangle* (Tabla 6-2). Las otras variables analizadas en orden de importancia, fueron el porcentaje de herbivoría, la abundancia total y la densidad. Los mayores valores en el tiempo para todas las variables se presentaron en el 2005.

Tabla 6-2. Dinámica temporal (2001-2005) de *Rhizophora mangle* en Cocoplum Bay. Valores promedio. nc = Variable no cuantificada. PLAN = plántulas

Variable		2001	2003	2004	2005
PLAN	Altura Total (m)	0.42	0.61	0.48	0.74
	Herbivoría (Categoría)	nc	nc	1-25%	26-50%
	Abundancia total (ind 150m ⁻²)	355	260	617	999
	Densidad (ind m ⁻²)	3.55	1.73	4.11	6.51
ADULTOS	Productividad total (gC m ⁻² día ⁻¹)	1.97	nc	3.50	4.56
	Productividad tallos	nc	nc	0.32	0.59
	Productividad hojas	nc	nc	1.94	2.12
	Altura sustrato-Primer follaje (m)	5.78	5.62	5.65	6.63
	Altura sustrato - raíz (m)	4.32	4.14	4.37	5.12
	Volumen tronco (m ³ 100 m ⁻²)	15.72	16.42	18.69	18.96
	Biomasa Cintron (kg m ⁻²)	58.09	59.06	66.19	67.34
	Altura Total (m)	18.23	17.60	18.17	19.15
	DAP (cm)	33.61	33.78	35.67	35.68
	Área basal (m ² ha ⁻¹)	87.32	90.43	99.56	96.77
	Biomasa Golley (kg m ⁻²)	10.25	9.92	10.48	10.48
	Densidad (ind m ⁻²)	0.090	0.093	0.093	0.087
	Productividad flores y frutos	nc	nc	1.24	1.85

La comparación espacial de las plántulas en el 2005 mostró que la herbivoría fue mayor en la parcela 2 (26-50%) y menor en la parcela 3 (cercano a 0). La abundancia de plántulas (cuadrantes de 1m²; n = 50 m²) fue mayor en la parcela 2 con 970 individuos y menor en la parcela 1 con 310 individuos. La densidad siguió el mismo comportamiento que la abundancia. La altura total de las plántulas no tuvo variaciones significativas en el espacio, indicando sincronía en reclutamiento.

En los adultos solamente se observan cambios significativos en la productividad total y la productividad de tallos en el tiempo, destacándose bajos valores en el 2001 (1.97 gC m⁻² día⁻¹; Tabla 6-2); esto posiblemente atribuido a la acción mecánica defoliadora del Huracán Michelle que tuvo lugar días antes al monitoreo (Acosta *et al.*, 2002). La productividad de hojas, flores/frutos, la altura (total, sustrato-follaje y sustrato-raíz), el DAP, biomasa, volumen del tronco, área basal y la densidad de árboles no cambiaron en el tiempo de manera significativa. Sin embargo, entre el 2004 y el 2005, se registró la muerte de un adulto y el ingreso de otro a esta categoría (por crecimiento). Al comparar espacialmente los adultos en el 2005, se encontró que la altura total y la productividad de hojas variaron significativamente. La variable altura, en la parcela 1 presentó el mayor valor promedio, en

contraste con la parcela 2 (menor). Las demás variables exhibieron similares promedios a escala espacial.

El seguimiento a mediano plazo de los atributos estructurales y funcionales de *Cocoplum Bay*, ha permitido diagnosticar el estado del ecosistema, así como las variables clave que determinan la dinámica de este manglar interno. El área de estudio se caracterizó por ser un bosque maduro con buen desarrollo estructural, evidenciado por el DAP promedio de los árboles, el área basal y el volumen del tronco. Los resultados sugieren que la población dominante del sistema posee tendencia a crecer en términos poblacionales dada la alta tasa de reclutamiento. Además los individuos de *R. mangle* tienden a aumentar su biomasa, altura, DAP y volumen del tronco. Al comparar los atributos con lo reportado por Linton y Fisher (2004) para otros manglares del Caribe, se observa que el área basal cuantificada fue más del doble, mientras que la productividad, aunque dentro del rango esperado, superó los manglares de todas las islas Caribeñas.

Tabla 6-3. Comparación espacial de *Rhizophora mangle* para plántulas y adultos en Cocoplum Bay (2005). Valores promedio $\pm$ Desviación estándar. PLAN = plántulas

Variable		Plot 1	Plot 2	Plot 3
PLAN	Herbivoría (Categoría)	1-25%	26-50%	0%
	Abundancia total extrapolada (ind 50 m ²)	310.00	970.00	450.00
	Densidad (ind m ⁻²)	6.20 $\pm$ 2.17	19.40 $\pm$ 5.13	9.00 $\pm$ 2.24
	Altura Total (m)	79.13 $\pm$ 19.35	68.23 $\pm$ 11.36	73.31 $\pm$ 13.96
ADULTOS	Altura Total (m)	22.46 $\pm$ 1.42	16.95 $\pm$ 1.84	17.23 $\pm$ 5.49
	Productividad hojas (gC m ⁻² día ⁻¹)	0.94 $\pm$ 0.05	2.72 $\pm$ 0.29	2.70 $\pm$ 0.27
	Productividad flores	0.72 $\pm$ 0.06	0.53 $\pm$ 0.02	0.28 $\pm$ 0.05
	Altura sustrato - raíz (m)	4.52 $\pm$ 1.59	6.03 $\pm$ 1.20	4.96 $\pm$ 1.74
	Productividad frutos	3.91 $\pm$ 1.75	0.00 $\pm$ 0.00	0.00 $\pm$ 0.00
	Productividad tallos	0.73 $\pm$ 0.11	0.71 $\pm$ 0.18	0.34 $\pm$ 0.07
	DAP (cm)	31.81 $\pm$ 5.92	44.44 $\pm$ 18.04	31.75 $\pm$ 11.15
	Área basal (m ² ha ⁻¹)	81.68 $\pm$ 6.74	139.44 $\pm$ 29.61	69.20 $\pm$ 12.60
	Biomasa Golley (kg m ⁻²)	10.78 $\pm$ 0.46	12.05 $\pm$ 1.22	8.61 $\pm$ 1.30
	Altura sustrato-Primer follaje (m)	6.12 $\pm$ 0.55	6.98 $\pm$ 1.35	6.91 $\pm$ 1.36
	Productividad total	6.36 $\pm$ 1.70	3.99 $\pm$ 0.40	3.33 $\pm$ 0.22
	Productividad misceláneo	0.06 $\pm$ 0.03	0.03 $\pm$ 0.01	0.00 $\pm$ 0.00
	Volumen tronco (m ³ 100 m ⁻²)	18.63 $\pm$ 0.86	25.17 $\pm$ 3.05	13.08 $\pm$ 1.23
	Biomasa Cintron (kg m ⁻²)	69.23 $\pm$ 5.54	84.24 $\pm$ 17.44	48.53 $\pm$ 8.69

Aunque la estructura del bosque, dominado por *R. mangle*, fue estable en el tiempo, los procesos de entrada y salida en esta especie generan gran dinámica (Figura 6-1). Se destaca el alto esfuerzo de reproducción de los individuos de *R. mangle*, el cual es continuo y creciente en el tiempo generando una gran entrada de juveniles al sistema. La importancia de reclutamiento es tan grande que el número de juveniles se incrementó tres veces en un lapso de 4 años. Este proceso aunque favorecido por la baja densidad de adultos y la presencia de espacio libre para asentamiento, no fue uniforme en el espacio. La caída de árboles por senescencia o por huracanes, genera “claros” que facilitan el reclutamiento y el crecimiento de las plántulas. La pérdida de individuos de la población o salida para el sistema esta determinada principalmente por la alta mortalidad de plántulas. Las causas de muerte se relacionan con el efecto antrópico de pisoteo y la competencia intraespecífica. Debido al alto reclutamiento y pobre sobrevivencia de juveniles en las parcelas, se sugiere que el área de estudio sea utilizada como fuente de frutos, propágulos y plántulas de *R. mangle* para rehabilitar otros manglares o zonas litorales vulnerables de la isla. Urgentes acciones de manejo son necesarias para proteger este importante relicto de manglar, uno de los mejores del Caribe y único en su tipo fisiográfico, ya que actualmente es usado como botadero de basura.

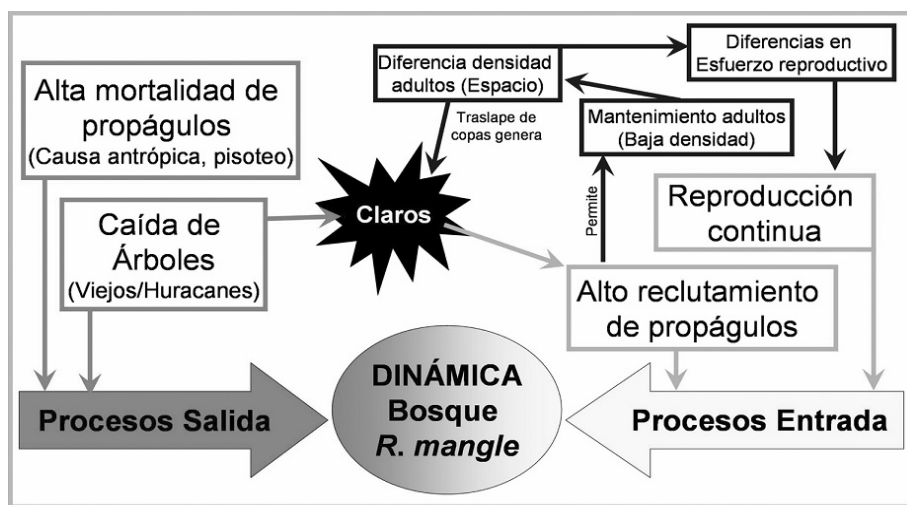


Figura 6-1. Esquema sinóptico de la dinámica temporal de *Rhizophora mangle* en Cocoplum Bay (tomado de Acosta *et al.*, 2005).

6.2.2 Departamento del Atlántico

La CRA, en convenio con el Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras – INVEMAR, desarrollaron el proyecto “Ajuste y actualización del diagnóstico y zonificación de los manglares de la zona costera del departamento del Atlántico, Caribe colombiano” durante el 2005, cuyo objetivo fue determinar el estado actual de los manglares de la zona costera del departamento, incluyendo el componente biótico (composición y estructura de los bosques de manglar y anotaciones ecológicas sobre fauna y flora asociada) y socioeconómico (usos y actividades tradicionales comunitarias de aprovechamiento del manglar), como fundamento para la zonificación y la definición de los criterios de manejo.

De acuerdo con los estudios de Sánchez-Paéz *et al.* (1997) la cobertura de manglar estimada para el departamento del Atlántico era de 1148 ha y según la actualización realizada por Lopez y Sierra (2005), el área se redujo a 613.3 ha, lo cual representa una pérdida del 47 %. Estos manglares se encuentran distribuidos entre los ambientes estuarinos litorales de las ciénagas de Mallorquín, Manatíes, El Rincón, Balboa, el Totumo y el sector de La Represa y a lo largo de la línea de costa en los sectores de Astilleros, Bocatocino, Punta de Morro Pelao, Cerro Punta de Piedra, Santa Verónica, Rincón Hondo, Punta Velero, Playa Turipaná y Punta de Morro Hermoso.

Los manglares del Atlántico se desarrollan a lo largo de la costa del departamento formando pequeños rodales. Debido a las condiciones áridas de los suelos su crecimiento es de tipo arbustivo y se encuentran dominados por *Avicennia germinans* con un Índice de Valor de Importancia (IVI) de 198.98 (Tabla 6-4). *Conocarpus erecta* es la segunda especie más abundante en el área presentándose especialmente en los bordes de ciénagas de aguas dulces como El Rincón, La Represa y El Totumo. *Laguncularia racemosa* conforma bosques mixtos con *C. erecta* o *A. germinans*. La especie menos frecuente fue *R. mangle* que se encontró solamente en la parte sur y nororiental de la Ciénaga de Mallorquín y en las ciénagas de Manatíes y Balboa (López y Sierra, 2005).

Las mayores extensiones de manglar se encuentran rodeando las ciénagas de Mallorquín, Manatíes y Balboa. Los rodales con mayor desarrollo se observaron en la Ciénaga de Mallorquín, hacia el sur y en el costado occidental, donde se presentan árboles de *A. germinans* y *L. racemosa* hasta de 16 m de altura y 35 cm de DAP y la mayor densidad de plántulas producto de la regeneración natural. Los manglares localizados a lo largo de la costa en Punta Velero, Astilleros y en sitios cercanos a la ciénaga El Rincón no presentan buen desarrollo debido a las condiciones de aridez de los suelos y a que los subsidios de agua dulce son estacionales, formándose rodales malos y con árboles achaparrados. En el área del Totumo, el manglar se limita a un borde sobre el cuerpo de agua de la ciénaga, en donde los bajos valores de salinidad han permitido el avance de macrófitas y de pastos

utilizados para la ganadería extensiva (López y Sierra, 2005). Aunque *C. erecta* fue más abundante que *L. racemosa*, sus árboles presentaron altura y DAP promedio más bajos. En contraste aun cuando *R. mangle* presentó el mayor DAP promedio de las cuatro especies, la baja densidad de individuos en los bosques hacen que su aporte al área basal total del manglar sea el mas bajo (Tabla 6-4).

Tabla 6-4. Índice de valor de importancia (IVI) de las cuatro especies de mangle encontradas en el departamento (Tomada de López y Sierra, 2005)

Especie	Abundancia relativa	Dominancia relativa	Frecuencia relativa	IVI
<i>A. germinans</i>	75.63	69.24	54.09	199
<i>C. erecta</i>	14.37	14.84	16.39	46
<i>L. racemosa</i>	5.83	10.05	21.31	37
<i>R. mangle</i>	4.15	5.85	8.19	18.
TOTAL	100	100	100	300

En general, los manglares del Atlántico se encuentran bastante intervenidos y es evidente la tala selectiva, sobre todo en los bosques cercanos a los asentamientos humanos aledaños a Mallorquín, Santa Verónica y Bocatocino. La construcción de casas, restaurantes y centros vacacionales ha propiciado la pérdida de vastas áreas de bosque, sobre todo alrededor de la ciénaga de Manatíes, Salgar y Astilleros. La percepción y la conciencia de protección hacia el manglar cambia a lo largo de la costa, en los pobladores de Mallorquín se percibió un mayor apropiamiento del ecosistema, mientras que en el área de la ciénaga del Totumo el manglar es visto sin ninguna utilidad más allá de proporcionar sombra durante las faenas de pesca y actividades agrícolas.

6.2.3 Departamento del Magdalena

Ciénaga Grande de Santa Marta

En el Magdalena y específicamente en la Ciénaga Grande de Santa Marta, el INVEMAR con el apoyo del MAVDT, CORPAMAG y la Unidad de Parques (UAESPNN) continúa con el proyecto “Monitoreo de las condiciones ambientales y los cambios estructurales y funcionales de las comunidades vegetales y de los recursos pesqueros durante la rehabilitación de la Ciénaga Grande de Santa Marta”. El objetivo del proyecto es evaluar de forma integral el impacto del nuevo régimen hidrológico en el proceso de recuperación ecológica de la CGSM. Como parte de este proyecto se continúa evaluando la calidad del agua, el estado del bosque de manglar y los recursos pesqueros en el sistema lagunar. La información que se presenta a continuación fue tomada de Restrepo y Villamil, 2005.

El monitoreo de los manglares en la CGSM se realiza mediante la evaluación de las variables estructurales y funcionales del bosque, las cuales incluyen la medición de diámetro y altura de los árboles; y las variables fisicoquímicas, nivel del agua en las áreas de manglar y la salinidad del agua superficial e intersticial. Los estudios de campo se complementan con la estimación de los cambios en la cobertura vegetal (Km²) desde 1993 a 2005, mediante el estudio de imágenes satelitales y análisis de regresión. Los muestreos se realizan en cinco estaciones que se seleccionaron teniendo en cuenta la distancia a los canales que aportan agua del Río Magdalena y el estado de perturbación del ecosistema de manglar (Rinconada, Km 22, Caño Grande, Aguas Negras y Luna). La estación Rinconada se utiliza como punto de referencia, por ser el área con mayor desarrollo estructural del bosque, salinidad relativamente baja y menor grado de perturbación, mientras que Luna es el área más afectada con menor cobertura vegetal y altos valores de salinidad.

La variable fisicoquímica salinidad, mostró un marcado descenso entre los años 1999 y 2001, debido al efecto de las altas precipitaciones del año 1999 y a la extensión del período de inundación que afectó la CGSM. Durante el período 2001-2004 se observó una tendencia de incremento en la mayoría de las estaciones, presentándose los valores más altos en Luna en el rango de 60 a 70 y valores puntuales hasta de 80. Entre tanto, durante la época seca de 2005, la salinidad intersticial se redujo en aproximadamente 20 unidades en Aguas Negras, Km 22, Caño Grande y Rinconada, mientras que en Luna se mantuvieron los valores más altos (60) y similares a los medidos en 2004 (Figura 6-2).

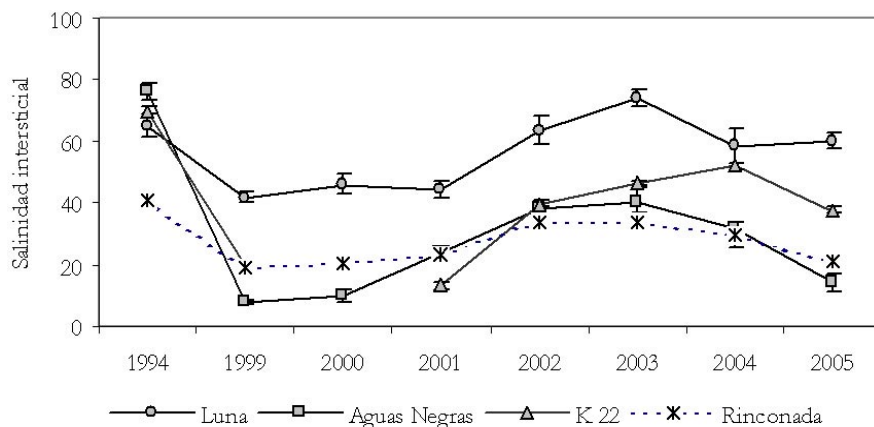


Figura 6-2. Variación del valor medio de la salinidad intersticial durante las épocas secas (enero-marzo) de 1994 y del período 1999-2005 en cinco áreas de manglar de la ecorregión CGSM. Las barras representan el error estándar.

El incremento en la salinidad intersticial en las áreas de manglar de la ecorregión CGSM se considera como una de las principales causas de mortalidad de la vegetación. Las variaciones de la salinidad se explican por las condiciones de déficit hídrico imperantes en la ecorregión, los patrones de distribución de las lluvias, los bajos caudales producto de la sedimentación de los caños que aportan agua dulce del Río Magdalena y las fluctuaciones de la marea. Adicionalmente, en cada una de las estaciones de monitoreo se presentan condiciones físicas que en algunos casos facilitan y en otros afectan los flujos hídricos (presencia o ausencia de caños, elevaciones o depresiones del terreno), dando como resultado valores bajos a medios en el primer caso y valores altos (³ 45) en el segundo.

En cuanto a los cambios en el nivel de agua al interior de las áreas de manglar, se registró la máxima altura (110 cm) durante la época de lluvias de 1999, por efecto del evento La Niña. A partir de 2000 los niveles del agua se han mantenido alrededor de los 20 cm con excepción de los períodos de lluvias de noviembre de 2004 y 2005, cuando se midieron niveles medios de 40 y 36 cm respectivamente (Figura 6-3).

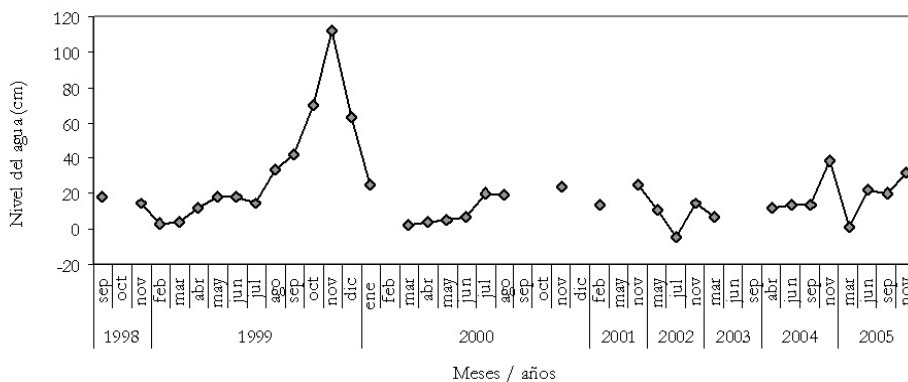


Figura 6-3. Nivel del agua al interior del bosque de manglar en la estación Rinconada, durante el período 1998-2005.

Los cambios en los niveles de agua, tuvieron los mayores efectos sobre la regeneración natural (producción y establecimiento de propágulos y densidad de plántulas). Durante 1999, período afectado por el evento La Niña, se estimó que las estaciones de monitoreo permanecieron inundadas entre 209 y 257 días del año (Rivera-Monroy *et al.*, 2001). Estas condiciones dieron lugar a bajas tasas de implantación de propágulos y a la muerte de gran número de plántulas (Restrepo *et al.*, 2002). En la época seca cuando el nivel de agua es bajo los propágulos tienen mayor probabilidad de establecimiento, debido a que están en contacto con el sustrato, mientras que en las épocas de lluvia éstos flotan en la superficie

del agua y pueden ser arrastrados a otras zonas o se hidratan y se hunden y si el nivel de agua no desciende en el tiempo máximo de supervivencia se mueren.

Los cambios en la regeneración del manglar se estimaron a través de la medición de densidad de las plántulas y propágulos de mangle. La mayor densidad de plántulas se registró en la estación Km 22, seguida de Caño Grande y Rinconada (Figura 6-4). En todas las estaciones las mayores densidades de plántulas estuvieron en el sector 0 a 10 m durante todo el año, con valores bajos entre 3.1 y 4.4 individuos m^{-2} en Aguas Negras y Luna, intermedios entre 5.9 y 6.9 individuos m^{-2} en Rinconada y Caño Grande, y el valor más alto (18.3 individuos m^{-2}) en la estación Km 22. Entre tanto la densidad de plántulas en los otros sectores (20-30 y 40-50 m) fue notablemente más baja en todas las estaciones durante el transcurso del año.

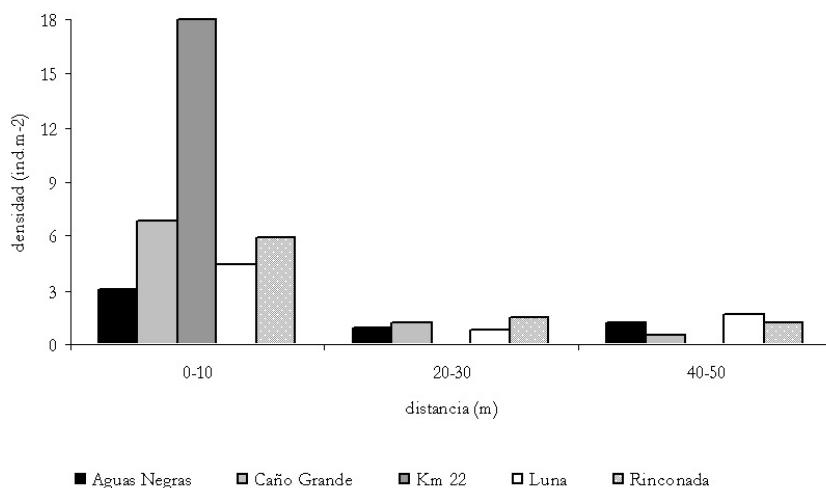


Figura 6-4. Densidad de plántulas de las tres especies de mangle, medidas en el 2005 en tres sectores, al interior de cinco estaciones de la CGSM.

La abundancia de propágulos sobre el sustrato fue muy baja durante el primer trimestre (época seca), con un valor cercano a cero. Únicamente en Rinconada y Caño Grande se estimaron densidades de 0.9 y 0.1 propágulos m^{-2} de *A. germinans* y *R. mangle*, respectivamente. En contraste, para el tercer trimestre (época lluviosa) la oferta de propágulos fue mayor (1.7 – 22.3 propágulos m^{-2}) (Figura 6-5).

Al comparar las densidades de plántulas y propágulos con el nivel del agua, se observa que para el primer trimestre del año (época seca), cuando el nivel de agua es bajo, hay mayor densidad de plántulas y menor disponibilidad de propágulos. En tanto que en la época lluviosa cuando sube el nivel del agua, aumenta la oferta de propágulos pero disminuye el establecimiento y la densidad de plántulas (Figura 6-5).

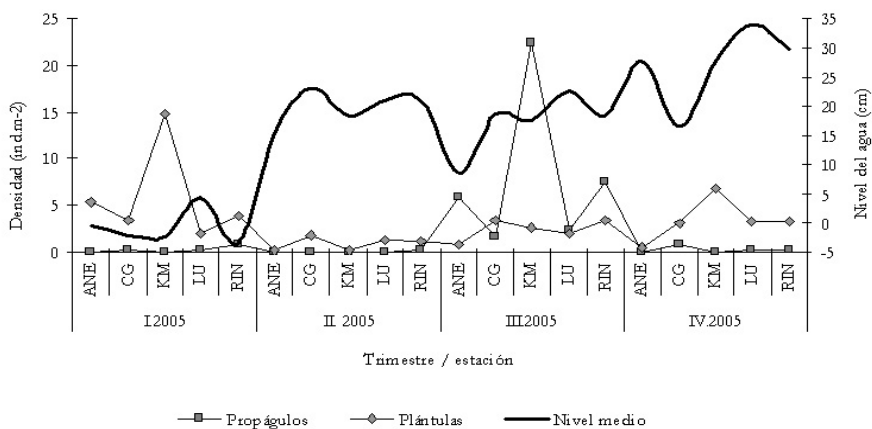


Figura 6-5. Relación entre la densidad de propágulos, la densidad de plántulas y el nivel de agua en las estaciones ANE: Aguas Negras, CG: Caño Grande, KM: Km 22, LU: Luna y RIN: Rinconada, durante los cuatro trimestres del año 2005.

En las cinco estaciones de muestreo se presentó una copiosa regeneración natural en el sector 0-10 metros (Figura 6-4), producto de la composición del bosque de borde y de los bajos niveles de agua (<10 cm). En las estaciones Km 22 y Luna, *L. racemosa* dominó en la regeneración natural. Cabe destacar que aunque para el 2005 la regeneración natural en Aguas Negras fue menor que en los años anteriores, el continuo desarrollo de plántulas que se ha observado incluso hasta principios del año 2005, ha propiciado la recuperación de la que era considerado anteriormente como una de las áreas más deterioradas por el bajo desarrollo estructural del bosque y la alta salinidad intersticial (Serrano, 1995) y que paulatinamente se ha convertido en una zona vegetada por manglar, no solo en la orilla del cuerpo de agua (Ciénaga de Pajalal y caño Aguas Negras) sino también al interior de los playones salinos que existían.

La cobertura del bosque se estima a través de las mediciones del área basal. Los mayores incrementos en el área basal de los manglares se observaron en la estación Km 22 ubicada sobre el margen norte del caño Clarín, en donde se dio el rápido desarrollo de *A. germinans*

y *L. racemosa* después de la apertura del caño. El área basal para esta última especie aumentó de 1.5 en 1998 a 10.3 m² ha⁻¹ en 2002 (700 %), no obstante para 2003, 2004 y 2005 se redujo considerablemente a 8.4; 4.2 y 0.95 m² ha⁻¹ respectivamente, lo cual representó una disminución del 90 % en el área basal y por ende de su cobertura. El cambio observado en la dominancia de las especies se atribuyó a la mayor tolerancia de *A. germinans* a las condiciones de déficit hídrico e incremento en la salinidad intersticial que prevalecieron en el área durante el período 2001-2003 y parte de 2004. Los menores incrementos en el área basal para *A. germinans* y en general para todas las especies, se estimaron en la estación Caño Grande (Figura 6-6), probablemente por la utilización del recurso por parte de los pescadores.

En general, el monitoreo de CGSM ha mostrado que en algunas zonas del sistema lagunar, especialmente en las áreas de manglar cercanas a los caños (Km 22, Aguas Negras) se dieron eventos de recuperación natural. No obstante, el retroceso en las condiciones hidrológicas observado desde el 2001, atribuido a la falta de mantenimiento de los caños y a las condiciones climáticas de la región (años El Niño moderados), han tenido un efecto negativo sobre la recuperación de la cobertura vegetal en las estaciones de monitoreo del caño Clarín (Km 22 y Rinconada). A través de imágenes satelitales se estimaron las coberturas de manglar y se reafirmó a mayor escala lo observado con las mediciones de campo, la recuperación del manglar hasta el 2001 y una pérdida de cobertura que hasta el 2005 alcanzó valores similares a los registrados en 1999, con 25830 y 25750 ha respectivamente.

Paralelamente a los estudios de monitoreo de manglares realizados en la Ciénaga Grande de Santa, el INVEMAR y el Grupo de Cambio Climático del Centro Interamericano de Agricultura Tropical (CIAT) iniciaron investigaciones conjuntas para valorar la producción de gases efecto invernadero - GEI (óxido nitroso y metano), con el fin de examinar como la presión simultánea por el cambio en el uso del suelo y el cambio climático afectan la función de los manglares en el almacenamiento de carbono. El estudio se realiza desde junio de 2005 en cuatro áreas de manglar de la CGSM que presentan diferente gado de deterioro o recuperación y servirá de sustento científico para la formulación de propuestas de investigación y recuperación de los bosques de manglar, como una de las estrategias a emprender para mitigar los efectos del cambio climático global.

Bahía de Chengue, Parque Nacional Natural Tayrona

En el marco del programa CARICOMP, se han evaluado sin interrupción desde 1995 (11 años) algunas características estructurales y funcionales del bosque de *R. mangle* de la laguna sur de la Bahía de Chengue. El muestreo realizado en el 2005 indicó que los atributos estructurales no presentaron cambios relevantes con relación al año 2004 (Tabla 6-5). Al comparar los promedios de algunas de estas variables con la información de varios rodales monitoreados en el Gran Caribe (CARICOMP, 1997, Linton y Fisher, 2004), se encontró

que la mayoría de los valores de Chengue están muy cercanos a los máximos registrados en otras localidades.

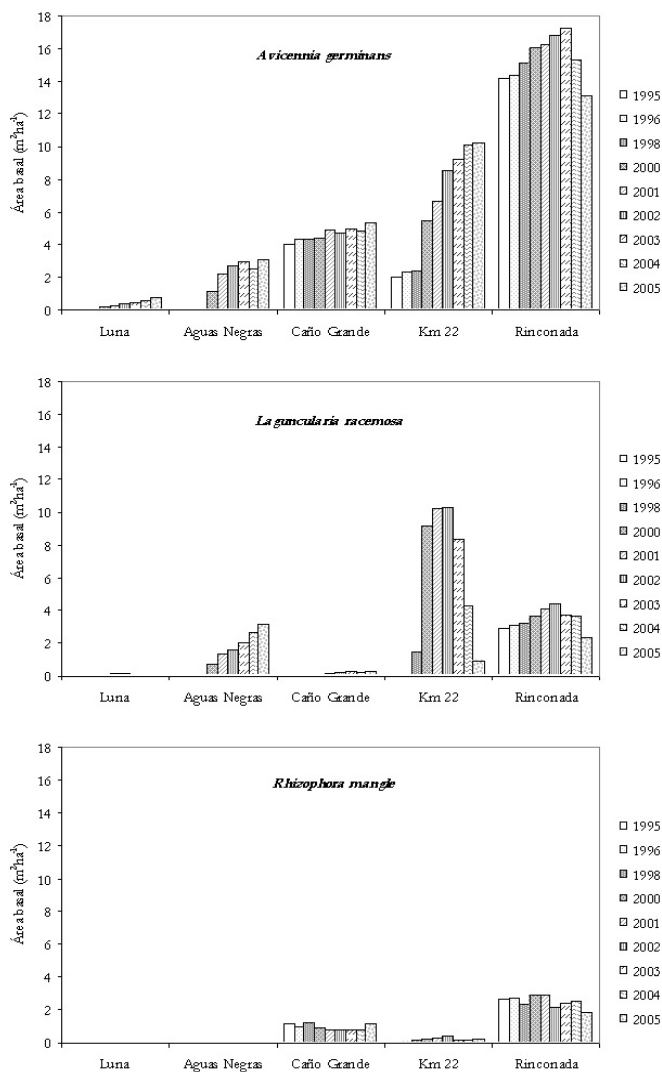


Figura 6-6. Área basal ($\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$) para *A. germinans* (a), *L. racemosa* (b) y *R. mangle* (c), en cinco áreas de manglar de la CGSM durante el período 1995-2005.

Tabla 6-5. Promedios (PROM) y error estándar (EE) de los atributos estructurales estimados para el bosque de *R. mangle* por año de monitoreo en tres parcelas en la Bahía de Chengue. *= No se reporta porque se calcula con la altura de los árboles, los cuales no han sido medidos desde el año 2001. 1 = según Golley *et al.* (1962).

AÑO	ALTURA RAÍZ (m)		LONGITUD TRONCO (m)		ALTURA TOTAL (m)		DAP (cm)		ÁREA BASAL (m ² ha ⁻¹)		VOL.TRONC. (m ³ 100 m ⁻²)		BIOMASA ¹ (kg m ⁻²)		DENSIDAD (ind 100 m ⁻²)	
	PROM	EE	PROM	EE	PROM	EE	PROM	EE	PROM	EE	PROM	EE	PROM	EE	PROM	EE
1995	1.6	0.11	3.82	0.41	7.3	0.29	11.6	0.44	42.6	3.6	3.63	0.54	13.5	0.48	34.7	2.4
1996	1.6	0.11	3.87	0.44	7.5	0.38	11.7	0.43	43.4	3.8	3.83	0.62	13.5	0.52	34.0	2.1
1997	1.6	0.11	3.90	0.44	7.6	0.43	11.8	0.43	42.3	3.0	3.80	0.61	13.2	0.68	33.3	2.7
1998	1.6	0.11	3.56	0.09	7.6	0.46	12.1	0.42	43.8	2.7	3.95	0.60	13.4	0.61	33.3	2.7
1999	1.6	0.10	3.56	0.09	7.6	0.49	12.0	0.44	43.9	3.2	3.95	0.65	13.4	0.68	33.3	2.7
2000	1.6	0.17	3.50	0.51	7.4	0.73	12.1	0.79	44.1	3.3	3.73	0.54	13.4	0.68	33.3	2.7
2001	1.5	0.17	3.40	0.24	*		13.5	1.16	44.1	3.6	*		13.2	0.81	33.3	2.7
2002	1.6	0.17	3.44	0.47	*		12.3	0.81	44.7	3.4	*		13.3	0.80	31.7	2.4
2003	1.6	0.18	3.50	0.45	*		12.4	0.80	44.8	3.4	*		13.3	0.80	33.7	3.0
2004	1.6	0.17	3.50	0.44	*		12.4	0.74	42.1	3.1	*		12.6	0.86	30.3	1.7
2005	1.6	0.18	3.57	0.47	*		11.9	1.19	45.1	3.6	*		13.2	0.83	33.7	3.0
PROM																
95-05	1.6	0.00	3.6	0.00	7.5	0.00	12.2	0.00	43.7	0.0	3.8	0.00	13.3	0.00	33.2	0.0

Por su parte, los valores de las tasas de producción total de hojarasca hallados en los meses de octubre ($5.1 \text{ g m}^{-2} \text{ día}^{-1}$) y noviembre ($4.6 \text{ g m}^{-2} \text{ día}^{-1}$) del 2005, permanecieron dentro del intervalo de variación del monitoreo entre 1995 y 2004 (Figura 6-7). Este bosque es comparativamente uno de los más productivos (en términos de caída de hojarasca) dentro del Gran Caribe (CARICOMP, 1997 y Linton y Fisher, 2004), como consecuencia del déficit de agua dulce al que se encuentra sometido (Rodríguez-Ramírez y Garzón-Ferreira, 2003). Información más detallada acerca de los manglares de Chengue puede consultarse en Rodríguez-Ramírez y Garzón-Ferreira (2003) y Rodríguez-Ramírez *et al.* (2004). En general la información obtenida permite concluir que el rodal de *R. mangle* en la Bahía de Chengue contó con las condiciones que le permitieron desarrollarse normalmente durante el periodo evaluado (2004-2005).

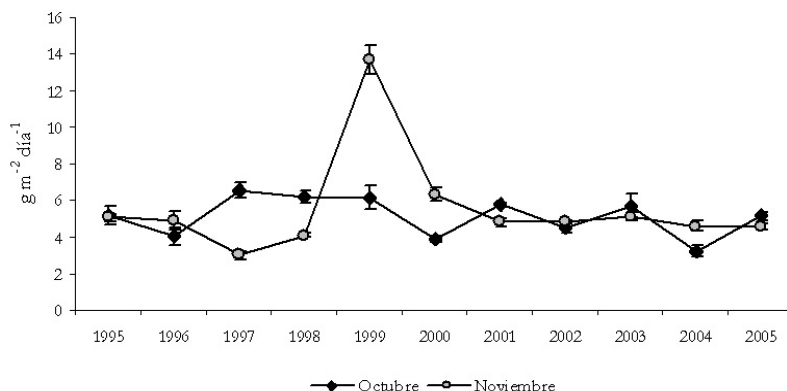


Figura 6-7. Variación de los promedios ($\pm$ error estándar) de la tasa de caída de hojarasca ($\text{g/m}^2/\text{día}$) de octubre y noviembre, desde 1995 hasta 2005 en las parcelas de monitoreo del bosque de *R. mangle* de la Bahía de Chengue.

6.2.4 Golfo de Urabá

Durante el año 2005, se diseñó el Plan de Manejo Integral de los Manglares del Departamento de Antioquia, teniendo como soportes técnico y legal el estudio de Zonificación y Caracterización de los Manglares del Golfo de Urabá (CORPOURABA, 2002) y la Resolución 0721 de 2002 del MAVDT.

El Plan de manejo se presentó como una herramienta de participación que permita utilizar de manera adecuada los recursos del ecosistema de manglar, bajo criterios de sostenibilidad y en el cual se involucró a la comunidad, las instituciones públicas y privadas y las autoridades civiles, militares y ambientales. Su objetivo general se centró en la

conservación, recuperación y mitigación del deterioro del ecosistema de manglar a través de la puesta en marcha del plan de manejo, que involucra controles a la extracción, la ejecución de proyectos educativos y el mejoramiento de las condiciones de vida de los pobladores. Como objetivos específicos se plantearon: (i) diseñar a través de procesos de investigación-acción participativa el plan de manejo del manglar, caracterizado como de uso sostenible, con las comunidades de El Roto, Leoncito y Bocas del Atrato; (ii) elaborar el plan de acción para el manejo de las unidades de conservación y recuperación identificadas con el estudio de zonificación, en concertación con las comunidades locales e instituciones; (iii) asesorar a los centros educativos del área de interés en la formulación de programas de educación ambiental y ejecutar programas de sensibilización con la población en general sobre la importancia y el adecuado manejo del ecosistema del manglar; y (iv) aportar al mejoramiento de las condiciones ecosistémicas, a través de la conformación y fortalecimiento de organizaciones de base que apliquen modelos de uso y aprovechamiento sostenible de los recursos del ecosistema de manglar, en cada una de las unidades zonificadas.

El Plan de Manejo se orientó bajo tres ejes temáticos: socioeconómico, fauna y flora. Se utilizó como metodología integradora la Investigación – Acción – Participación (IAP), obteniendo los siguientes resultados:

- Unas comunidades étnicas (negros e indígenas) altamente comprometidas con la sostenibilidad de los recursos del ecosistema de manglar, toda vez que en sus territorios se localiza el 92% de los manglares de Urabá.
- Socialización del estado e importancia del ecosistema de manglar con comunidades afrodescendientes, indígenas, pescadores y otros colonos, induciendo sus actividades a la conservación y sostenibilidad de los recursos.
- El 90% de los manglares de Urabá se encuentran bajo la custodia de dos (2) consejos comunitarios, áreas donde habitan 585 personas donde más del 50% son menores de edad, en condiciones de extrema pobreza y con unos altos índices de necesidades básicas insatisfechas; el principal uso que hacen de la madera de mangle es con fines domésticos para la cocción de los alimentos y su principal actividad económica la pesca. El 90% de los manglares de Urabá se encuentran bajo la custodia de dos (2) consejos comunitarios.
- Los mayores aprovechamientos se dan por comunidades de pescadores y colonos, extrayendo fundamentalmente varas para la construcción.
- Desde el componente forestal se delimitó la unidad de manejo de uso sostenible a 2,094 ha, localizadas dentro de los consejos comunitarios de Bocas del Atrato y El Roto.
- La especie *R. mangle* es la única susceptible de aprovechamiento.
- Se identificaron algunos bosques degradados por condiciones fitosanitarias con la presencia de “agallas” (nudos de malformación en el árbol) y la presencia del teredo (bivalvo barrenador).

- Dada la condición anterior, se identificó la madera como producto potencial a extraer para la elaboración de carbón, la cual es susceptible de planificarse como una actividad para el mejoramiento de las condiciones del bosque.
- A través del estudio se calculó un ciclo de corte de 19 años, una intensidad de corte anual de 44%, dando una extracción de 30.11 m³/ha/año para la elaboración de carbón y de 9.01 m³/ha/año como madera para aserrío.
- El plan de manejo estableció las medidas de mitigación necesarias para minimizar el impacto ambiental. Dentro de este plan, se identificaron varios problemas que es necesario abordar, entre los que se encuentran: los carboneros del manglar, los cambios en el uso del suelo, la tenencia de la tierra, el aprovechamiento forestal, las técnicas de pesca inapropiadas, el fortalecimiento organizativo de las comunidades y la extracción inadecuada de recursos, entre otros.

Durante el diseño y ejecución del Plan de Manejo, se entregaron los siguientes productos:

- Un documento de Plan de Manejo para la zona de uso sostenible y un plan de acción para las zonas de conservación y recuperación definidas en el estudio de zonificación.
- Cinco proyectos totalmente definidos en la metodología BPIN (Piscicultura, Producción de Carbón, Programa Social de Educación, Saneamiento Básico, Ecoturismo)
- Se contribuye con la restauración de 60 hectáreas de manglar muerto en la Ensenada de Rionegro, Municipio de Necoclí
- Se enriquece y restauran áreas en zonas de conservación y recuperación con la siembra de 75.000 plantas de mangle en los municipios de San Juan de Urabá, Necoclí y Turbo
- Se siembran 30 hectáreas de mangle en la zona de uso sostenible
- Se establecen 3 apiarios como proyectos productivos, para la producción de miel, dos de ellos dentro de los manglares y con comunidades negras y un tercero con mujeres cabeza de familia en San Juan de Urabá.

6.2.5 Cauca -Llanura Aluvial del Sur

En el marco de las actividades desarrolladas por el INVEMAR en la Unidad Ambiental Costera de la Llanura Aluvial del Sur (UAC-LLAS), entre el 2004 y 2005 se realizó el levantamiento de información primaria y secundaria de los componentes biofísico, socioeconómico y de gobernabilidad de la zona costera de los departamentos de Cauca y Nariño. Parte de esta información incluye la definición del estado actual de los ecosistemas de manglar junto con su fauna asociada y las relaciones de uso que las comunidades hacen sobre este ecosistema. La información está en proceso de ajuste y posteriormente será publicada.

6.3 Conclusiones

- En los manglares del Caribe la alteración del régimen hídrico, la tala, el relleno, la sobreexplotación y la contaminación, han provocado un deterioro notable en importantes áreas del Caribe colombiano (p.e. Ciénaga Grande de Santa Marta, Mallorquín, Manatíes y Balboa), especialmente alrededor de los grandes centros poblacionales (Riohacha, Barranquilla, Tolú, Coveñas, Turbo y San Andrés).
- Aunque la Resolución 0721 del Ministerio del Medio Ambiente fue emitida en 2002, todavía no se cuenta con el diagnóstico y zonificación de los manglares en todo el Territorio Nacional. Las CAR costeras se encuentran en diferente grado de avance, respecto a la actualización de los estudios de diagnóstico y a la formulación y ejecución de los planes de manejo.
- A pesar de las acciones que se han adelantado para rehabilitar algunas áreas de manglar afectadas por diferentes factores, no se aplica de manera eficiente el concepto de desarrollo sostenible que contribuya a mejorar las condiciones de tan importante ecosistema.

6.4 Literatura citada

- Acosta, A., Y. Alayón, A. Conde, R. Gamba, A. Garavito, J. Pérez y M. Sepúlveda. 2002. Estudio ecológico de ecosistemas estratégicos en la Isla de San Andrés Caribe colombiano (Noviembre 1 al 6 de 2001). Informe técnico N° 1. Pontificia Universidad Javeriana. Bogotá, 100 p.
- Acosta, A., K. Bernal, R. Carrera, C. Ramírez, M. Rosero, D. Velásquez, S. Velásquez, A. Vidal y C. Villamil. 2003. Dinámica espacio – temporal de ecosistemas estratégicos en la Isla de San Andrés, Caribe colombiano. Informe técnico N° 2. Pontificia Universidad Javeriana. Bogotá, 90 p.
- Acosta, A., L. Dueñas–Montalvo, C. Escobar, R. Gamba, J. Jaramillo, D. Mariño, L. Menéndez, M. Ramírez y A. Vanegas. 2004. Dinámica espacio – temporal de ecosistemas estratégicos en la Isla de San Andrés, Caribe colombiano (Octubre 19 a 23 de 2004). Informe técnico N° 3. Pontificia Universidad Javeriana. Bogotá, 110 p.
- Acosta, A., R. Gamba y C. Escobar. 2005. Estructura, fenología y productividad de *Rhizophora mangle* en Coccoplum Bay, San Andrés, Colombia. XI Congreso Latinoamericano de Ciencias del Mar. COLACMAR Programa y Resúmenes. Viña del Mar, Chile. 266 p.
- CARICOMP. 1994. Manual de métodos nivel 1. Manual de métodos para el mapeo y monitoreo de parámetros físicos y biológicos en la zona costera del Caribe. Data Management Center, CARICOMP. University West Indies. Jamaica. 68 p.
- CORALINA. 2005. Coberturas de manglar. [Mapa]. Sistema de Información Geográfico (SIG). San Andrés Isla, Colombia.
- CORPOURABA. 2002. Zonificación y Ordenamiento de los Manglares del Golfo de Urabá, departamento de Antioquia.
- CVC. 2001. Zonificación, caracterización y ordenación de los manglares vallecaucanos. Información en medio magnético.
- Garay, J.A., J. Restrepo, O. Casas, O. Solano y F. Newmark. 2004. Los manglares de la ecorregión Ciénaga Grande de Santa Marta: pasado, presente y futuro. Serie de Publicaciones Especiales No. 11. INVEMAR, Santa Marta. 232 p.

- García-Hansen, I. 1996. Estado de los manglares del archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina. Informe técnico N°4. Proyecto PD/171/91 Rev. 2 (F) Fase 1. Conservación y manejo para el uso múltiple y el desarrollo de los manglares en Colombia. Bogotá. 37 p.
- García-Hansen, I., J.F. Gaviria-Chiquazuque, M.C. Prada-Triana y R. Álvarez-León. 2002. Producción de hojarasca de los manglares de la Isla de San Andrés, Caribe colombiano. *Rev. Biol. Trop.* 50(1): 273-291.
- Golley, F., H.T. Odum y R.F. Wilson. 1962. The structure and metabolism of a Puerto Rican red mangrove forest in May. *Ecology* 43: 9-19.
- Linton, D. y T. Fisher (Eds.). 2004. CARICOMP Caribbean Coastal Marine Productivity Program: 1993 – 2003. Annual Report. 93 p.
- López A. y P.C. Sierra (Eds.). 2005. Actualización y ajuste del diagnóstico y zonificación, de los manglares de la zona costera del Departamento Atlántico, Caribe colombiano. Informe Final. INVEMAR-CRA, Santa Marta. 191 p.
- Restrepo, J., L. Perdomo, O. Casas, M. Villamil, M.M. Rendón, P. Reyes, A. Torres, J. Ortiz y C. Villamil. 2002. Monitoreo de las condiciones ambientales y los cambios estructurales y funcionales de las comunidades vegetales y de los recursos pesqueros durante la rehabilitación de la Ciénaga Grande de Santa Marta, un enfoque de manejo adaptativo. En: INVEMAR, (Ed.) Informe Técnico Final. Convenio MMABID-INVEMAR No. 029/99. Santa Marta, 264 p.
- Restrepo J. y C. Villamil. 2005. Monitoreo de las condiciones ambientales y los cambios estructurales y funcionales de las comunidades vegetales y los recursos pesqueros durante la rehabilitación de la Ciénaga Grande de Santa Marta. Ministerio de Ambiente Vivienda y Desarrollo Territorial. En: Espinosa, L.F. (Ed.). Informe Técnico Final. INVEMAR, Santa Marta. 83 p.
- Rivera-Monroy, V.H., R. Twilley, E. Mancera, E. Castañeda, O. Casas, F. Daza, J. Restrepo, L. Perdomo, P. Reyes, M. Villamil y F. Pinto. 2001. Estructura y función de un ecosistema de manglar a lo largo de una trayectoria de restauración en diferentes niveles de perturbación. Informe Técnico Final MMA, INVEMAR, COLCIENCIAS. 331 p.
- Rodríguez-Ramírez, A. y J. Garzón-Ferreira. 2003. Monitoreo de arrecifes coralinos, pastos marinos y manglares en la Bahía de Chengue (Caribe colombiano): 1993-1999. INVEMAR, Serie de Publicaciones Especiales No. 8, Santa Marta, 170 p.
- Rodríguez-Ramírez, A., J. Nivia-Ruiz y J. Garzón-Ferreira. 2004. Características estructurales y funcionales del manglar de *Avicennia germinans* en la bahía de Chengue (Caribe Colombiano). *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras* 33: 223-244.
- Sánchez-Páez, H., R. Álvarez-León, F. Pinto-Nolla, A. Sánchez-Alfárez, J. Pino-Renjifo, I. García – Hansen y M. Acosta – Peñalosa. 1997. Diagnóstico y zonificación preliminar de los Manglares del Caribe de Colombia. Ministerio del Medio Ambiente. Dirección General Forestal y de Vida Silvestre. Bogotá, 511 p.
- Sánchez-Páez H, G.A. Ulloa-Delgado, R. Álvarez-León, W.O. Gil-Torres, A.S. Sánchez-Alfárez, O.M. Guevara-Mancera, L. Patiño-Callejas y F.E. Páez-Parra. 2000. Hacia la Recuperación de los Manglares del Caribe colombiano. MinAmbiente /OIMT/ACOFOR. Santafé de Bogotá D. C. 294 p.
- Sánchez-Páez H, G.A. Ulloa-Delgado y H.A. Tavera-Escobar. 2004. Manejo integral de los manglares por comunidades locales, Caribe de Colombia. Proyecto PD 60/01 REV.1 (F): Manejo sostenible y restauración de los manglares por comunidades locales del Caribe de Colombia. MAVDT/CONIF/OIMT, Bogotá. 335 p.
- Serrano, L. 1995. Evaluación de la estructura del manglar en zonas sometidas a tensión por alteración del equilibrio hídrico en el delta exterior del Río Magdalena, Ciénaga Grande de Santa Marta, Caribe colombiano. Tesis de Biología. Universidad del Valle. 81 p.

- UNESCO. 2005. Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura [en línea]. MAB. Biosphere Reserve Information, Seaflower (Colombia). Paris. <<http://www.unesco.org/mab/br/focus/2002Aug/Seaflower.htm>> [Consulta: 15 Octubre 2005].
- Woodroffe, C. 1992. Mangrove sediments and geomorphology. En: Robertson, A.I. y D.M. Alongi (Eds). Tropical Mangrove ecosystems. *Coastal and Estuarine Studies. American Geophysical Union*. 7-62.

7 ESTADO DE LOS LITORALES ROCOSOS EN COLOMBIA

7.1. Introducción

7.1.1. Generalidades

Los litorales rocosos representan uno de los ecosistemas marinos estratégicos, ya que además de ser fuentes directas de sustento para el hombre, quien extrae algunos de sus organismos para consumo o venta, a nivel ecológico sirven de hábitat y sustrato para que muchas especies de fauna y flora que interaccionan entre sí puedan asentarse y desarrollar su ciclo vital, convirtiéndose así en sitios de albergue y crianza. En los litorales rocosos existe un intercambio de materia y energía tanto intrínsecamente como con otros ecosistemas adyacentes, producen alimento para diferentes especies y contribuyen a generar sedimento para el medio marino; estos cobran aún más importancia cuando se trata de litorales rocosos en cuyas rocas intermareales ya han transcurrido varios estadios de sucesión, siendo así mas productivos. Este ecosistema se caracteriza por albergar gran diversidad de especies con adaptaciones morfológicas y fisiológicas (como morfologías más bien aplanadas, sistemas de agarre bien desarrollados y cuerpos generalmente flexibles o calcáreos), para resistir condiciones extremas de fuerte exposición al oleaje, condiciones intermitentes de exposición al aire y al agua y alta radiación solar (Díaz- Pulido, 1997).

7.1.2 Litorales Rocosos del Caribe

Los litorales rocosos son relativamente escasos y distribuidos irregularmente a lo largo de los casi 1600 km de línea de costa del Caribe colombiano, siendo en total menos de 330 km de ésta (aprox. 20%). En el Caribe colombiano se encuentran litorales rocosos a lo largo de toda la costa continental, en las islas sobre la plataforma continental y en las islas oceánicas del Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina (Díaz y Acero, 2003); de esta forma, las ecorregiones marinas y costeras (INVEMAR, 2000) que contienen litorales rocosos consolidados son Darién (DAR), Archipiélagos Coralinos (ARCO), Tayrona (TAY), Guajira (GUA) y San Andrés y Providencia (SAN), en donde se reparten en forma fragmentada siendo interrumpidos por playas o lagunas costeras. Los litorales rocosos de DAR y TAY presentan rocas más estables debido a que son menos susceptibles a la erosión en comparación con los litorales rocosos de las demás ecorregiones mencionadas. Los litorales rocosos en el Caribe colombiano están compuestos de acuerdo a su origen geológico por rocas metamórficas, ígneas y/o sedimentarias, estas últimas pueden ser a su vez bioclásticas, es decir que están conformadas en gran parte por esqueletos de material que tuvo vida, como las llamadas comúnmente “rocas coralinas”, características de las islas o plataformas calcáreas emergidas.

En la ecorregión DAR, el litoral rocoso se encuentra en la parte noroccidental del Golfo de Urabá (sub-ecorregión de Capurganá-cap), en donde se prolonga en el mar hasta 15-30 m de profundidad, dando paso a fondos arenosos y lodosos que en algunos sectores vuelven a aflorar en forma de islotes rocosos a corta distancia de la costa. La costa acantilada está irregularmente interrumpida por playas y ensenadas protegidas por el oleaje, como las de Capurganá, Sapzurro y Pinorroa (Díaz *et al.*, 2000). En esta zona el litoral rocoso comprende rocas de origen ígneo, sin embargo en muchas partes se observan que las rocas emergidas corresponden a rocas sedimentarias biocásticas (de origen coralino) que recubren el sustrato parental volcánico (Osorno, 2005). En la ecorregión ARCO hay litorales rocosos en Isla Fuerte e Islas del Rosario, ambas zonas con rocas emergidas de origen sedimentario bioclástico. Isla Fuerte es una pequeña plataforma calcárea en cuyo sector occidental existe una terraza calcárea que se extiende por unos 2 km hacia el W, con profundidades entre 5 y 7 m (Díaz *et al.*, 1996). Por su parte, Islas del Rosario corresponden a antiguas estructuras arrecifales que no fueron inundadas por el nuevo nivel marino y que actualmente sobresalen hasta 5 m por encima del nivel del mar (Díaz *et al.*, 2000); los fondos submarinos y la porción emergida de las Islas del Rosario están cobijados legalmente como parte del Parque Nacional Corales del Rosario y San Bernardo (PNNCRSB). Cerca a las Islas del Rosario y a Cartagena se encuentra la Península de Barú y la Isla Tierra Bomba respectivamente, que también exhiben porciones emergidas considerables de litoral rocoso de origen sedimentario bioclástico. Por otro lado, la ecorregión TAY está conformada por un litoral de tipo indentado en el que se alternan cabos rocosos y ensenadas con playas (INVEMAR, 2000). Las zonas que presentan litoral rocoso están conformadas en su parte emergida principalmente por rocas metamórficas. Seguidamente, en la ecorregión GUA afloran en unas pocas áreas del litoral rocas sedimentarias que forman algunos acantilados (Cabo de la Vela, Media Luna, Punta Espada) (INVEMAR, 2000). Por último, en la ecorregión SAN se presentan porciones de litoral rocoso y acantilados de origen bioclástico.

7.1.3. Factores físicos y condiciones de vida

El tipo de material del cual estén conformadas las rocas influye en cierta medida sobre la composición faunística y florística que exhibe un litoral, acompañado de otros factores tales como el grado de exposición al oleaje, la amplitud de marea, la dirección, altura y velocidad con que chocan las olas contra el litoral, y la pendiente del mismo con relación a la línea horizontal de marea. De acuerdo a López-Victoria *et al.* (2004) el origen y la dureza de las rocas son importantes en la susceptibilidad a la erosión y en la composición de los ensambles o comunidades de organismos en el litoral rocoso.

7.2. Estado actual en el Caribe

7.2.1. Fauna y flora asociada al Litoral Rocoso en la costa Caribe colombiana continental

7.2.1.1. Condiciones físicas que afectan la fauna y flora en el Litoral Rocoso

En cuanto a la fauna y flora asociada al litoral rocoso del Caribe colombiano, se han realizado varios estudios de inventarios a nivel taxonómico y otros concernientes a especies que habitan este tipo de ecosistema. Con respecto a lo último, recientemente Osorno (2005) a partir de su estudio sobre la bioecología del caracol *Cittarium pica* (comúnmente llamado burgao o cigua) en diferentes litorales rocosos del Caribe colombiano, suministró información sobre las condiciones físicas del litoral rocoso y su influencia sobre la fauna asociada. Determinó que la textura tiene al parecer un efecto sobre la densidad de las especies que allí habitan, ya que ciertos tipos de roca como las sedimentarias bioclásticas, características de los litorales de Islas del Rosario y algunas zonas del Urabá Chocoano poseen mayor cantidad de oquedades y grietas que sirven de refugio a los animales. Las observaciones realizadas durante los muestreos y el análisis de las densidades de *C. pica* indican que las rocas sedimentarias bioclásticas favorecen una mayor densidad poblacional para dicha especie que las rocas sedimentarias litoclásticas y metamórficas. Ello radica muy probablemente en la forma como se erosionan las rocas sedimentarias bioclásticas “coralinas” debido a la acción del viento, el oleaje y la biota (bioerosión), dando origen a una textura rugosa con oquedades y fisuras que brindan mayores posibilidades de encontrar protección, sombra y humedad a los animales que los otros tipos de roca. Ello concuerda con las observaciones de Castell (1987), quien estableció que las grietas y el lado sombreado de las rocas representan zonas potenciales de refugio y protección para *C. pica*.

De otro lado, Osorno y Sanjuán (en preparación) realizaron un inventario de la macrofauna y macroflora asociada a *C. pica* en diferentes sectores del Caribe colombiano en donde hay presencia de litoral rocoso consolidado (Urabá Chocoano, Isla Fuerte, Cartagena y PNNCRSB, Santa Marta y PNNT, y La Guajira). Se registró la densidad (Ind. m² para la fauna y porcentajes de cobertura para la flora) de las diferentes especies. En general, se identificaron 25 especies, las cuales fueron representadas en cinco grandes grupos del Reino Animal: Chordata (una especie), Mollusca (17 especies), Crustacea (cuatro especies), Echinodermata (dos especies) y Cnidaria (una especie) (Tabla 7-1). De ese total, 17 presentaron correlación estadísticamente significativa con *C. pica* ($p < 0,05$; correlaciones por rangos de Spearman). La fauna encontrada con *C. pica* hace parte de la comunidad característica del litoral rocoso intermareal del Caribe y las correlaciones de presencia de las distintas especies con *C. pica* reflejan las relaciones interespecíficas usuales en una comunidad, como competencia por espacio y/o alimento y depredación. Así mismo, un

total de 24 especies de algas o formas de éstas fueron identificadas, las cuales se clasificaron taxonómicamente en tres divisiones del Phylum Algae: Chlorophyta (ocho especies), Phaeophyta (cinco especies) y Rhodophyta (10 especies) (Tabla 7-1). De las 24 especies de algas identificadas, 10 presentaron una correlación estadísticamente significativa con *C. pica*, varias de ellas (géneros *Chaetomorpha*, *Laurencia*, *Padina*, *Halimeda*, *Gelidiella*, *Bryopsis* y *Dictyota*) fueron registradas como parte de su contenido estomacal por Randall (1964) y Castell (1987).

El interés particular sobre *C. pica*, es que se trata del gasterópodo que alcanza mayor talla entre los que habitan la zona intermareal del litoral rocoso (mesolitoral e infralitoral) del Caribe colombiano y es una de las especies amenazada que se explota en varias áreas debido al consumo de su carne y elaboración de artesanías con su concha que se comercializan en algunas regiones costeras (Gracia y Díaz, 2002; Osorno, 2005). Detalles sobre el estado de esta especie se suministran en el capítulo de Diversidad de Especies Marinas: Diagnóstico de Especies Amenazadas.

En otro estudio, Núñez *et al.* (1999) caracterizaron y evaluaron el comportamiento bimensual de la comunidad sésil asociada al litoral rocoso de Bocachica, en Isla Tierra Bomba, llevando a cabo muestreos en diez transectos fijos mensualmente durante un año. Observaron que la comunidad presentó un patrón de zonación similar al encontrado en el resto del Caribe. Las especies características fueron el molusco vermético *Dendropoma corrodens* y la esponja *Tedania ignis* en el mesolitoral, y el alga coralinácea *Peyssonnelia* sp en el infralitoral. Las restantes 54 especies fueron menos abundantes y en su mayoría ocasionales. Se encontró un factor ambiental de disturbio ocasionado por el desplazamiento de la planicie arenosa adyacente, el cual estuvo representado en una fluctuación temporal relativa en el ancho de las zonas, de mayor a menor se presentó en el supra, infra y mesolitoral. El análisis de ordenación y clasificación de los transectos en cada muestreo mostró un patrón espacial que sugiere la existencia de un gradiente ambiental debido posiblemente a la exposición diferencial al viento y oleaje. Entre las diferentes fechas hubo una variación temporal relacionada con el régimen climático. La comunidad de uno de los transectos fue claramente diferente a los demás, al parecer debido a su mayor pendiente y grado de exposición al oleaje y corrientes. Se determinó también una variación temporal relacionada con el régimen climático.

7.2.2. Ofiuros asociados al Litoral Rocoso

Monroy (2003) realizó un estudio acerca de la distribución geográfica y estado actual del ofiuro *Ophiotrix synoecina* (Echinodermata: Ophiuroidea) en el litoral rocoso del Caribe colombiano. *O. synoecina* vive debajo del erizo *Echinometra lucunter*, siendo así un asociado obligado a éste ya que sus hábitos excavadores crean estructuras secundarias que forman

Tabla 7-1. Listado taxonómico de la macrofauna y macroflora (algas) asociada con *C. pica* en la zona intermareal de diferentes litorales rocosos del Caribe colombiano.

Fauna-Phyllum □	Fauna-Especie	Flora-División □	Especie
Chordata	<i>Bathygobius cf. Soporator</i> (Valenciennes en Cuvier y Valenciennes, 1837)	Chlorophyta	<i>Halimeda opuntia</i> (Linnaeus) Lamouroux
Mollusca-	<i>Isognomon bicolor</i> Adams, 1845		<i>Anadyomene stellata</i> Lamouroux (C. Agardh)
	<i>Brachidontes excustus</i> Linné, 1758		<i>Anadyomene cf. saldanhae</i> A.B. Joly y E.C. Oliveira
	<i>Tegula fasciata</i> Born, 1778		<i>Caulerpa racemosa</i> (Forsskal) J. Agardh
	<i>Diodora cf. jaumei</i> Aguayo & Rehder, 1936		<i>Caulerpa sertularioides</i> (S.G Gmelin) Howe
	<i>Fissurella nodosa</i> Born, 1778		<i>Bryopsis plumosa</i> (Hudson) C. Agardh
	<i>Fissurella barbadensis</i> Gmelin, 1791		<i>Chaetomorpha</i> sp.
	<i>Nerita versicolor</i> Gmelin, 1791		<i>Dasya</i> sp.
	<i>Astraea tuber</i> Linné, 1758	Phaeophyta	<i>Dictyopteris</i> sp.
	<i>Littorina ziczac</i> Gmelin, 1791		<i>Dictyota</i> sp. 1
	<i>Purpura patula</i> Linné, 1758		<i>Dictyota</i> sp. 2
	<i>Thais deltoidea</i> Lamarck, 1822		<i>Sargassum</i> sp.
	<i>Thais baemastoma floridana</i> Conrad, 1837		<i>Padina</i> sp.
	<i>Thais rustica</i> Lamarck, 1822	Rhodophyta	<i>Laurencia papillosa</i> (C. Agardh) Greville
	<i>Pisania tinctoria</i> Conrad, 1846		<i>Laurencia obtusa</i> (Hudson) J.V. Lamouroux
	<i>Rhombinella laevigata</i> Linné, 1758		<i>Laurencia</i> sp. 1
	<i>Leucozonia ocellata</i> Gmelin, 1791		<i>Laurencia</i> sp. 2
	<i>Acanthopleura granulata</i> Gmelin, 1791		<i>Laurencia</i> sp. 3

Tabla 7-1. Continuación.

Fauna-Phyllum	Fauna-Especie	Fauna-División	Especie
Crustacea	<i>Grapsus grapsus</i> Linnaeus, 1758		<i>Gracillaria</i> sp.
	<i>Clastoecus vanderborsti</i> Schmitt, 1924		<i>Gelidiella acerosa</i> (Forskal) Feldman y Hamel
	<i>Clibanarius tricolor</i> Gibbes, 1850		<i>Bryothamnion triquetrum</i> (S.G. Gmelin) M. Howe
	<i>Coenobita chypeatus</i> Herbst, 1791		<i>Galaxaura</i> sp.
Echinodermata	<i>Holothuria glaberrima</i> Selenka, 1867		<i>Chondria</i> sp.
	<i>Echinometra lucunter</i> Linnaeus, 1758		<i>Halymenia</i> sp.
Cnidaria	<i>Bunodosoma granulifera</i> Le Sueur, 1817		_____

pequeños microhábitats que les proporcionan refugio y protección (Schoppe y Werding, 1996; Monroy, 2003). Monroy (2003) muestreó diez zonas del litoral rocoso entre diciembre del 2002 y mayo del 2003 (época seca), dentro de las cuales se ubicaron varias estaciones paralelas a la línea de costa en donde se determinó el número total de individuos de *E. lucunter* y se escogieron por cuadrante (0.25 m²) dos submuestras de 0.01 m² para determinar las densidades y tallas de *O. synoecina*. Algunas de las conclusiones de éste estudio se listan a continuación:

- *O. synoecina* se encuentra en los litorales rocosos de la parte norte del Caribe colombiano, desde el Morro de Gaira (Santa Marta) hasta el Cabo de la Vela (Guajira), donde se presenta surgencia y gran intensidad del oleaje, los cuales podrían considerarse como los principales factores que determinan su distribución geográfica. Esta distribución puede verse limitada al sur por el río Magdalena que actúa para esta especie como límite biogeográfico.
- La presencia y distribución geográfica de *E. lucunter* está limitada por el tipo de roca, encontrándose en todas las estaciones muestreadas a excepción de Punta Gloria donde la roca es cuarzo diorítica de origen ígneo.
- La densidad de *E. lucunter* se ve afectada por la influencia de sedimentación, falta de exposición al oleaje y descargas de aguas continentales (estaciones de Punta Betín y

Acandí), mientras que se favorece por la gran presencia de macroalgas (Zapsurro e Inca-Inca). Así mismo, las altas densidades determinaron tallas menores en estas estaciones, debido a la competencia por espacio.

- En comparación con otras áreas del Caribe, la densidad de *E. lucunter* es alta en el Caribe colombiano. Sin embargo, en la región de Santa Marta ha disminuido en un 20 % en la última década.
- La densidad de *O. synoecina* está limitada por la sedimentación (Cabo de la Vela y Punta Betín) y es mayor en las zonas más expuestas al oleaje (Taganga y Granate).
- La menor frecuencia de agregación de *O. synoecina* puede obedecer tanto a temporadas de reproducción, como a la menor densidad actual de su población.
- La asociación de *O. synoecina* es más estrecha con el Porcelánido *Clastocheilus vanderborsti*, debido posiblemente a la gran dependencia que ambos presentan por el erizo.
- La talla de *E. lucunter* no estuvo directamente relacionada con la frecuencia de aparición de *O. synoecina*.
- La población de *O. synoecina* presentó una estructura de tallas entre 3 y 6 mm (diámetro del disco). La talla máxima alcanzada por esta especie, no supera al parecer los 7 mm.
- Durante los seis meses de muestreo en Punta Betín se observó la aparición de juveniles de *O. synoecina* debido quizás a un evento reproductivo en los últimos meses del año.

De otro lado, Garcés y Romero (2003) llevaron a cabo la caracterización estructural de las comunidades de ofiuros (Echinodermata: Ophiuroidea) presentes en el litoral rocoso de la zona norte de la Bahía de Gaira (Departamento del Magdalena), entre agosto y mayo de 2002. Se encontraron un total de 386 individuos pertenecientes a seis familias (Amphiuridae, Ophiactidae, Ophiodermatidae, Ophiiothrichidae, Ophiocomidae y Ophionereididae) y 12 especies, de las cuales *Ophionereis squamulosa* y *Ophiostigma siva* se registran por primera vez para el Caribe colombiano. En este estudio se determinó que la presencia de fauna y flora acompañante cumple un papel primordial en el establecimiento de los ofiuroideos, ya que aquellas rocas en que no se observaron estos dos componentes, no se encontraron ofiuros.

7.2.3. Gusanos planos marinos de vida libre asociados al Litoral Rocoso

Otra investigación realizada acerca de la fauna y flora asociada a litorales rocoso del Caribe colombiano es la de Quiroga *et al.* (2006), quienes estudiaron por primera vez la taxonomía del grupo y realizaron anotaciones ecológicas de los gusanos planos marinos de vida libre (Platyhelminthes: Turbellaria: Polycladida) asociados al litoral rocoso del área de Santa Marta y el PNNT entre marzo y noviembre del 2002. Estos autores identificaron un total de 25 especies de policladidos bentónicos de 12 familias, no sólo convirtiéndose en nuevos registros para el país, sino que *Cestoplana rubrocincta*, *Armatoplana divae*, *Phaenoplana longipenis*, *Eurylepta aurantiaca*, *Thysanozoon* cf. *lagidum* y *Prosthiosomum gilvum* lo son para la región del gran Caribe. Las familias mejor representadas fueron Pseudocerotidae y Boninidae, mostrando mayor abundancia la especie *Boninia divae* (76%), seguida por *Styloplanocera fascista* (9.16%).

7.2.4. Factores que impactan la calidad de los Litorales Rocosos en el Caribe colombiano

Entre los factores que impactan la calidad de los litorales rocosos se encuentran la inadecuada disposición de desechos por la acumulación de basuras, aguas turbias y malos olores. Los litorales rocosos han sufrido directamente el impacto del turismo y el crecimiento poblacional; las poblaciones de invertebrados que habitan allí han sido diezgadas e inclusive agotadas en los sitios de mayor afluencia turística (Marín *et al.*, 2005). Un ejemplo de ello es el gasterópodo *Cittarium pica*, cuya población ha presentado reductos importantes en algunos litorales rocosos del Caribe colombiano debido principalmente a la sobreexplotación (Gracia y Díaz, 2002; Osorno, 2005). Esta situación se agrava, si se tiene en cuenta que el grado de accesibilidad a diferentes zonas costeras es cada vez mayor, facilitando así su captura; además del impacto que puede ejercer la influencia de aguas turbias y de masas de agua con salinidad reducida provenientes de ríos y/o caños que son descargadas al mar. Estas aguas en ocasiones se desplazan bordeando la costa, pudiendo causar a su paso mortandades de especies no tolerantes a dichas condiciones. En el estudio realizado por Osorno (2005), los pescadores del Urabá Chocoano (ecorregión DAR, subecorregión cap) atribuyen a la influencia del agua proveniente de los ríos Atrato y Acandí que desembocan en el sector, las mortandades masivas de *C. pica*, que aseguran haberse presentado en la región durante algunos periodos de intensas lluvias. También se observó en el mismo estudio que las poblaciones de *C. pica* ubicadas en los litorales rocosos más cercanos a asentamientos urbanos poseen densidades muy bajas de individuos ($= 0.13 \text{ ind. m}^{-2}$), y una estructura de tallas menor en comparación con áreas del mismo sector que se encuentran más alejadas de dichos asentamientos. En la figura 7-1 se presentan las densidades promedio para *C. pica* obtenidas en diferentes estaciones del litoral rocoso de Santa Marta y PNNT (Osorno, 2005); puede observarse que las densidades

promedio más bajas corresponden a las estaciones Punta Betín, Morro, Playa La Bleida y Punta Aguja, todas ellas más cercanas a la ciudad de Santa Marta y al corregimiento de Taganga en comparación con las demás estaciones. Así mismo, en la Tabla 7-2 puede observarse que las tallas medias más bajas de *C. pica* corresponden a las estaciones Playa la Bleida y Punta Aguja, ubicadas en Taganga; en donde existe un asentamiento humano creciente, siendo la pesca y el turismo gran parte del sustento de su comunidad. A su vez, la fauna y flora que acompaña a esta especie en los litorales rocosos muy cercanos a pueblos o ciudades costeras también son menos abundante y diversa, compuesta generalmente en toda su franja intermareal por gasterópodos de las familias Littorinidae y Neritidae; bivalvos como *Brachiodontes* e *Isognomon*; poliplacóforos como los quitones *Acanthopleura*; crustáceos como *Balanus spp.*, y equinodermos como *Echinometra*. Así mismo, cuenta con la presencia de tapetes de algas pardas (Phaeophyta) y/o verdes (Chlorophyta) y cianobacterias que en conjunto, forman una película sobre algunas rocas, dándole una apariencia externa gelatinosa y una textura resbaladiza a veces despoblada de macrofauna (Osorno, datos sin publicar).

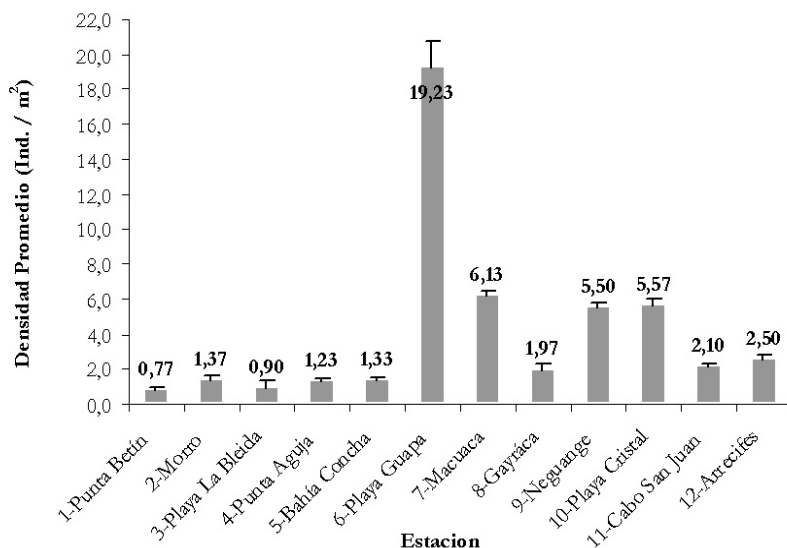


Figura 7-1. Densidades promedio (Ind. m⁻²) obtenidas para *C. pica* en diferentes estaciones ubicadas en litorales rocosos del sector de Santa Marta y PNNT. Las extensiones de las barras corresponden al error estándar (fuente: Osorno, 2005).

Tabla 7-2. Medidas de tendencia central (MTC) obtenidas para *C. pica* en diferentes estaciones ubicadas en litorales rocosos del sector de Santa Marta y PNNT. Las MTC corresponden a la media y a la moda del diámetro de la base de la concha de *C. pica* en mm (fuente: Osorno, 2005).

Estación /MTC	1. Punta Betín	2. Morro	3. Playa la Bleida	4. Punta Aguja	5. Bahía Concha	6. Playa Guapa	7. Macuaca	8. Gayraca	9. Neguange	10. Playa Cristal	11. Cabo San Juan	12. Arrecifes
Media (mm) (± error estándar)	24.53 (±2.95)	41.32 (±3.45)	13.62 (±0.69)	13.08 (±1.13)	33.72 (±2.94)	22.90 (±0.47)	40.17 (±1.61)	23.69 (±1.61)	16.42 (±0.87)	17.20 (±0.80)	26.22 (±2.12)	20.02 (±1.30)
Moda (mm)	36.50	23.00	15.60	10.60	36.50	23.80	36.50	47.00	7.00	7.00	6.00	6.00

Por otro lado, en algunos sectores del Caribe colombiano como en Isla Fuerte e Islas del Rosario (ecorregión ARCO), el litoral rocoso ha sido transformado en varios lugares tanto a causa de fenómenos naturales, como por la influencia antropogénica. De esta forma, el constante choque de las olas contra el litoral contribuye a erosionar las rocas; y a su vez, algunas personas, para evitar la pérdida de construcciones (casas u hoteles) y áreas emergidas o playas de arena, extraen y modifican las rocas a manera de muros de contención y espolones, lo cual termina en la pérdida de hábitat para especies de fauna y flora marina que suelen asociarse y desarrollar su ciclo vital en este tipo de ambiente (Osorno y Sanjuan, en preparación). De acuerdo a Huertas (2000), entre las actividades humanas de Isla Fuerte, se destaca la extracción de materiales para la construcción. Díaz *et al.* (1996), describen que actualmente esta pequeña Isla está siendo transformada en un lugar de vacaciones para personas del interior del país, que han adquirido tierras para construir sus casas de recreo.

7.2.5. Fauna y flora asociada a Litoral Rocosu Artificial en la Bahía de Santa Marta

Finalmente, se realizó una tesis de pregrado de la Universidad del Magdalena acerca de la dinámica de la comunidad bentónica de un litoral rocoso artificial en la bahía de Santa Marta (Núñez, 2005). Este litoral rocoso artificial consiste en un espolón de roca ígnea con dimensiones de 120 m de largo por 4 m de ancho aproximadamente, dirigido perpendicularmente a la línea de costa. Se construyó en octubre del 2002 en la zona Nordeste de la Bahía de Santa Marta, con el fin de proteger la playa de la acción erosiva del oleaje. Un total de 23 taxa se registraron durante el estudio, distribuidas en 66% macroalgas, 13% moluscos, 13% balanos, 4% briozoarios y 4% y microalgas. Estas proporciones variaron en las tres zonas del litoral. La zonación fue marcada por mayores porcentajes de sustrato libre en el supralitoral y de macroalgas en el mesolitoral e infralitoral. La riqueza de especies, cobertura y biomasa fueron mayores durante la época seca, y la abundancia de macroalgas en esta misma época, fue mayor que el resto de las categorías (fauna, microalgas, césped algal y sustrato libre). La ordenación de las estaciones con base en la cobertura de especies mostró una agrupación de las estaciones del mesolitoral e infralitoral por épocas de surgencia, lluvia y seca menor y un grupo separado con las estaciones del supralitoral. Las macroalgas dominaron la composición de la comunidad donde las especies dominantes fueron *Enteromorpha compressa*, *Ulva lactuca*, *Centroceras clavulatum* y *Polysiphonia ferulacea*. La fauna estuvo representada por *Balanus* sp., *Littorina ziczac*, *Nerita versicolor*, *Fissurella* sp. y un género de briozoario *Watersipora* cf.

7.3. Dinámica espacio-temporal de la comunidad móvil y sésil del ecosistema Litoral Rocoso: el caso de Cove-San Andrés Isla

En el Caribe Colombiano se conocen algunas investigaciones sobre la estructura del ecosistema de litoral rocoso, como el de Braström (1980), Nuñez *et al.* (1999) y algunas tesis sin publicar (López, 1997; Ramírez, 2002 y las citadas en este capítulo). Pero para estudiar la dinámica del sistema en el espacio y tiempo no se han implementado monitoreos en el país (ver Caricomp-Simac) y hay pocos en el Caribe. Dada la ausencia de información en Colombia, la Pontificia Universidad Javeriana implementó el primer sistema de monitoreo en Providencia (2001) y en San Andrés (2003), con el objetivo de definir los cambios temporales en los organismos sésiles y móviles y para cuantificar el potencial efecto de las aguas residuales vertidas directamente al mar sobre el sistema.

Para ello en la bahía de Cove, San Andrés, se marcaron de forma permanente tres transectos N 12° 31' 40.3" W 81° 43' 58.3"), dos dentro de la Bahía, afectados directamente por agua residual (alta turbidez) y uno considerado control, por encontrarse fuera de la Bahía, con mayor intercambio de agua-transparente y estar a escasos metros del área con disturbio (17m). Los transectos se marcaron desde la parte plana de la terraza arrecifal fósil hasta donde iniciaba el fondo arenoso (2 m de profundidad máxima). Anualmente se cuantificó y comparó la cobertura ocupada por organismos sésiles y la abundancia de organismos móviles en 10 a 12 cuadrantes por transecto, cada uno de 20 x 20cm dispuestos verticalmente en el litoral. La cobertura de organismos sésiles se cuantificó por medio de la técnica de puntos interseptos; así, 50 puntos al azar en el cuadrante fueron definidos. La abundancia de organismos móviles se determinó en toda el área de cada cuadrante. La composición tanto para sésiles como para móviles se definió en campo, al nivel de resolución que fue posible (ej. macroalgas). A nivel vertical, se establecieron 3 zonas, supralitoral, mesolitoral e infralitoral, basados en la fauna y flora presente según Stephenson y Stephenson (1972) y cambios en el nivel del mar (marea alta y baja).

Para la comparación de las variables cobertura, abundancia y riqueza se estandarizó el número de cuadrantes por transecto a 10 (eliminando al azar otros cuadrantes cuantificados por zona); quedando de esta forma dos en la zona supralitoral, tres en la zona mesolitoral y cinco en la zona infralitoral. Debido a que las observaciones de las variables no presentaron distribución normal, se empleó el análisis de varianza no paramétrico Kruskal-Wallis para determinar las diferencias significativas de cobertura, abundancia y riqueza entre años, áreas y zonas.

En escala temporal, marcados cambios fueron observados para ciertas especies o grupos de organismos sésiles y móviles (Tabla 7-3), con tendencia al incremento; sin embargo, pese a la tendencia no se vio una diferencia significativa en el porcentaje relativo de

Tabla 7-3. Comparación temporal de variables para organismos sésiles y organismos móviles en el ecosistema de Litoral Rocoso de Cove, San Andrés. + representa ganancia; - pérdida en el tiempo y espacio en blanco = no cambio respecto al t_0 . Cada año agrupa los 3 transectos.

Especies	2003	2004	2005	% de cambio
Sésiles				
Chlororophyta	2.8	25.1	13.8	+
Rodophyta	47.3	38.8	16.2	-
Phaeophyta	4.3	14.5	28.5	+
Cianobacteria	14.2	0.3	0	-
Esponjas	0.5	2.2	1.6	+
<i>Siderastrea radians</i>	0	0	0.7	+
<i>Siderastrea Siderca</i>	0.2	1	0.4	+
<i>Agaricia agaricites</i>	0	3.4	3	+
<i>Porites asteroides</i>	0	0	1.4	+
<i>Millepora</i> sp.	0	1.4	3.2	+
<i>Stylaster</i> sp.	0	1.6	0	
Poliqueto	0	0.4	1	+
% relativo de cobertura total de sésiles	69.2	88.7	69.8	
Cobertura de sustrato - coral fósil	30.8	11.3	30.2	+
Cobertura relativa total	100	100	100	
Riqueza – taxón o sp.	6	10	10	
Número de cuadrantes	30	30	30	
Móviles				
<i>Tectarius muricatus</i>	15	41	35	+
<i>Littorina ziczac</i>	2	2	4	+
<i>Littorina interrupta</i>	4	0	0	-
<i>Nerita versicolor</i>	2	3	1	+
<i>Cittarium pica</i>	0	1	2	+
<i>Chiton marmoratus</i>	0	2	6	+
<i>Echinometra lucunter</i>	2	5	2	+
<i>Echininus nodulosus</i>	6	0	0	-
Ophiuro	0	2	0	
Cangrejos	0	5	2	+
Peces	0	4	1	+
Isopodo	0	0	1	+
<i>Diadema antillarum</i>	0	0	9	+
Gusano	0	0	1	+
Abundancia Total (12000 cm ²)	31	65	64	+
Promedio de individuos por taxón	5.2	7.2	5.8	+
SD	4.1	10.6	9.1	
Riqueza – taxón o especie	6	9	11	+
Número de cuadrantes	30	30	30	

cobertura total de la comunidad sésil ($p=0.28$), ni en la abundancia total y promedio de individuos por taxón de la comunidad móvil ($p=0.56$; $p=0.27$, respectivamente). Tampoco se notó una diferencia significativa para la riqueza de organismos sésiles ($p=0.16$) y vágiles en el tiempo ($p=0.96$).

Al comparar en el tiempo el área contaminada vs. el área control se registró mayor cambio en la cobertura de organismos sésiles vs. la abundancia de móviles. La tendencia en el tiempo para sésiles fue a aumentar la cobertura en el área contaminada y a mantenerse o disminuir en el control (Tabla 7-4). Por otra parte, mayor cantidad de organismos móviles se observó en el área contaminada vs. control en todos los monitoreos; marcando la diferencia temporal *Tectarius muricatus* con altos registros en el área contaminada. Para la comunidad de sésiles las variables total de puntos al azar ocupados, promedio de puntos al azar ocupados por taxón o sp. y riqueza no fueron estadísticamente diferentes entre áreas ($p=0.27$, $p=0.27$, $p=0.82$, respectivamente), ni años ($p=0.36$, $p=0.65$, $p=0.25$ respectivamente). Para la comunidad de móviles las variables abundancia total, promedio de abundancia por taxón o sp. y riqueza igualmente no fueron significativas entre áreas (unificando años; $p=0.78$, $p=0.36$, $p=0.48$, respectivamente), ni años (unificando áreas; $p=0.23$, $p=0.36$, $p=0.32$, respectivamente).

En la profundidad el porcentaje relativo de cobertura para sésiles y la riqueza presentó diferencias significativas ($p=0.046$ y $p=0.021$); al igual que lo observado para la comunidad de móviles, con las variables abundancia total ($p=0.063$) y porcentaje relativo de abundancia por taxón o especie ($p=0.06$); mientras que la riqueza de móviles no fue diferente entre las zonas del litoral ($p=0.22$).

Entre los organismos sésiles, el principal cambio fue el reemplazamiento de las cianobacterias, que dominaban la parte baja y el mesolitoral en el 2003, por Rodophytas y Phaeophytas en el 2005; al igual que el incremento de corales por reclutamiento y de esponjas, aumentando así la riqueza total. Sin embargo, en los monitoreos las macroalgas dominantes siempre fueron Phaeophytas, Chlorophytas y Rodophytas. En tanto que para móviles incrementó la riqueza y abundancia, principalmente de *Tectarius*.

En escala espacial, vertical, se observó en el 2005 que la composición de especies era diferente entre el supra, meso e infralitoral (Tabla 7-5), estando el sistema dominado por la vía de pastoreo. Así mismo, la cobertura y riqueza de sésiles aumentó con la profundidad, mientras que la abundancia de vágiles presentó el patrón inverso. La riqueza de organismos móviles no cambió con la profundidad.

Tabla 7-4. Comparación para variables de organismos sésiles y móviles entre el área contaminada (2 transectos) vs. control en el ecosistema de Litoral Rocoso de Cove, San Andrés. Se detalla el cambio temporal de las variables (2003, 2004 y 2005).

Tipo de organismo	2003		2004		2005	
	Contaminada	Control	Contaminada	Control	Contaminada	Control
Sésiles						
Total de puntos al azar ocupados	411	486	791	491	784	306
Promedio de puntos al azar ocupados / taxón o sp.	82.2	121.5	158.2	54.6	112.0	51.0
SD	172.7	119.7	149.3	66.7	133.2	40.7
Porcentaje relativo total de cobertura / área	45.8	54.2	61.7	38.3	71.9	28.1
Porcentaje relativo total – de sustrato fósil	54.2	45.8	38.3	61.7	28.1	71.9
Riqueza – taxón o sp.	5	4	5	9	7	6
Número de cuadrantes	20	10	20	10	20	10
Móviles						
Abundancia Total	21	10	39	26	41	23
Porcentaje relativo de abundancia / área	67.7	32.3	60.6	39.4	64.1	35.9
Promedio de abundancia / taxa o sp.	7.0	3.3	10	3.3	4.6	7.7
SD	4.1	1.7	8.2	2.8	7.0	3.3
Riqueza – taxón o sp.	3	3	4	8	9	3
Número de cuadrantes	20	10	20	10	20	10

Tabla 7-5. Comparación de variables para organismos sésiles y móviles entre las tres zonas del Litoral Rocoso, Cove - San Andrés. Por variable y por zona se totalizaron los 3 transectos. Solo datos para el 2005.

Especies	Supralitoral	Mesolitoral	Infralitoral
Sésiles			
Chlorophyta	0	31.6	14.4
Rodophyta	0	37.3	10
Phaeophyta	0	22.7	54.4
Espojas	0	0	4
<i>Siderastrea radians</i>	0	0	2.8
<i>Siderastrea Siderca</i>	0	0	4.8
<i>Agaricia agaricetes</i>	0	0	3.9
<i>Porites asteroides</i>	0	0	3.7
<i>Millepora</i> sp.	0	6.7	0.5
Poliqueto	0	0	1.3
Porcentaje relativo de cobertura para sésiles	0	98	100
Porcentaje relativo de cobertura para sustrato- Fósil	100	2	0
Cobertura relativa total	100	100	100
Total de puntos al azar cuantificados	300	450	750
Riqueza – taxa o especie	0	4	10
Número de cuadrantes	6	9	15
Móviles			
<i>Tectarius muricatus</i>	35	0	0
<i>Littorina zigzag</i>	4	0	0
<i>Littorina interrupta</i>	0	0	0
<i>Nerita versicolor</i>	1	0	0
<i>Cittarium pica</i>	0	2	0
<i>Quilon marmoratus</i>	6	0	0
Isópodo	0	1	0
<i>Echinometra lucunter</i>	0	1	1
<i>Diadema antillarum</i>	1	2	6
Gusano	0	0	1
Peces	0	0	1
Cangrejo ermitaño	0	1	1
Abundancia Total	47	7	10
Porcentaje relativo de abundancia / taxón o especie	9.4	1.4	2.0
SD10.4	0.8	1.8	
Riqueza – taxón o especie	5	5	5
Total de cuadrantes	6	9	15

Según Ruwa y Jaccarini (1986) algunas especies se ven favorecidas o no por cambios en el medio. Los cambios a nivel temporal de las Rodophytas pueden deberse a una menor habilidad competitiva vs. Phaeophytas y Chlorophytas, o a la disminución de cianobacterias, explicada por menores niveles y/o frecuencia del disturbio, es decir menor entrada de nitrógeno y fósforo al sistema (Terlizzi, 2002). La tendencia de incremento de la comunidad sésil obedece posiblemente a eventos de reclutamiento, tanto para corales como para otros grupos. Especies como *Porites asterooides*, *Agaricia agaricetes* y *Siderastrea* son incubadoras de larvas, presentan varios ciclos reproductivos por año y son grandes colonizadores de espacio libre (Vidal y Acosta, 2005), lo que puede explicar su aparición.

Laman y González (1981) indican que la comunidad de organismos vágiles puede escapar de hábitats o microhábitats desfavorables; lo cual explicaría porque este grupo es menos sensible a disturbios en escala local o del microhábitat. Así mismo, las variables en ellos cuantificadas no fueron diferentes en el tiempo, en parte explicado por la alta tolerancia de *Tectarius muricatus* en el supralitoral (especie dominante de la comunidad móvil), por estar aislada esta especie de los disturbios estudiados y por la posibilidad de beneficiarse o explotar temporalmente la oferta de recursos en un hábitat altamente heterogéneo y sin depredadores aparentes.

La disminución relativa en flora y fauna en el 2005 vs 2004, en todos los transectos, podría explicarse por el efecto del Huracán Katrina. Esta disminución, no obstante, pudo haber sido contrarrestada por la aparición entre el 2004 y el 2005 de corredores biológicos naturales. En este lapso de tiempo, dos canales de comunicación entre mar abierto y la bahía fueron generados por la erosión del basamento arrecifal fósil, lo cual permite actualmente el movimiento de organismos del área control hacia la contaminada y viceversa. Esto no solo homogeniza los totales de organismos vágiles, sino que además puede explicar los mayores valores de riqueza observados en el 2005. Esta solución natural (corredores biológicos) permitirá que los transectos contaminados tengan un intercambio con agua de mejor calidad y por ello se esperaría que la abundancia de los organismos móviles se incremente en el área contaminada y la composición de la comunidad sésil cambie, siendo ésta más similar al área control en el monitoreo del 2006.

Los resultados sugieren que las condiciones de alto disturbio, evidenciadas en el 2003 (área contaminada), al parecer han disminuido en el tiempo, siendo los organismos sésiles, mejores descriptores del cambio favorable.

La no diferencia significativa entre área contaminada vs. control para sésiles y móviles sugiere que aunque el agua residual altera la composición de la comunidad y la importancia relativa de algunos grupos, no es suficientemente fuerte para cambiar la estructura, lo cual si fue evidente en el gradiente de profundidad. El aumento en la cobertura de orga-

nismos sésiles con la profundidad era de esperarse, tal y como lo reporta Boaventura et al., (2002), indicando los requerimientos básicos de los diferentes taxones (ej. corales, macroalgas) por estar la mayor parte del tiempo inmersos. El supralitoral a diferencia de las otras zonas no presentó casi microalgas, quizás por estar expuestas al sol la mayor parte del tiempo y por la alta competencia con cianobacterias (área contaminada); mientras que en el infralitoral el grupo mejor representado en las dos áreas fue las Phaeophytas, fuertes competidoras por espacio. Así mismo, la explicación a este patrón de mayor cobertura y riqueza con profundidad es debido a la cantidad de área disponible, ya que es relativamente menor en supra que meso y mayor en infralitoral (ver número de cuadrantes por zona). En tanto que el patrón inverso de la abundancia con la profundidad, obedece a que el organismo dominante vágil fue *Tectarius*, que predomina en el supralitoral (López, 1997); mientras que el bajo número relativo de organismos móviles en la parte más profunda es explicado posiblemente por presiones de selección como depredación y competencia (Sousa, 1985).

Pese a la abundancia de *Tectarius* en los monitoreos, gran cantidad de cangrejos fueron observados en el supralitoral, lo que indica una subestimación de la comunidad móvil. Dado que este grupo no se ha podido cuantificar con la metodología utilizada, se recomienda por su alta movilidad (Cuartas et al., 1994) implementar otras técnicas de muestreo. De acuerdo a los resultados obtenidos, no se registraron diferencias de los organismos sésiles y móviles entre años y a nivel espacial (horizontal), pero sí vertical; igualmente se evidenció una recuperación del ecosistema entre los años 2003 y 2004.

Los Planes de Desarrollo de San Andrés y Providencia deben considerar la capacidad de carga humana y turística de las islas, junto con el tratamiento de las aguas residuales vertidas al mar, ya que como lo evidencia este estudio generan un impacto sobre el ecosistema de litoral rocoso, al igual que posiblemente sobre ecosistemas aledaños. La ventaja de este ecosistema sobre otros, es que el monitoreo a mediano plazo puede indicar el estado del ecosistema y la respuesta de organismos a tensiones o disturbios, a diferencia de otros ecosistemas, que requieren mayor escala de tiempo para evidenciar los cambios (Acosta y Martínez, en prensa). Se recomienda implementar monitoreos en Colombia para este tipo de ecosistema.

7.4. Literatura citada

- Acosta, A y S. Martínez. En prensa. Continental and oceanic coral reefs in the Colombian Caribbean after a decade of degradation. Proceedings of the 10th International Coral Reef Symposium, Japan.
- Battstrom, H. 1980. Rocky shore in the Santa Marta area. Colombia. *Sarsia* 65: 163-226
- Boaventura, D; L, Fonseca y S, Hawkins. 2002. Intertidal Rocky Shore Communities of the Continental Portuguese Coast: Analysis of Distribution Patterns. 126-131.

- Bolaños, D.M. y S.Y. Quiroga. 2003. Taxonomía y anotaciones ecológicas de los gusanos planos marinos de vida libre (Platyhelminthes: Turbellaria: Polycladida) asociados al litoral rocoso del área de Santa Marta, Caribe colombiano. Tesis de Pregrado, Facultad de Biología Marina, Universidad Jorge Tadeo Lozano. Bogotá D.C. 196 p.
- Castell, L.L. 1987. Algunos aspectos de la biología y ecología de *Cittarium pica* (L.) "Quigua" (Prosobranchia, Trochidae), en el Parque Nacional Archipiélago de los Roques. Trabajo de grado (Biólogo). Universidad Central de Venezuela. Departamento de Ciencias Naturales. Facultad de Biología. Caracas, Venezuela. 135 p.
- Connell, J. 1972. Community interactions on marine rocky intertidal shores. *Annual Review of Ecology and Systematics* 3:169-192.
- Cuartas, M.; J. Ramos y J. Restrepo. 1994. Variaciones temporales de la fauna macrobentónica intermareal en la playa de isla el Choncho (Delta del Río San Juan. Pacífico Colombiano). Resultados Preliminares. 160-171.
- Díaz, J.M.; Sánchez, J.A. y Díaz Pulido, G. 1996. Geomorfología y formaciones arrecifales recientes de Isla Fuerte y Bajo Bushnell, plataforma continental del Caribe colombiano. INVEMAR. *Bol. Invest. Mar. Cost.* 25: 87-105.
- Díaz-Pulido, G. 1997. Informe nacional sobre el estado de la biodiversidad en Colombia. Programa de biodiversidad y ecosistemas marinos. Instituto de investigaciones marinas y costeras INVEMAR. Santa Marta. 1997. 143 p.
- Díaz, J.M.; Barrios, L. M.; Cendales, M.; Garzón-Ferreira J.; Geister, J.; López, M.; Ospina, G.; Parra-Velandia, F.; Pinzón, J.; Vargas, A.; Zapata, F. y Zea, S. 2000. Áreas coralinas de Colombia. INVEMAR. Ser. Publ. Espec., 5: 176.
- Díaz, J.M. y Acero, A. 2003. Marine Biodiversity in Colombia: achievements, status of knowledge and challenges. *Gayana* 67 (2): 261-274.
- Garcés, N. y Romero, C. 2003. Caracterización estructural de las comunidades de ofiuros (Echinodermata: Ophiuroidea) presentes en la zona norte de la Bahía de Gaira (Caribe colombiano). Tesis de Pregrado, Facultad de Biología Marina, Universidad Jorge Tadeo Lozano. Bogotá D.C. 137 p.
- Gracia, A. y Díaz, J.M. *Cittarium pica*. 2002. En: Libro rojo de invertebrados marinos de Colombia. Ardila, N.; Navas, G.R. y Reyes J. (Eds.) INVEMAR. Ministerio del Medio Ambiente. Serie de Libros Rojos de Especies Amenazadas de Colombia. Bogotá, Colombia. p: 69-70.
- INVEMAR 2000. Programa Nacional de Investigación en Biodiversidad Marina y Costera PNIBM. Díaz J. M. y Gómez D. I. (Eds). FONADE, MMA. Santa Marta, Colombia. 83p.
- INVEMAR 2005. Informe del Estado de los Ambientes Marinos y Costeros en Colombia: Año 2004. Panamericana Formas e Impresos 210p. Serie de publicaciones periódicas/INVEMAR; No.8.
- Lamán, J y W, Gonzales. 1981. Observaciones sobre la distribución espacial y el comportamiento de *Siphonaria gigas sowerby*, en la costa Pacífica (Gastropoda: Siphonariidae). Escuela de Biología, Universidad de Costa Rica. 46-54.
- López, N. 1997. Evolución bimensual de las comunidades sésiles y hemisésiles del litoral rocoso de Bocachica. Tesis de Biología Marina, de la Universidad Jorge Tadeo Lozano. 67p.
- López-Victoria, M.; Cantera, J.; Díaz, J.M.; Roza, D.; Posada, B.O. y Osorno, A. 2004. Estado de los litorales rocosos en Colombia, acantilados y playas rocosas. En: Informe del estado de los Ambientes Marinos y Costeros en Colombia: Año 2003. INVEMAR. Serie de Publicaciones Periódicas No. 8. Santa Marta, Colombia. p: 171-181.
- Marín, B.; Acosta, J.; Betancourt, J.; Cadavid, B.; Garay, J.A.; Gómez, M.L.; Troncoso, W. y Vivas, L.J. 2005. La calidad ambiental marina y costera en Colombia. En: Informe del estado de los Ambientes Marinos y Costeros en Colombia: Año 2004. INVEMAR. Serie de Publicaciones Periódicas No. 8. Santa Marta, Colombia. p: 39-73.

- Monroy, M. Distribución geográfica y estado actual de *Ophiotrix synoecina* (Echinometra: Ophiuroidea) asociado obligado a *Echinometra lucunter*, en el litoral rocoso del Caribe colombiano. Tesis de Pregrado, Facultad de Biología Marina, Universidad Jorge Tadeo Lozano. Santa Marta. 87 p.
- Núñez, S.G.; López, N.H.; García, C.B. y Navas, G.R. 1999. Caracterización y comportamiento bimensual de la comunidad sésil asociada con el litoral rocoso de Bocachica, Isla Tierra Bomba, Caribe colombiano. *Ciencias Marinas* 25 (4): 629-646.
- Osorno, A. 2005. Bioecología de la cigua o burgao *Cittarium pica* (Linnaeus, 1758) (Mollusca: Gastropoda: Trochidae) en la costa continental del Caribe colombiano. Tesis de Pregrado, Facultad de Biología Marina, Universidad Jorge Tadeo Lozano. Bogotá D.C. 138 p.
- Osorno A. y A. Sanjuan. En preparación. Epibiontes, fauna y flora acompañante de la cigua o burgao *Cittarium pica* (Linnaeus, 1758) (Mollusca: Gastropoda: Trochidae) en el litoral rocoso del Caribe colombiano.
- Quiroga, S.Y., D.M. Bolaños y M.K. Litvaitisa. 2006. checklist of polyclad flatworms (Platyhelminthes: Polycladida) from the Caribbean coast of Colombia, South America. *Zootaxa* 633: 1–12.
- Ramírez, J. 2002. Variación en la estructura de la comunidad de organismos sésiles en dos zonas del infralitoral en la Isla de Santa Catalina, Colombia. Tesis de la Pontificia Universidad Javeriana. 17p.
- Randall, H.E. 1964. A study of the growth and other aspects of the biology of the West Indian Top Shell *Cittarium pica* (Linnaeus). *Bull. Mar. Sci.*, 14: 424-443.
- Ruwa. R y V, Jaccarini. 1986. Dynamic zonation of *Nerita plicata*. N. undata and N. textiles (Prosobranchia: Neritacea) populations on rocky shore in Kenya. *Marine Biology*. 92: 425-430.
- Schiel, D. 2003. The structure and replenishment of rocky shore intertidal communities and biogeographic comparisons. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 309– 342.
- Schoppe y B. Werding. The boreholes of the sea urchin genus *Echinometra* (Echinodermata: Echinoidea: Echinometridae) as microhabitat in tropical South America. *P.S.Z.N.I.: Marine Ecology*. 1996. 181-186p.
- Sousa, W. 1985. Disturbance and Match Dynamics on Rocky Intertidal Shores. Academic Press. 121-123.
- Stephenson, T y A, Stephenson. (1972). Life between Tidemarks on Rocky Shores. W. H. Freeman and Co., San Francisco, CA.167-174.
- Terlizzi, A; S, Fraschetti y F, Guideti. 2002. The effects of sewage discharge on shallow hard substrate sessile assemblages. *Marine Pollution Bulletin* 44: 544-550.
- Vidal, A y A, Acosta. 2005. Distribución vertical y estructura de la comunidad de corales hermatípicos juveniles den San Andrés Isla, Caribe Colombiano. *Anales del Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras de Punta de Betín*. Vol 34.

8 ESTADO DE LOS FONDOS BLANDOS EN COLOMBIA

8.1. Introducción

8.1.1. ¿Qué son?

Los fondos blandos son ecosistemas conformados por la acumulación de partículas sedimentarias (arenas, arcillas, cienos, limos) en un sustrato inestable y de baja complejidad topográfica, los cuales sin embargo ofrecen alimento y protección a una gran cantidad de organismos. Las plantas o animales que habitan el fondo marino se denominan bentos. Estos organismos pueden vivir dentro o encima del sedimento, llamándose a los primeros infauna y a los segundos epifauna. Las comunidades bentónicas (significa fondo) asociadas a este ecosistema, están compuestas por todos los phyla del reino animal. Lalli y Parsons (1997) estiman que el número de especies de animales bentónicos en el mundo es superior a un millón, superando las especies pelágicas de zooplankton (alrededor de 5000), peces (< 20.000) y mamíferos marinos (cerca de 110).

8.1.2. ¿Qué importancia tienen?

Los organismos bentónicos muestran una amplia diversidad en tamaños, formas de vida, alimentación, comportamiento y además responden rápidamente a las perturbaciones debido a que la mayoría de ellos tienen poca movilidad, ciclos de vida largos, amplia tolerancia al estrés y están íntimamente asociados al sedimento (donde se acumula material orgánico particulado y/o tóxico). Presentan además un estrecho vínculo con la trama alimentaria pelágica, llevando los contaminantes hacia los niveles tróficos superiores, como los peces y el hombre; igualmente son importantes en el reciclamiento de nutrientes en la columna de agua. Por ello las comunidades bentónicas de fondos blandos son buenos indicadores de perturbaciones antrópicas y naturales y han sido ampliamente utilizadas en programas de monitoreos, evaluación y vigilancia en muchas partes del mundo.

Los atributos de la estructura de las comunidades bentónicas (es decir, composición de especies, parámetros cuantitativos, grupos tróficos, y una serie de especies indicadoras), pueden reflejar la calidad del ambiente marino. La evaluación de los patrones estructurales de las asociaciones bentónicas sobre otros métodos experimentales tiene varias ventajas para la detección de perturbaciones antrópicas. El bentos puede integrar las condiciones sobre un periodo de tiempo más que reflejar las condiciones justo en el momento del muestreo, por esto son muy útiles en la evaluación de los efectos locales en los programas de monitoreo (Belan, 2003).

Los organismos bentónicos representan un importante eslabón en el reciclamiento de materia orgánica y en el flujo de energía en la red trófica, dado que la transfiere desde los productores primarios a los peces (Crisp, 1984). En las comunidades bentónicas tropicales de fondos blandos los poliquetos, crustáceos y moluscos (gasterópodos y bivalvos) forman la base del flujo de energía del bentos hacia muchas especies en la comunidad de peces demersales (Longhurst y Pauly, 1987). Por lo tanto, el entendimiento de factores que afectan la producción de los invertebrados bentónicos es muy importante para la comprensión del funcionamiento de los ecosistemas marinos. La medición de la producción secundaria es fundamental en la dinámica de los ecosistemas porque es una de las principales vías de flujo de energía (Waters, 1977 En Tumbiolo y Downing, 1994). La estimación de la producción secundaria es la base para el manejo racional de los recursos naturales, porque es el primer instrumento en la evaluación del potencial trófico de los componentes de cada ecosistema (Tumbiolo y Downing, 1994).

La escasez de estudios en el Caribe y Pacífico colombiano sobre el ecosistema de fondos blandos puede obedecer a varias razones, entre las que se encuentran la dificultad de financiamiento, la dificultad para identificar los grupos de organismos infaunales más abundantes como los poliquetos y los peracáridos, la falta de centros de investigación especializados en taxonomía y sistemática, la lejanía de los grandes centros oceanográficos del mundo a los trópicos y el poco atractivo de estos ambientes.

8.1.3. ¿Dónde están?

Se encuentran entre el nivel más alto de la marea y las grandes profundidades marinas, es decir, entre 0 y 10000 m de profundidad. Los fondos blandos son predominantes en el mar territorial colombiano, con una extensión estimada de 889400 km² en el Caribe y Pacífico colombianos, comprendiendo el 99.5 % de los ecosistemas submarinos (Figura 8-1) (Guzmán-Alvis y Solano, 2002).

8.2. Estado Actual

En el año 2005 para el Caribe y Pacífico colombianos se realizaron avances en el conocimiento de los fondos blandos de la plataforma y el talud, por parte del INVEMAR, CORPOGUAJIRA y La Universidad del Valle, donde se llevaron a cabo estudios de caracterización de comunidades asociadas a este tipo de ambiente, evaluando las comunidades infaunales como epifaunales. En el caso del Caribe se presenta una contribución significativa en el conocimiento de las comunidades de invertebrados y peces del departamento de La Guajira que habitan entre los 10 y 50 m de Profundidad. Así mismo se llevó a cabo un estudio sobre comunidades coralinas de profundidad que pretendía explorar y caracterizar biológica y geofísicamente un sector del margen continental (100- 300 m) en la zona aledaña al Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo

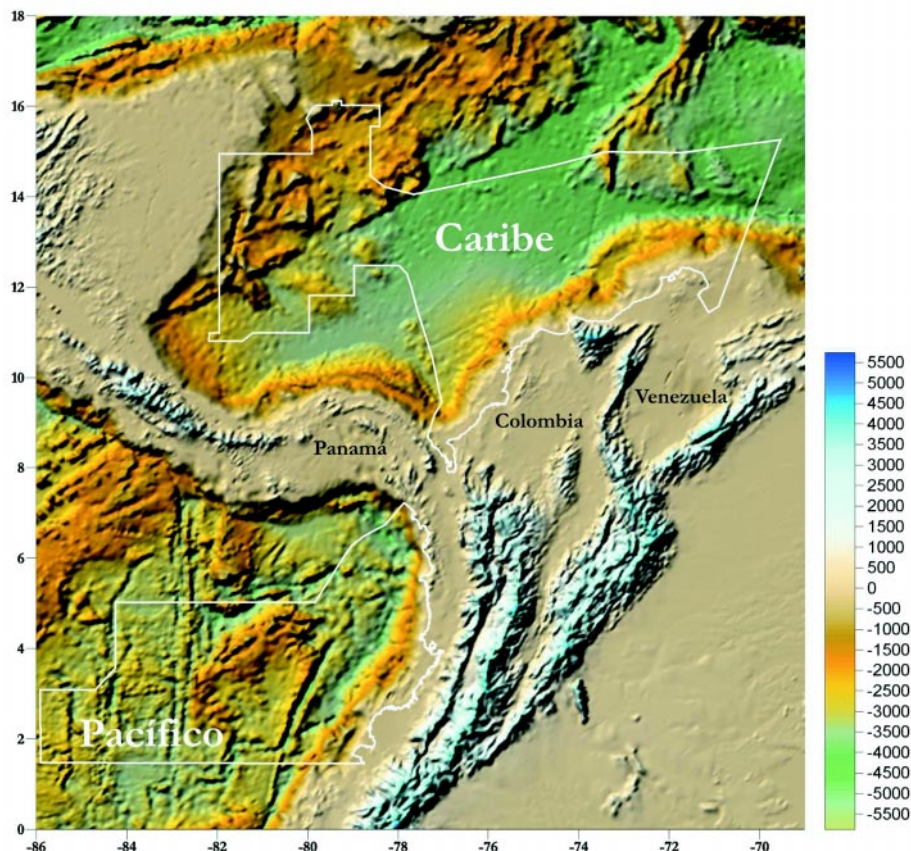


Figura 8-1. Ubicación de los fondos blandos dentro de los límites del Caribe y Pacífico colombiano; estos presentan una cobertura geográfica del 99.5% de los fondos marinos colombianos. La barra indica la profundidad y altitud medida en metros.

(PNNCRSB), información que será analizada en el capítulo 11: Comunidades del Margen Continental. En el caso del Pacífico colombiano, los fondos blandos de la bahía de Málaga han sido estudiados recientemente por el Proyecto “Valoración de la biodiversidad marina y costera de la Bahía de Málaga (Valle del Cauca, Pacífico colombiano): uno de los insumos para respaldar su declaratoria como área protegida” de INVEMAR, Univalle e INCIVA. En este proyecto se estudiaron los fondos blandos de la bahía de Málaga tanto de playas arenosas (9 estaciones) y planos lodosos intermareales (15 estaciones) como de esos ecosistemas sumergidos en la bahía (14 estaciones).

Si se desea acceder a más información sobre el estado de este ecosistema, se sugiere consultar el capítulo correspondiente en el “informe del estado de los ambientes marinos y costeros en Colombia: año 2003” (Guzmán-Alvis y Ardila, 2004).

8.2.1. Diversidad de la Macrofauna en el Departamento de La Guajira

El conocimiento de la diversidad de los fondos blandos de la región de La Guajira, es esencial para la conservación y uso sostenible de los recursos marinos de la región. Este objetivo, ha sido considerado como una meta a corto plazo (Meta 1.1b) dentro de las acciones de cobertura regional del Programa Nacional de Investigación en Biodiversidad Marina y Costera – PNIBM (INVEMAR, 2000) y ha sido parte de la implementación de la Política Nacional Ambiental para el Desarrollo Sostenible de los Espacios Oceánicos y de las Zonas Costeras e Insulares de Colombia (PNAOCI) en la cual se propone como primer paso caracterizar y diagnosticar las Unidades Ambientales Costeras y Oceánicas (UACO) tanto del Caribe como del Pacífico, para llevar a cabo futuros planes de manejo integrado de zonas costeras (Ministerio del Medio Ambiente, 2001). Por esta razón, INVEMAR y CORPOGUAJIRA desarrollan el proyecto “Caracterización biofísica de la zona costera del departamento de La Guajira: una aproximación para su manejo integrado”, donde en el componente biótico se incluyó como objetivo caracterizar la macrofauna marina de los fondos blandos de la plataforma de la Guajira, en las áreas comprendidas entre el río Palomino y Castilletes a los 10 y 50 m de profundidad.

Con este fin se llevó a cabo un crucero de investigación a bordo del buque de investigaciones B/I Ancón del INVEMAR, utilizando una red de arrastre demersal tipo semi-globo. Con base en cartas batimétricas del CIOH, se ubicaron 26 estaciones en el área de estudio por posición latitudinal, 13 en cada una de las profundidades a estudiar (10 y 50 m) y dos arrastres en casi todas las estaciones. En cubierta el material extraído se lavó, se separó en los diferentes grupos y se preservó en Etanol al 70% (invertebrados) o formol al 10% (peces y algunos poliquetos). Posteriormente se realizó la fase de laboratorio e identificación de las muestras. En general, para todos los grupos la mayor riqueza de especies se concentró a los 50 m de profundidad, excepto para los moluscos (Figura 8-2).

8.2.1.1. Invertebrados

Del material colectado en los 43 arrastres efectivos, se trabajaron siete grupos de invertebrados incluyendo las esponjas, cnidarios, briozoos, artrópodos, equinodermos, moluscos y poliquetos, los cuales se identificaron al nivel taxonómico más bajo posible. Los cnidarios, briozoos y esponjas se destacaron por su abundancia y riqueza en varios puntos del muestreo ubicados en la baja y media Guajira. La mayoría de estos puntos se localizaron a 50 m de profundidad donde predominaron las esponjas, los briozoos bioconstructores, los corales blandos (octocorales) y los antipatarios o corales negros, registrando la presencia de un

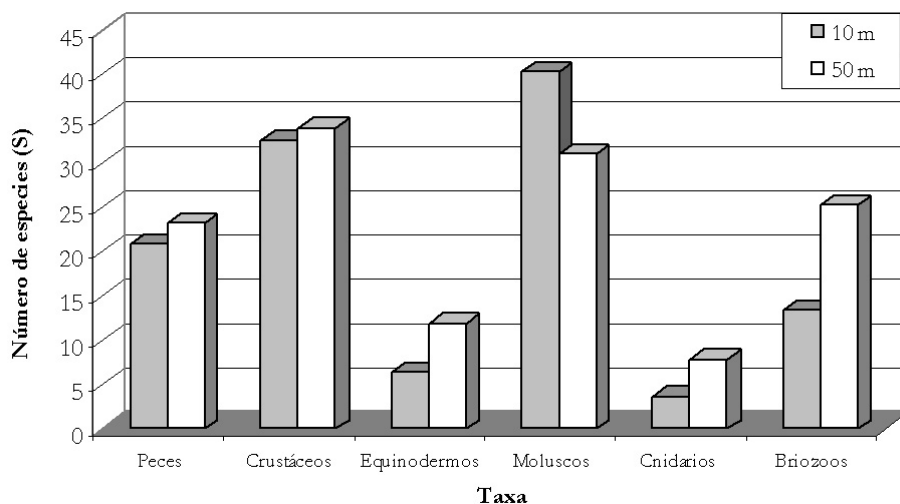


Figura 8-2. Comparación de la riqueza porcentual de los diferentes taxa muestreados en cada profundidad (10 y 50 m).

tipo de asociación importante de organismos coloniales o gregarios. Se identificaron un total de 26 morfotipos de cnidarios a especie y 19 a género. Entre estos se destacaron en la baja Guajira las especies de octocorales *Parasis* sp., *Sclerasis* sp. y *Thrichogorgia lyra* y los corales duros *Madrasis asperula* y *Heterocyathus* sp. En la media Guajira se destacaron el coral negro *Stichopathes* sp., los octocorales *Diodogorgia nodulifera*, *Acanthoptillum* sp. y *Eunicea* sp. y el coral solitario *Anomocora marchadii*. Respecto a los briozoos, se destacaron las especies bioconstructoras *Celleporaria* sp., *Bracebridgia subsulcata*, *Stylopoma spongites* y *Tremogasterina mucronata*.

En cuanto a los artrópodos, se colectaron 8678 ejemplares incluyendo picnogónidos y crustáceos. Se identificaron tres especies de picnogónidos: *Pallenopsis schmitti*, *Ascorhynchus* cf. *castelli* y *Anoplodactylus insignis*. Respecto a los crustáceos, se identificaron 162 especies entre isópodos, estomatópodos, decápodos y balanos. Seis de estas especies son nuevos registros para Colombia y 44 para el departamento de La Guajira. El orden mejor representado fue Decapoda con 144 especies y 88% de abundancia relativa. Los crustáceos muestran que hay diferencias de composición entre las profundidades estudiadas, en la isóbata de 10 m aumenta su riqueza de sur a norte, siendo la alta Guajira más rica y abundante para este grupo. En contraste, en la isóbata de los 50 m la riqueza aumenta de norte a sur, siendo la baja Guajira la más diversa y abundante.

Se colectaron 4749 ejemplares de equinodermos distribuidos en 45 especies, de las cuales hay un nuevo registro para Colombia y nueve registros nuevos para el departamento; se destaca la estrella *Astropecten antillensis* por su alta abundancia relativa 66%. En general los equinodermos estuvieron pobremente representados en la isóbata de 10 m, mientras que en la isóbata de 50 m presentan mayor riqueza; este aumento en el número de especies se hace visible en la media y baja Guajira.

Se colectó un total de 4828 especímenes de moluscos, de los cuales sólo 1036 (21%) correspondieron a individuos vivos. Estos individuos pertenecían a 187 especies, donde Gastropoda y Bivalvia fueron en general las clases con mayor proporción de especies para el área de estudio con 111 y 100 especies respectivamente, seguidas en orden decreciente por Cephalopoda, Polyplacophora y Scaphopoda. En cuanto a la abundancia por clases, el orden se invierte, siendo Bivalvia la clase mejor representada en las dos profundidades estudiadas (10 y 50 m), seguida de Gastropoda. Los escafópodos se registraron exclusivamente en la isóbata de 10 m y los polioplacóforos en la de 50 m. Con respecto a las especies pertenecientes a las diferentes clases, sobresalen por presentar el mayor porcentaje de frecuencia y número de individuos *Loligo* sp. y *Semirossa* sp. (Cephalopoda), *Strombus pugilis* (Gastropoda) y *Euvola ziczac*, *Arca zebra* y *Entodesma beana* (Bivalvia).

Se encontraron nueve familias de poliquetos donde se destacan dos especies, *Hermodice carunculata* o “gusano de fuego del Caribe” y *Hyalinoecia artifex*, que fue el poliqueto más abundante en el muestreo. En conclusión, de los grupos de invertebrados muestreados, el mejor representado en el departamento de La Guajira es el de los moluscos, seguido de crustáceos, briozoos, equinodermos y cnidarios. Así mismo, la isóbata con mayor riqueza de especies es la de 50 m.

8.2.1.2. Peces

Se realizó una evaluación de la ictiofauna presente en las dos isóbatas muestreadas. De 43 arrastres efectivos efectuados en el crucero de investigación en la península de La Guajira, se colectaron un total de 3601 ejemplares, pertenecientes a 51 familias y 114 especies. Tres morfotipos solo se pudieron identificar a nivel de género. De las 114 especies, 19 son nuevos registros para La Guajira.

Existen diferencias en los ensamblajes de peces a nivel batimétrico, siendo mas abundantes a 10 m las especies pelágicas (*Chirocentron bleekermanus*, *Pellona harroweri* y *Selene brownii*), mientras que a 50 m dominan los peces de hábitos bentónicos (*Apogon affinis*, *Saurida brasiliensis*, *Diplectrum bivittatum*, *Synodus poeyi* y *Serranus atrobranchus*). Así mismo, existen diferencias latitudinales en abundancia, tendencia que ha sido encontrada en estudios anteriores en dos ecorregiones de La Guajira (INVEMAR 2000). a preferencia de hábitat

de las especies más abundantes es la característica que marca la mayor tendencia en la división ecológica. *Diplectrum bivittatum*, *Apogon affinis* y *Serranus atrobranchus* son especies con preferencias por fondos duros a semiduros, cercanos a formaciones coralinas, colectadas en la ecorregión Palomino (sur) a 50 m, mientras que *Saurida brasiliensis* y *Pristipomoides aquilonaris* tienen preferencias por fondo blandos a semiduros en aguas profundas, colectadas a 50 m en la ecorregión Guajira (norte).

8.2.2. Diversidad de la fauna del Pacífico colombiano

Los fondos blandos del Pacífico colombiano han sido estudiados por varios autores, entre ellos por Cantera (1991), Cantera *et al.*, (1992; 1994; 1999), Lucero *et al.* (2006), Riascos (2002; 2005) y por el Proyecto “Valoración de la biodiversidad marina y costera de la Bahía de Málaga (Valle del Cauca, Pacífico colombiano): uno de los insumos para respaldar su declaratoria como área protegida” del INVEMAR, Univalle e INCIVA.

De estos estudios se puede resumir que los fondos blandos lodosos se encuentran en las partes internas de la bahías y están constituidas por material limoso o arcilloso proveniente de los ríos que desembocan en los estuarios o por mezcla de este material con rocas, cantos y gravas provenientes de la erosión de lo acantilados y arena proveniente de las playas arenosas. La mezcla de estos materiales se debe a la hidrodinámica. Los planos de lodo en el Pacífico colombiano constituyen un ecotono donde confluyen los ecosistemas de manglar, de playas rocosas y de playas arenosas. La principal característica de la fauna de estos ecosistemas en la bahía es la baja abundancia de sus poblaciones, a pesar de que se presenta un número alto de especies. Se han registrado 143 especies asociadas a planos lodosos intermareales pertenecientes a 13 grupos sistemáticos (Poliquetos, Gasterópodos, Bivalvos, Braquiuros, Carideos, Estomatópodos, Platelminetos, Nemertíneos, Nematodos, Paguros, Anfípodos, Sipuncúlidos y Peces) y 48 especies asociadas a playas arenosas pertenecientes a 9 grupos sistemáticos (Poliquetos, Gasterópodos, Bivalvos, Braquiuros, Paguros, Equinodermos, Anfípodos, Sipuncúlidos, Peces).

La diversidad es alta pero con pocos individuos, encontrándose en la mayor parte de los casos números de uno a cinco individuos en cada tamizado. Sin embargo, en ocasiones como consecuencia del aporte de materia orgánica o reducciones de salinidad se puede presentar un aumento en el número de individuos por especie; por ejemplo, para el primer caso, la abundancia de los Poliquetos aumenta y para el segundo, sucede con los Oligoquetos, Insectos o Tanaidáceos. Los fondos lodosos estuarinos se pueden dividir en dos grandes tipos: (i) los planos de lodo enriquecidos con material rocoso, donde habitan principalmente cangrejos de los géneros *Panopeus* (familia Porcellanidae) y *Uca*; los moluscos *Cerithium* y *Chione subrugosa*, principalmente en Bahía de Málaga. (ii) Los planos de lodo sin material rocoso en los que las especies más frecuentes son los cangrejos *Uca*, peces de la familia

Gobidae y moluscos de los géneros *Cerithidea* y *Grandiarva*. Cuando se enriquecen con sustratos arenosos se pueden encontrar moluscos de los géneros *Iphigenia* y *Natica*.

Lo anterior indica que la composición y estructura de estas comunidades asociadas a los fondos de lodos está influida por la presencia de otros sustratos, tales como arena y material rocoso; así mismo, por la exposición a la acción de las mareas, tanto por las corrientes como por la humectación; a los cambios de salinidad en la superficie de los planos durante las mareas bajas como consecuencia de las lluvias y también por la presencia de material orgánico en descomposición que puede determinar la abundancia de algunas especies, principalmente la de Poliquetos.

Las playas arenosas son también pobres en números de individuos a excepción de ciertas épocas del año, en los que se presentan “explosiones” demográficas inhabituales de algunas poblaciones como los moluscos del género *Donax*, los crustáceos del género *Emerita* y los equinodermos de los géneros *Encope* y *Mellita*. Estos grupos pueden llegar a ser muy abundantes pero en periodos muy cortos de tiempo. En las playas arenosas la diversidad específica también es baja. Durante los últimos años se ha experimentado una disminución en el número de conchas de moluscos que han llegado a estas playas. La parte superior están dominadas por cangrejos ermitaños y algunas plantas rastreras, así como el cangrejo del género *Ocypode*. Los factores que determinan la estructura de las comunidades (ensamblajes) de las playas arenosas son: las grandes variaciones de salinidad, la presencia de otros materiales como rocas y lodo, la gran hidrodinámica puede cambiar la composición del sustrato de manera radical y convertirlo en un medio altamente inestable, ocasionando grandes variaciones en las poblaciones. Los trabajos de Riascos (2002; 2005) mostraron que *Donax dentifer* en Bahía de Málaga puede ser dominante en la comunidad de playas arenosas. El autor atribuye estos cambios al Fenómeno de El Niño, que altera el flujo de energía en playas arenosas de estuarios tropicales. Aparte de estos, no se han observado cambios importantes en la composición y diversidad de las comunidades de estas playas en los últimos años.

8.3. Literatura citada

- Belan, T. A. 2003. Marine environmental quality assessment using polychaete taxocene characteristics in Vancouver Harbour. *Marine Environmental Research* 57: 89–101.
- Cantera, J. R. 1991. Etude structurale des mangroves et des peuplements littoraux des deux baies du pacifique colombien (Málaga et Buenaventura). Rapport avec les conditions du milieu et les perturbations anthropiques. These d'Etat Sciences. Université d'Aix-Marseille II. Marseille France, 429 p.
- Cantera, J. R., P. M. Arnaud y R. Neira. 1994. La macrofauna de playas arenosas en las bahías de Buenaventura y Málaga (Pacífico colombiano): Estructura espacial y dinámica temporal. *Revista Facultad de Ciencias* 10: 27–48.

- Cantera, J. R., R. Neira y J. Tovar. 1992. Efectos de la polución doméstica sobre la macrofauna bentónica de sustratos blandos en la costa Pacífica colombiana. *Rev. Fac. Ciencias Univ. Valle* 7: 21-35.
- Cantera, J. R., B. Thomassin y P. Arnaud. 1999. Faunal Zonation and Assemblages in the the Pacific Colombian mangroves. *Hydrobiologia* 413: 17-33.
- Crisp, D. J. 1984. Energy flow measurements. In: Holme NA, McIntyre AD (eds) Methods for the study of the marine benthos. IBP Handbook 16. Blackwell, Oxford, 284-367.
- Guzmán-Alvis, A. y N. E. Ardila. 2004. Estado de los fondos blandos en Colombia: 183-198. En INVEMAR: Informe del estado de los ambientes marinos y costeros en Colombia: año 2003. INVEMAR, Santa Marta, Serie de Publicaciones periódicas No. 8. 329 p.
- Guzmán-Alvis A y O. D. Solano. 2002. Estado de los fondos blandos de la plataforma continental: 71-75 En Ospina-Salazar G. H. y Acero A. (eds): Informe del estado de los ambientes marinos y costeros en Colombia: año 2001. INVEMAR, Santa Marta, Serie de Publicaciones periódicas No. 8. 178 p.
- INVEMAR. 2000. Programa nacional de investigación en biodiversidad marina y costera, PNIBM: Plan de acción. Editado por J. M. Díaz y D. I. Gómez. Santa Marta: INVEMAR, FONADE, MMA. 83 p.
- Ministerio del Medio Ambiente. 2001. Política nacional ambiental para el desarrollo sostenible de los espacios oceánicos y las zonas costeras insulares de Colombia – PNAOCI – Dirección general de ecosistemas. Bogotá D. C. 95 p.
- Lalli, C. M. y T. R. Parsons. 1997. Biological Oceanography an introduction. Second edition. The Open University, Oxford, 314 p.
- Longhurst A.R. y D. Pauly. 1987. Ecology of tropical oceans. Academic Press, San Diego, 407 p.
- Lucero, C., J. R. Cantera y I. Romero. 2006. Variability of macrobenthic assemblages under abnormal climatic conditions in a small scale tropical estuary, Estuarine, Coastal and Shelf Science Referencia YECSS 1852.
- Riascos J. M. 2002. Cambios en el macrobentos de playa arenosa durante “El Niño” 1997–98 en la Bahía de Málaga, Pacífico colombiano. *Ciencias Marinas* 28: 13–25.
- Riascos J. M. 2005. Effects of El Niño-Southern oscillation on the population dynamics of the tropical bivalve *Donax dentifer* from Málaga bay, Colombian Pacific. *Marine Biology*.
- Tumbiolo M. L. y J. A. Downing. 1994. An empirical model for the prediction of secondary production in marine benthic invertebrate populations. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 114: 165-174.

Capítulo III

Estado de la Diversidad de Especies

9 DIVERSIDAD DE ESPECIES MARINAS EN COLOMBIA

9.1. Introducción

La participación de Colombia en el Convenio de las Naciones Unidas sobre Diversidad Biológica (CDB), en particular en lo que concierne a los compromisos señalados en el llamado “Mandato de Jakarta”, y su correspondiente declaración como uno de los doce países megadiversos del planeta, han promovido la creación de planes estratégicos para el estudio de la biodiversidad marina en el país. Como se plantea en el Programa Nacional de Investigación en Biodiversidad Marina y Costera –PNIBM (INVEMAR, 2000), una de las tareas prioritarias a emprender es la realización de los inventarios nacionales. Los nombres científicos de los organismos son el lenguaje básico para la comunicación en biodiversidad y, como tal, son la clave de nuestro conocimiento acumulado acerca de la vida en la Tierra. Contrario a lo que se creía, el mar alberga una buena parte de la biodiversidad ya que 33 de las 34 categorías animales (phyla) se encuentran en los océanos, en contraste con los 15 phyla que existen en la tierra. En el caso particular de Colombia, este hecho cobra importancia si se considera además que casi el 50% del territorio corresponde a aguas en el Mar Caribe y Océano Pacífico.

En esta edición del Informe del Estado de los Recursos se presenta una breve reseña histórica de las expediciones donde se han colectado la mayor cantidad de organismos y especies para el estudio de la biodiversidad marina en Colombia, los listados recientemente publicados (zoantídeos, quitones, conus y algas marinas), colecciones de organismos marinos en Colombia (Museo de Historia Natural Marina de Colombia y Museo Javeriano), e información acerca de estudios de caso de algunas de las especies amenazadas listadas en los libros rojos (corales duros, burgao y caballito de mar).

9.2. Inventarios de diversidad de especies marinas en Colombia

Desde hace más de un siglo, se han venido realizando expediciones científicas de gran cobertura en el mar Caribe y océano Pacífico, las cuales han incluido algunas localidades en aguas territoriales colombianas. Sin embargo, la investigación marina en Colombia se inició hace relativamente poco tiempo, cerca de 40 años, y por lo tanto es bastante joven comparada no sólo con la de los países de Europa y Estados Unidos, sino también con la de los demás países de Latinoamérica. En los informes de los años anteriores, se ha incluido un breve recuento de los principales hechos que han marcado la investigación marina en Colombia (Santodomingo *et al.*, 2004; 2005), y a continuación se presenta un resumen de las principales expediciones realizadas para el estudio de la biodiversidad en la región y específicamente en el país (Tabla 9-1).

Tabla 9-1. Expediciones científicas más relevantes realizadas en el Caribe y Pacífico colombianos.

Expedición	Año	Cobertura Geográfica
Albatross	1891	Pacífico
St. George	1924-25	Pacífico (Islas Galápagos y Gorgona)
Velero III	1934-38	Pacífico Oriental Tropical
Zaca	1937-38	Pacífico Oriental Tropical
Askoy	1941	Pacífico Panamá-Colombia-Ecuador
Oregon	1954-70	Atlántico Occidental - Caribe
Pillsbury	1966	Caribe
CIOH-Invemmar-Smithsonian	1995	Caribe colombiano
Invemmar Macrofauna I	1999	Caribe colombiano (300-500m)
Invemmar Macrofauna II	2001	Caribe colombiano (20-500 m)
Invemmar Macrofauna III	2002-2003	Pacífico Norte colombiano (20-500m)
Invemmar Corpogujaira	2005	La Guajira (10-50 m)
Invemmar Marcoral	2005	Islas del Rosario y San Bernardo (70-300m)
Otros proyectos		
Áreas Arrecifales de Colombia	1995-2000	Caribe y Pacífico colombiano
Praderas de pastos	2001-2003	Caribe colombiano

De esta manera, se observa que es partir de la expedición del CIOH-Invemmar-Smithsonian en 1995, cuando se da inicio a una exploración sistemática del Caribe y Pacífico colombiano, cuyos principales estudios han sido desarrollados por parte de los proyectos INVEMMAR-MACROFAUNA adelantados por INVEMMAR, con la colaboración de la Universidad Nacional de Colombia, la Universidad Justus Liebig de Giessen (Alemania), el Museo de Historia Natural del Instituto Smithsonian de Washington, la Unidad de Parques del Ministerio del Medio Ambiente y la Corporación Autónoma Regional de la Guajira-CORPOGUAJIRA, con los auspicios de COLCIENCIAS y FONAM. Como se observa a continuación, en el estado de avance de los inventarios nacionales, este esfuerzo ya ha comenzado a rendir sus frutos con la publicación de varios trabajos taxonómicos en grupos como Cnidaria, Polychaeta, Mollusca, Crustacea y Equinodermata, que a futuro contribuirán de manera significativa al adecuado aprovechamiento de los recursos biológicos de las generaciones venideras.

9.3. Estado de avance de los inventarios nacionales

Para Colombia la tarea de conocer la biodiversidad marina es un reto de grandes proporciones, si se quiere garantizar a las futuras generaciones la disponibilidad de una importante cantidad de recursos vitales para su aprovechamiento, bienestar y supervivencia, y también es un compromiso como país signatario del Convenio de Biodiversidad.

Según datos del Sistema de Información en Biodiversidad Marina de INVEMAR, se sabe que en el Caribe colombiano se han registrado a la fecha alrededor de 900 especies de peces, 1235 de moluscos, 530 de crustáceos decápodos, 150 de equinodermos, 130 de corales escleractínios, 97 de octocorales, 239 de poliquetos y 76 de briozoos. Para otros grupos, como esponjas, otros crustáceos, picnogónidos y sipuncúlidos, aún no se tienen cifras exactas y en muchos casos los datos no existen, aunque se continúa adelantando un inventario de la información secundaria disponible.

Para el Pacífico, el esfuerzo investigativo ha sido mucho menor. De acuerdo con el estudio de Arboleda (2002), basado en la información secundaria disponible y los registros en las colecciones de referencia, se obtuvo una idea general de su riqueza de especies. Se conoce de la presencia de 771 especies de peces, 412 de crustáceos decápodos, 963 de moluscos, 118 de equinodermos y 31 de corales, que son los grupos mejor estudiados.

A continuación se presenta una breve descripción de los grupos de organismos que ya han sido revisados, cuyos listados se publicaron en la revista *Biota Colombiana* o se encuentran en revisión por los especialistas del Museo de Historia Natural Marina de Colombia y otras instituciones colombianas o del exterior. Hasta el año 2005 se han elaborado los listados de corales duros, pulpos y calamares, poliquetos, isópodos, pepinos de mar, erizos de mar, poliquetos y algas marinas bentónicas, entre otros. Buena parte de esta información fue recopilada por Ardila *et al.* (2005) en el Informe Nacional sobre Avances en el Conocimiento e Información en Biodiversidad 1998-2004 (INACIB) y una tabla resumen se presenta a continuación (Tabla 9-2).

Igualmente, se presenta un resumen de los listados taxonómicos realizados recientemente, como el de zoantídeos (Acosta *et al.*, en revisión), quitones (Gracia *et al.*, 2005a), opistobranquios (Ardila *et al.*, 2005a) y algas marinas bentónicas (Díaz-Pulido y Díaz-Ruiz, 2004).

9.3.1. Zoantídeos (Clase Anthozoa: Orden Zoantharia)¹

Zoantharia es un orden perteneciente a la subclase Hexacoralia (clase Anthozoa), el cual ha sido pobremente estudiado tanto a nivel mundial, como en nuestro país. Estos organismos tropicales, coloniales y de distribución cosmopolita, se encuentran en un rango entre 0 y 5000 m de profundidad en diferentes sistemas y hábitats (fondo arenoso-lodoso,

¹ Proyecto: “Organización y sistematización de las colecciones algales y de invertebrados no artrópodos del herbario y museo de la Pontificia Universidad Javeriana”. Este trabajo se enmarca dentro de la línea de investigación de UNESIS: Patrones Sistemáticos y Procesos Evolutivos en Flora y Fauna. La financiación del proyecto fue proporcionada por Vicerrectoría Académica, Pontificia Universidad Javeriana.

Tabla 9-2. Listados nacionales de fauna y flora marinas de Colombia. Datos consolidados de las revisiones hechas por ¹Betancur y Martínez (2003). ²Zea (1987, 1998). ³Reyes y Barrios (1998). ⁴Barrios *et al.* (2002). ⁵Sánchez (en prep.). ⁶Acosta *et al.* (en revisión). ⁷Reyes (2000). ⁸Lattig y Reyes (2001). ⁹Bejarano *et al.* (2001). ¹⁰Reyes y Santodomingo (2002). ¹¹Díaz y Puyana (1994). ¹²Arboleda (2002). ¹³Gracia *et al.* (2004). ¹⁴Ardila *et al.* (2005a). ¹⁵Ardila (2000). ¹⁶Díaz *et al.* (2000). ¹⁷Gracia *et al.* (2005a). ¹⁸Gracia *et al.* (2005b). ¹⁹Báez y Ardila (2003). ²⁰Quiroga *et al.* (2004). ²¹Campos *et al.* (2003). ²²Lemaitre y Álvarez-León (1992). ²³Arango (2000). ²⁴Borrero-Pérez *et al.* (2003a). ²⁵Benavides *et al.* (2005). ²⁶Borrero-Pérez y Benavides-Serrato (2004a). ²⁷Borrero-Pérez *et al.* (2002a). ²⁸Borrero-Pérez y Benavides-Serrato (2004b). ²⁹Borrero-Pérez *et al.* (2002b). ³⁰Flórez y Montoya (2003). ³¹Díaz-Púlido y Díaz-Ruiz (2003). ³²Bula-Meyer (1998). (a) 23 morfotipos, 18 especies identificadas (-) no hay consolidado disponible. FAM: No. de familias, GEN: No. de géneros, SP: No. de especies.

Grupo	Mundial	Colombia					
	SP	Caribe		SP	Pacífico		SP
FORAMINIFEROS¹		-	-	-	-	-	~156
ESPONJAS²	~5000	-	-	~280	-	-	-
CNIDARIOS							
Orden Actiniaria – Corallimorpharia ^{3,4}		-	15	23 ^a	-	-	-
Orden Alcyonaria ⁵		11	25	78	-	-	-
Orden Zoanthidea ⁶	~250	4	6	8	-	1	1
Orden Scleractinia ^{7,8}	~1314	18	52	113	9	16	25
Orden Antipatharia ^{9,10}		-	-	15	-	-	-
MOLUSCOS^{11,12}							
Clase Gastropoda ^{13,14}		~120	~350	827	-	-	609
Clase Bivalvia ¹⁵		~59	~149	348	-	-	352
Clase Cephalopoda ¹⁶	~700	9	16	26	-	-	12
Clase Polyplacophora ¹⁷	~875	5	13	22	-	-	10
Clase Scaphopoda ¹⁸		6	13	24	-	-	2
POLIQUETOS¹⁹	~9000	43	131	239	-	-	-
POLYCLADIDOS²⁰		-	-	25	-	-	-
CRUSTACEOS DECAPODOS^{12,21,22}							
Camarones		21	58	150	15	51	91
Langostas y anomuros		18	60	172	13	40	106
Cangrejos		28	118	236	16	116	221
PICNOGONIDOS²³	~1100	-	-	25	-	-	-
EQUINODERMOS^{12,24}							
Clase Crinoidea		-	-	23	-	-	-
Clase Asteroidea ²⁵		-	-	71	13	22	30
Clase Ophiuroidea ²⁶		-	-	84	10	19	32
Clase Echinoidea ^{27,28}	~900	16	35	50	12	20	28
Clase Holothuroidea ²⁹		-	-	46	10	16	28
BRIOZOOS³⁰	~6000	-	-	115	-	-	-
ALGAS^{31,32}							
Cyanophyta (verde-azules)		-	7	16	-	-	-
Rhodophyta (rojas)		823	36	131	-	-	84
Phaeophyta (pardas)		196	8	21	-	-	22
Chlorophyta (verdes)		393	15	41	-	-	27

epizoobiontes). La importancia ecológica de los Zoantharia (Herberts, 1987; Sorokin, 1991) ha sido enmascarada por la incertidumbre taxonómica del grupo y la dificultad de reconocimiento *in situ*. Actualmente, especies de este orden se comercializan en Europa, Asia y USA (Fautin, 2005).

Pocos estudios se han realizado en nuestro país para determinar la diversidad de este importante orden, destacándose los trabajos de Manjarrés (1982), quien reporta a *Isaurus duchassaingii*; Vargas (2002) que presenta un listado de especies para San Andrés, y Camacho (2004), quien determina la diversidad genética de *Palythoa caribaeorum*. Otros estudios evaluaron la importancia toxicológica (Gleibs *et al.*, 1995), el efecto de la reproducción asexual en la dinámica de *P. caribaeorum* (González, 1999) y la distribución espacial de zoantídeos (Díaz *et al.*, 2002). De otro lado, Reyes (2002) elaboró un listado para corales escleractínios de Colombia y en el 2005, INVEMAR presentó el total de corales duros y de otros invertebrados marinos; sin embargo, a la fecha no hay un estimativo de la riqueza del orden Zoantharia en el país.

Con el fin de obtener la lista de Zoantharia para Colombia y de sintetizar el conocimiento fraccionado existente, se recopiló la información contenida en las colecciones del Museo de Historia Natural Marina de Colombia (MHNMC), Museo de la Pontificia Universidad Javeriana (MPUJ), y Smithsonian National Museum of Natural History (NMNH). Al igual, se llevó a cabo una exhaustiva revisión bibliográfica sobre Zoantharia en Colombia y en el Caribe, incluyendo inventarios de diversidad marina y trabajos de estructura y composición arrecifal. También se recopilaron registros de bases de datos electrónicas (OBIS, 2005) y páginas web orientadas a la taxonomía de este grupo (Fautin, 2005).

Los resultados obtenidos permitieron concluir que para el grupo en el 2005, Colombia registra 8 especies, 6 géneros (Tabla 9-3) y 4 familias de Zoantharia (Zoanthidea, Sphenopidae, Epizoanthidea, Parazoanthidea), que según la literatura se encuentran distribuidas en 5 de las 8 ecorregiones del Caribe, siendo San Andrés y Tayrona las que poseen mayor número de especies. Así mismo, sólo hay 1 registro biológico para el Pacífico Colombiano correspondiente al género *Protopalythoa*, cuya identidad está por confirmar (Tabla 9-3).

Según los pocos estudios de Zoantharia realizados en el país, Colombia posee el 3.2 % de la diversidad mundial y el 26 % de la reportada en el Caribe (Figura 9-1). Los resultados sugieren la necesidad de dedicar mayores esfuerzos para determinar la real diversidad de Zoantharia en nuestro país; especialmente en ciertas zonas como la Guajira y Darién en el Caribe, donde no hay registros y las eco-regiones de Magdalena y Pacífico donde sólo hay un registro biológico (Tabla 9-3). Este trabajo implica el muestreo de diversos ecosistemas y hábitats.

Tabla 9-3. Listado de especies de Zoantharia de Colombia. La distribución espacial de las especie se presenta siguiendo las eco-regiones definidas en el Plan Nacional de Investigación en Biodiversidad Marina PNIBM (INVEMAR, 2000): SAN, archipiélago de San Andres y Providencia; TAY, Tayrona; MAG, Magdalena; ARCO, archipiélagos coralinos de San Bernardo e Islas del Rosario; MOR, Golfo de Morrosquillo; PACI, Pacífico. Fuente Acosta *et al.*, (en revisión).

Nombre científico	Nombre común	SAN	TAY	MAG	ARCO	MOR	PACI
<i>Epizoanthus</i> sp.	Anémona colonial	X	X		X		
<i>Parazoanthus</i> sp.		X					
<i>Parazoanthus swiftii</i>	Zoantideo dorado	X					
<i>Palythoa</i> sp.		X	X				
<i>Palythoa caribaeorum</i>	Coral boquitas	X	X		X	X	
<i>Palythoa mammillosa</i>		X	X		X		
<i>Protopalythoa</i> sp. (cf)		X					X
<i>Isaurus duchassaingii</i>			X	X			
<i>Isaurus tuberculatus</i>		X					
<i>Zoanthus</i> sp.		X	X				
<i>Zoanthus pulchellus</i>	Falso coral verde	X	X				
<i>Zoanthus sociatus</i>		X	X				
<i>Zoanthus solanderi</i>			X				

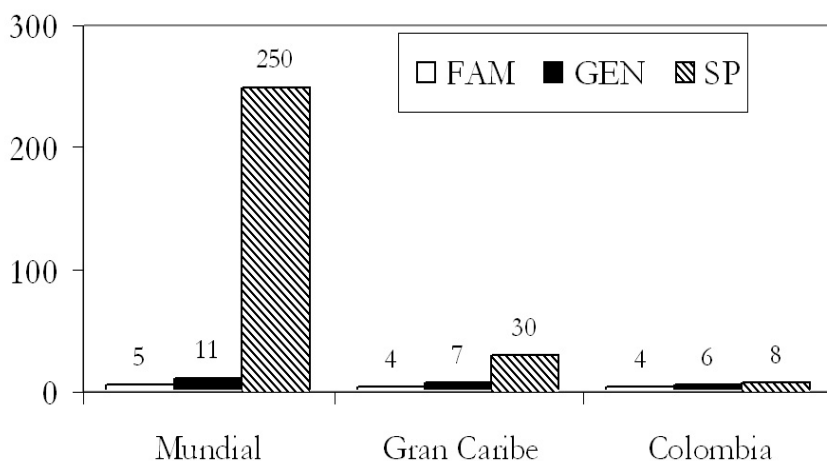


Figura 9-1. Diversidad de Zoantharia en términos de especies, géneros y familias a nivel mundial, en el Caribe y Colombia

9.3.2. Quitones (Mollusca: Polyplacophora)

Los quitones o polioplacóforos constituyen una de las ocho clases del filum Mollusca. Está conformada por 875 especies vivientes reconocidas, todas ellas marinas que habitan desde la zona intermareal hasta profundidades abisales (Kaas y Van Belle, 1998). Estos organismos son generalmente pequeños, aplanados y alargados, provistos de ocho placas o valvas dorsales superpuestas, bordeadas por un cinturón de escamas y/o espículas calcáreas formado por el manto, llamado perinoto. La cavidad del manto envuelve el pie, el cual no sólo sirve para la locomoción sino también para mantener contacto firme con la superficie rocosa.

Los trabajos que han contemplado el inventario de especies de quitones del Caribe colombiano son los de Götting (1973), Díaz y Puyana (1994) y la más reciente revisión hecha por Gracia *et al.* (2005), donde incluye 22 especies pertenecientes a cinco familias y 13 géneros. No obstante, la fauna de polioplacóforos del Caribe sur puede considerarse aún poco conocida ya que la mayoría de especies son de tamaño pequeño y rara vez hacen parte de las colectas, por lo tanto, tampoco se encuentran bien representadas en las colecciones malacológicas (Bullock y Franz, 1994).

9.3.3. Opisthobranchios

Son organismos marinos conocidos dentro de los moluscos gasterópodos por su alta diversidad morfológica, contando con cerca de 5.000 especies, que han sido colectadas en todos los ambientes marinos. Un total de 80 especies han sido registradas en el Caribe y 30 especies para el Pacífico colombiano. Nudibranchia y Cephalaspidea son los grupos mejor representados con 44 y 38 especies respectivamente. El bajo número de especies registrado en relación con otras localidades en el Caribe y en el Pacífico americano, refleja el pobre conocimiento que se tiene de este grupo en Colombia (Ardila *et al.*, 2005a). De otra parte, durante el 2005 se realizó la revisión filogenética del género de nudibranchios, *Armina*, para América (Báez *et al.*, 2005).

9.3.4. Algas Marinas Bentónicas

Las algas marinas son un diverso grupo de organismos fotosintéticos que comúnmente se incluyen dentro de las plantas, sin embargo no poseen las características principales de estas, tales como raíces, hojas y tejidos vasculares. De manera más precisa, las algas pertenecen al Reino Protocista (Hoeck *et al.*, 1995). Este grupo presenta una gran variedad de morfologías, desde formas muy pequeñas hasta formas más complejas que pueden alcanzar longitudes de hasta 40 metros (e.g. *kelps* gigantes) en zonas templadas (Díaz-Púlido y Díaz-Ruíz, 2003). Cuando nos referimos a las algas bentónicas, son aquellas algas macroscópicas que pertenecen a los phyla Cyanophyta (algas verde-azules o cyanobacterias),

Rhodophytas (algas rojas), Heterokontophyta (Phacophyceae o algas pardas) y Chlorophyta (algas verdes) (Hoeck *et al.*, 1995).

Las macroalgas, son un claro ejemplo de un recurso ecológica y económicamente importante: juegan un papel primordial en los ecosistemas marinos, contribuyen a la producción primaria, crean hábitat para invertebrados y participan en la construcción de los arrecifes (Bula-Meyer, 1987; 2001; Schnetter, 1981; Díaz-Pulido y Díaz-Ruíz, 2003) y son un recurso con múltiples aplicaciones. A nivel industrial, la extracción de ficocoloides se aplica con extraordinarios resultados en casi todos los sectores productivos tales como alimentos, cosméticos, etc. (Bula-Meyer, 1988).

Con el objetivo de contribuir con el conocimiento de la dinámica y causas de la proliferación reciente de las algas en los arrecifes coralinos, y su relación con factores críticos de la degradación arrecifal, se realizó un estudio experimental en el Parque Natural Nacional Tayrona. En este estudio, se examinó la diversidad de algas asociadas a estos ecosistemas, especialmente aquellas especies que hacen parte de los tapetes algales. A la fecha, se han encontrado un total de 17 morfotipos y 37 especies, de las cuales el 78% corresponde a las algas rojas; la alta riqueza de algas rojas, está relacionada a un patrón generalizado en el Atlántico oriental tropical y subtropical, discutido más adelante. Por otra parte, el alga parda *Sphacelaria trivuloides* ha sido la especie con el mayor porcentaje de cobertura, lo cual indica su amplia adaptación a diversas condiciones medioambientales.

En el Atlántico oriental tropical y subtropical, hay aproximadamente 7300 especies de algas marinas bentónicas, en tanto en el Caribe colombiano encontramos 565 especies registradas de algas de las regiones oceánicas y costeras (Díaz-Pulido y Díaz-Ruíz, 2003). Las algas rojas contienen la mayor riqueza de especies, estando en segundo lugar las algas verdes (Tabla 9-2). Este mismo patrón de diversidad ha sido observado en el Atlántico oriental tropical y subtropical. La flora del Caribe colombiano incluye casi la mitad de especies conocidas en el Atlántico occidental tropical y subtropical; esto sugiere que el Caribe colombiano es altamente diverso, especialmente cuando se tiene en cuenta que constituye menos del 5% de la línea costera comprendida desde Carolina del Norte hasta el sur del Brasil (Díaz-Pulido y Díaz-Ruíz, 2003).

El Parque Natural Nacional Tayrona presenta el mayor número de especies (365 taxa: 64%), seguido por el sector del Darién (217 taxa), y el Archipiélago de San Andrés y Providencia (202 taxa). El Tayrona con una longitud costera de solo 40 km, es probablemente una de las localidades más diversas del Atlántico tropical y subtropical, en comparación con otros sectores del Caribe (Díaz-Pulido y Díaz-Ruíz, 2003). Con el propósito de ampliar el conocimiento sobre la diversidad marina de la ecorregión Guajira (baja, media

y alta), en el 2005 se evaluó la distribución, composición y abundancia de las macroalgas de la zona intermareal de dicha ecorregión. En la evaluación hecha para la época lluviosa, se encontraron un total de 74 especies, correspondientes a 30 géneros y 19 familias. Las algas rojas presentaron el mayor número con 34 especies; los géneros que mostraron una mayor abundancia durante la época húmeda fueron *Grateloupia*, *Hypnea* y *Laurencia*.

Por otra parte, el Pacífico colombiano evidencia una pobreza de macroalgas y encontrándose aproximadamente 100 especies (Tabla 9-2). Este fenómeno también ha sido observado en aguas panameñas por varios investigadores (Bula-Meyer, 1998). A pesar del esfuerzo de investigación en el Pacífico colombiano, en lo referente a la biodiversidad algal, es necesario realizar nuevos estudios enfocados especialmente en grupos como las corallíneas y peyssonnelaciáceas, ya que estos grupos no han sido rigurosamente investigados tanto en el Caribe como Pacífico colombiano.

9.4. Inventarios regionales de fauna y flora marinas

9.4.1. La Guajira

Una de las metas contempladas en el Plan de Acción (2001-2010) del Programa Nacional de Investigación en Biodiversidad Marina y Costera -PNIBM (INVEMAR, 2000), consiste en la integración y complemento de los inventarios de especies y la cartografía temática descriptiva de los ecosistemas marinos y costeros a escala 1:100.000 correspondientes a las ecorregiones Guajira y Palomino hasta los 100 m de profundidad. Durante el 2005 se inició el proyecto “*Caracterización de la zona costera del departamento de La Guajira: Una aproximación para su manejo integrado*”, cuyos resultados se mencionan en el capítulo 8: Fondos Blandos.

9.4.2. Archipiélagos coralinos: Islas del Rosario y San Bernardo

Como parte de los resultados obtenidos durante la realización de los proyectos INVEMAR-MACROFAUNA en el Caribe colombiano, se destaca el hallazgo de comunidades coralinas de profundidad en tres sectores: La Guajira (-70 m), Santa Marta (-200 m) e Islas de San Bernardo (-150m). Estas comunidades conformadas principalmente por corales azooxantelados (no simbióticos) albergaron la mayor parte de las especies de peces e invertebrados marinos registradas en estas expediciones (Reyes *et al.*, 2005). Con el fin de caracterizar en detalle una de estas comunidades, en el 2005 se realizó el proyecto “*Biodiversidad de las comunidades del margen continental colombiano. Fase I. Comunidades coralinas de profundidad (100-300m), criterios biológicos y geofísicos para la definición del área marina protegida de Islas del Rosario - San Bernardo*” con el apoyo de COLCIENCIAS, y sus principales resultados se contemplan en el capítulo 11: Comunidades del Margen Continental.

9.5. Colecciones Biológicas de Organismos Marinos de Colombia

9.5.1. Museo de Historia Natural Marina de Colombia

Desde 1963, en el inicio de actividades del Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras “José Benito Vives de Andrés”-INVEMAR, se comenzó la recolección de especímenes, los cuales fueron depositados en bodegas del instituto. El proceso de catalogación de muestras se empezó en el año de 1974, dando el primer paso para la creación de la Colección de Referencia de Organismos Marinos del INVEMAR (CRM). A partir de ese momento y hasta 1997 la colección se fue enriqueciendo con material colectado por los investigadores, quienes de una u otra forma ejercieron labores de curatoría de los grupos en que eran especialistas. A partir de 1993, Colombia realizó una importante reestructuración del estado, creando al Ministerio del Medio Ambiente, con el INVEMAR como uno de los institutos vinculados. Entre otras funciones, al Instituto se le encargó la tarea de adelantar e impulsar el inventario de la fauna y flora marinas colombianas y establecer las colecciones, los bancos de datos, y estudios necesarios para fortalecer las políticas nacionales de biodiversidad (INVEMAR, 2000).

Para 1997 la Colección de Referencia, contaba con 7165 lotes, cifra que se duplicó en el año de 1999 con el ingreso del material colectado en las expediciones INVEMAR-Macrofauna y se aumentó con la recepción de especímenes provenientes de la Colección del Museo del Mar. Este súbito crecimiento planteó la necesidad de convertir la colección en el Museo de Historia Natural Marina de Colombia. De esta manera fue registrado ante el Instituto de Investigaciones de Recursos Biológicos “Alexander von Humboldt” en el 2001. Entre las funciones del MHNMC, cabe destacar: 1. Organización, catalogación y sistematización de colecciones científicas; 2. Generación de información científica y capacidad de análisis; 3. Prestación de servicios; 4. Socialización del conocimiento con la comunidad en general; 5. Coordinar las colecciones marinas de Colombia y los aspectos legales relacionados.

Los datos generales con el número de lotes para cada uno de los grupos taxonómicos se resumen en la tabla 9-4. A la fecha se han ingresado al museo 30267 lotes, prácticamente se ha cuadruplicado el número inicial, de los cuales se han incluido en el Sistema de Información sobre Biodiversidad Marina de Colombia (SIBM) cerca 20000 registros biológicos, con información acerca de aproximadamente 3400 especies de fauna y flora marina colombiana. Los datos de colección y fichas taxonómicas de las especies pueden ser consultados en línea a través del portal del INVEMAR www.invemar.org.co.

Tabla 9-4. Número de lotes del Museo de Historia Natural Marina de Colombia desde antes de su conformación (Año 1997) y estado de avance de lotes catalogados al año 2005. Registros biológicos incluidos en el Sistema de Información sobre Biodiversidad Marina de Colombia, y el porcentaje de lotes sistematizados con respecto al número de lotes catalogados.

Grupo	Año 1997	Catalogados al 2005	SIBM al 2005
Peces	2180	6609	5159 (78%)
Equinodermos	179	3007	2878 (96%)
Crustáceos	2223	5837	2049 (35%)
Moluscos	1170	7325	5330 (70%)
Cnidarios	518	2818	2501 (89%)
Anélidos	435	2093	494 (24%)
Platelmintos	-	50	50 (100%)
Poríferos	450	1178	756 (64%)
Briozoos	-	1042	812 (78%)
Algas	-	610	573 (94%)
Bacterias	-	58	58 (100%)
Total	7165	30627	20660

9.5.2. Colección de Escleractinios Hermatípicos Juveniles del Museo Javeriano²

En la última década el estudio de la Biodiversidad marina se ha incrementado gracias a los muestreos y publicaciones elaboradas por especialistas, que han dado como resultado no sólo las listas de especies, sino la colecta del material que ha sido preservado en las colecciones biológicas colombianas. Muchas han sido las publicaciones sobre corales escleractínios en Colombia (Cairns, 1979; Prahly y Erhardt, 1985; Werding y Sánchez, 1989; Sánchez, 1995; Díaz *et al.*, 2000; Reyes, 2000), que han permitido conocer qué hay, cuánto, dónde y cómo están, tanto para el Caribe como para el Pacífico. Aunque falta mucho para definir cuántas especies de corales duros presenta el Caribe y cada país, siendo necesario estudios moleculares para resolver esta problemática.

Los escleractínios (Cnidaria: Anthozoa) registrados para Colombia por Reyes (2000) incluyen ejemplares que reposan en las colecciones de referencia del Museo de Historia Natural Marina de Colombia (MHNMC; Santa Marta - Colombia) y del National Museum

² Proyecto: "Organización y sistematización de las colecciones algales y de invertebrados no artrópodos del herbario y museo de la Pontificia Universidad Javeriana".

Este trabajo se enmarca dentro de la línea de investigación de UNESIS: Patrones Sistemáticos y Procesos Evolutivos en Flora y Fauna. La financiación del proyecto fue proporcionada por Vicerrectoría Académica, Pontificia Universidad Javeriana.

of Natural History (NMNH; Smithsonian Institution, Washington D.C. - USA), pero no las del Museo Javeriano de Historia Natural Lorenzo Uribe S.J., (MUJ, Bogotá – Colombia). Recientemente, Vallejo y Acosta (2005) referenciaron y listaron los corales hermatípicos del Caribe colombiano presentes en la colección del MUJ, con el registro de 129 lotes de museo que incluyen 29 especies de corales, la mayoría juveniles. Los juveniles ($< 4\text{cm}$ de diámetro) de diferentes especies fueron identificados a partir de claves sinópticas siguiendo a Veron (2000) y mediante caracteres diagnósticos contemplados en la elaboración de una guía visual de campo (Acosta, datos sin publicar). La colecta de los corales del MUJ se realizó en tres ecorregiones: TAY (Tayrona), SAN (San Andrés) y MAG (Magdalena) de las siete definidas en el Caribe colombiano. Las áreas de colecta por parte del MUJ representan un sesgo, ya que como lo afirma Soberón *et al.*, (2000), el muestreo está asociado a algún interés científico, a la facilidad o presencia en un lugar por parte de institutos de investigación o universidades, con vías de comunicación y logística, seguridad, costos y con proyectos estatales de recolección de información. Este mismo sesgo se observa en otros grupos de organismos, como aves (Renjifo *et al.*, 2000), plantas (Vivas, 2002) y avispa parasitoides (Vivas *et al.*, 2003).

El avance significativo en el 2005 en términos de la colección biológica de escleractinios del MUJ radica en su proceso de curaduría. Como resultado del mismo se ha establecido que el MUJ posee: 1. Una especie exclusiva; la cual al ser colectada por primera vez junto a las otras 28 especies, genera una alta complementariedad taxonómica ya que permite cruzar y alimentar la información existente y diferente entre colecciones (Vivas, 2002), con la colección del MHNMC y del NMNH; y 2. Veinticuatro especies de corales hermatípicos juveniles (83% de los ejemplares de la colección), que hacen de la colección de MUJ exclusiva y única en el País (Tabla 9-5).

Actualmente existe una seria preocupación acerca de la conservación de la biota (flora y fauna) ante la persistente degradación y fragmentación de áreas naturales y pérdida de especies nativas a nivel mundial (Llorente *et al.*, 2000). Es por eso que las colecciones biológicas cobran importancia, pues son vitales para la reconstrucción de genealogías, y por su aporte a la diversidad genética, mediante su uso a partir de modernas técnicas de genética molecular (Fernández, 2000). El conocimiento de los corales escleractinios en Colombia y el respectivo registro en colecciones biológicas constituyen información clave para tomar decisiones relacionadas con la conservación de la biodiversidad, debido a que completan los inventarios nacionales y permiten contar con datos fiables para el análisis de la diversidad en diferentes escalas espacio-temporales (Vivas y Zalamea, 2003). Es por esta razón, que es importante el diseño de estrategias óptimas de colecta por parte de las instituciones y que a su vez las colecciones existentes logren proyectarse, especializarse y complementarse para resguardar y divulgar el patrimonio que posee el país.

Tabla 9-5. Lista de corales hermatípicos juveniles del Caribe colombiano referenciados en el MUJ.
 * Especie exclusiva del MUJ.

Taxón	Colección de referencia ¹
Familia Acroporidae	
<i>Acropora cerviconis</i> (Lamarck, 1816)	MPUJ INV- 00102
<i>Acropora palmata</i> (Lamarck, 1816)	MPUJ INV-00107-0143
Familia Agariciidae	
<i>Agaricia agaricites</i> (Linnaeus, 1758)Ⓞ	MPUJ INV - 00038,00040,0165,00074,00066
<i>Agaricia tenuifolia</i> Dana, 1846	MPUJ INV- 00129,00177
<i>Helioseris cucullata</i> (Ellis y Solander,1786)	MPUJ INV- 0042,00043,00047,00049,00064
Familia Astrocoenidae	
<i>Stephanocoenia intersepta</i> (Lamarck, 1816) #	MPUJ INV- 00106,00171
Familia Caryophylliidae	
<i>Cladocora arbuscula</i> Lesueur, 1881	MPUJ INV- 00008,00156,00159
<i>Eusmilia fastigiata</i> (Pallas,1766)	MPUJ INV- 00050,00179
Familia Faviidae	
<i>Colpophyllia natans</i> Houttuyn,1772	MPUJ INV- 00054
<i>Diploria clivosa</i> (Ellis y Solander,1786)	MPUJ INV- 00154-00155,00015,0011800127,00164
<i>Diploria labyrinthiformis</i> (Linnaeus, 1758)	MPUJ INV- 00150
<i>Diploria strigosa</i> (Dana, 1846)	MPUJ INV- 00091- 00092
<i>Favia fragum</i> (Esper, 1795)	MPUJ INV- 00001,00003,00045, 00071 00075,00080,00122,00125,00126
<i>Manicina areolata</i> (Linnaeus, 1758)	MPUJ INV- 00061-00162, 00109,00157 00158,00170,00173-00174,00176
<i>Montastraea annularis</i> (Ellis y Solander, 1786)	MPUJ INV- 00060,00072, 00084,00085
<i>Montastraea cavernosa</i> Linnaeus,1767	MPUJ INV- 00052-00053
<i>Montastraea faveolata</i> (Ellis y Solander,1786)	MPUJ INV- 00082-00083
<i>Montastraea franki</i> (Gregory,1895)	MPUJ INV- 00073-00077
Familia Meandrinidae	
<i>Dichocoenia stokesi</i> M. Edwards y Haime, 1848	MPUJ INV- 00039,00046,00144
<i>Meandrina meandrites</i> (Linnaeus, 1758)	MPUJ INV- 00048,00051,00067
Familia Mussidae	
<i>Isophyllastrea rigida</i> (Dana, 1846)	MPUJ INV- 00178
<i>Mussa angulosa</i> (Pallas, 1766)	MPUJ INV- 00055,00070,00081,00086
<i>Mycetophyllia lamarckiana</i> M. Edwards y Haime, 1848	MPUJ INV- 00068,00069
<i>Scolymia cubensis</i> M. Edwards y Haime, 1849*	MPUJ INV- 00044,00057,00058,00062
<i>Scolymia</i> sp.	MPUJ INV- 00056
Familia Pocilloporidae	
<i>Madracis decactis</i> (Lyman,1859)	MPUJ INV- 00076,00093

Tabla 9-5. Continuación.

Taxón	Colección de referencia ¹
Familia Poritidae	
<i>Porites astreoides</i> Lamarck, 1816	MPUJ INV- 00007, 00018, 00059 00078, 00079, 00088, 00095, 00097 00115, 00119, 00128, 00132, 00136, 00146
<i>Porites porites</i> (Pallas, 1766)	MPUJ INV-00016, 00078, 00094, 00103 00110, 00111, 00124, 00135, 00145, 00152
Familia Siderastreidae	
<i>Siderastrea radians</i> (Pallas, 1766)	MPUJ INV- 00006, 00036, 00098, 00104 00105, 00116, 00133, 00172
<i>Siderastrea siderea</i> (Ellis y Solander, 1786)	MPUJ INV- 00005, 00026, 00037, 00063, 00096, 00101, 00117, 00123, 00137, 00140 00153, 00160, 00161, 00175

¹**Abreviaturas.** Museo Pontificia Universidad Javeriana. MPUJ INV: Colección de referencia Museo Javeriano. Sección de Invertebrados Marinos.

9.6. Diagnóstico de Especies Amenazadas

Con el fin de brindar información básica para la conservación y manejo sostenible de las especies silvestres, el Ministerio del Medio Ambiente inició desde 1996 la producción de la serie “Libros Rojos de Especies Amenazadas de Colombia”. En el año 2002 se publicaron los primeros siete libros rojos, de los cuales cuatro incluyen especies marinas y costeras: los libros rojos de invertebrados (Ardila *et al.*, 2002) y peces marinos (Mejía y Acero, 2002), editados por el Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras INVEMAR con apoyo del Instituto de Ciencias Naturales ICN; el libro de reptiles (Castaño-Mora, 2002) y el de Aves (Renjifo *et al.*, 2002) elaborados por el ICN y el Instituto Humboldt, respectivamente. Para cada una de las especies listadas, se elaboraron fichas donde se explican las características más importantes de la especie, su distribución, posibles medidas de conservación, y se identificó su grado de amenaza según las categorías diseñadas por la UICN para tal fin. Las categorías de amenaza son: Extinto (EX); Extinto en estado silvestre (EW); En Peligro Crítico (CR); En Peligro (EN); Vulnerable (VU); Casi Amenazado (NT); Preocupación menor (LC); Datos insuficientes (DD).

En la Resolución 584 del 2002 del Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial, se declaran las especies silvestres que se encuentran amenazadas, según los listados de los libros rojos, y se adoptan otras disposiciones en cuanto a su conservación. En la Resolución 1218 del 2003 se reglamenta la conformación y el funcionamiento del Comité Coordinador de Categorización de las Especies silvestres amenazadas.

El listado de especies marinas y costeras declaradas como amenazadas y su respectiva categorización han sido presentadas en el Informe del Estado de los Recursos de años anteriores (Santodomingo *et al.* 2004, 2005). Aunque los listados publicados en los libros rojos son el resultado de la suma de esfuerzos de diversas personas y entidades, es apenas el primer paso para dar a conocer a la comunidad las especies marinas que se encuentran seriamente amenazadas. Es claro que, siendo esta lista aun insuficiente, se debe continuar con el trabajo de evaluación de las poblaciones explotadas y de las especies endémicas de nuestros mares territoriales, y a partir de esta información, establecer planes de manejo que minimicen las amenazas de origen antropogénico y a su vez permitan la explotación racional de los recursos marinos en Colombia.

Con el fin de llenar estos vacíos de información acerca de la biología de las especies y los factores involucrados en el deterioro de las mismas, se dio continuidad al estudio de algunas de las especies amenazadas listadas en los libros rojos. Durante el 2005, se realizaron estudios en los corales *Eusmilia fastigiata* y *Mussa angulosa*, el caracol *Cittarium pica* y los caballitos de mar *Hippocampus* spp., de los cuales se hace referencia a continuación. Adicionalmente, se dio por terminado el proyecto “Evaluación de la disponibilidad y calidad de hábitats para juveniles y adultos del caracol pala *Strombus gigas* en el PNNCRSB con miras a su repoblamiento y conservación” del cual se hace mención en el capítulo 10: Recursos sometidos a explotación.

9.6.1. Bioecología del burgao *Cittarium pica* en la costa continental del Caribe colombiano

Para dar continuidad al estudio que se ha venido realizando desde el año 2003 con el caracol amenazado “burgao” *Cittarium pica* se completó la investigación en el sector de Santa Marta y PNNT concerniente a los aspectos reproductivos de la especie. Teniendo en cuenta que la presión pesquera ejercida sobre *C. pica* en el Caribe colombiano de mayor a menor en los sectores: Santa Marta-PNNT, Urabá Chocoano, y Cartagena-PNNCRSB, y que además en estos sectores se comercializa su carne como alimento y su concha pulida como artesanía (Osorno, 2005), se advirtió la necesidad de conocer aspectos reproductivos en medio natural.

Para evaluar los aspectos reproductivos se escogieron los sectores de Santa Marta y PNNT con el propósito de proponer un adecuado manejo pesquero para la especie y de este modo contribuir con su conservación y explotación sostenible. Para tal fin, se colectaron 15 individuos de *C. pica* mensualmente a lo largo de un año (entre Mayo de 2003 y Abril de 2004) y se realizaron cortes histológicos a las gónadas. Dichos cortes fueron observados y analizados en laboratorio por medio de microscopía binocular. Por primera vez, se describieron y fotografiaron los diferentes estadios de madurez sexual para esta especie

en Colombia. De un total de 181 especímenes, 97 fueron hembras (53.59%), 68 fueron machos (37.57%) y 16 se catalogaron como de “sexo indeterminado” (8.84%). La proporción sexual entre machos y hembras no fue significativamente diferente de 1:1 (X^2 calculado=2.55; X^2 tabulado=5.02; $p=0.025$; 1 grado de libertad). Se determinó que hay estadios de madurez y de desove casi continuamente a lo largo del año, pero se presentó una mayor cantidad de individuos desovando en dos periodos: uno en abril y otro principal desde agosto hasta octubre, con un pico en septiembre. El incremento en la cantidad de individuos desovando podría estar directamente relacionado con el incremento de la temperatura del agua.

De acuerdo a encuestas realizadas a pescadores durante el estudio de Osorno (2005), los últimos meses mencionados (agosto, septiembre y octubre) coinciden con ser los periodos de mayor captura en el año de *C. pica* en el Caribe colombiano, debido a que es la época de menor intensidad de vientos y oleaje, lo cual facilita su recolección sobre la zona intermareal del litoral rocoso (hábitat de la especie) (Figura 9-2). Es así como en esta época se incrementaría la vulnerabilidad de las poblaciones de este recurso, ya que se están extrayendo mayor cantidad de individuos durante su principal periodo reproductivo. Por otro lado, la talla media de madurez sexual para *C. pica* en el sector de Santa Marta y PNNT fue 58.64 mm de diámetro de concha (promedio de machos y hembras), por lo cual los autores recomiendan una talla mínima de captura para la especie de 70 mm de diámetro de concha como medida de control para permitir la renovación del recurso. Así mismo, se recomienda la veda de pesca durante los meses de mayor desove de la especie en el sector (agosto, septiembre y octubre).

Concientes de que estas prohibiciones de tipo pesquero envuelven a su vez un contexto social, el INVEMAR por medio de la Línea de Biología y Estrategias de Conservación (BIC) contenida dentro del Programa de Biodiversidad y Ecosistemas Marinos (BEM), está trabajando en conjunto con la Unidad Administrativa del PNNT en el diseño de un programa de monitoreo para la especie en el PNNT, y el desarrollo de un plan de manejo pesquero orientado a la conservación de este caracol en la misma área. Este plan consiste en involucrar a los usuarios del recurso para educarlos y sensibilizarlos sobre la importancia de respetar las recomendaciones obtenidas a partir de los resultados anteriormente mencionados. Es importante resaltar que el “burgao” es el gasterópodo más capturado hasta la fecha en el sector de Santa Marta y PNNT.

Actualmente el INVEMAR en conjunto con la Unidad Administrativa del PNNCRSB, están llevando a cabo una investigación similar, para evaluar los aspectos reproductivos de *C. pica* en Barú e Islas del Rosario.

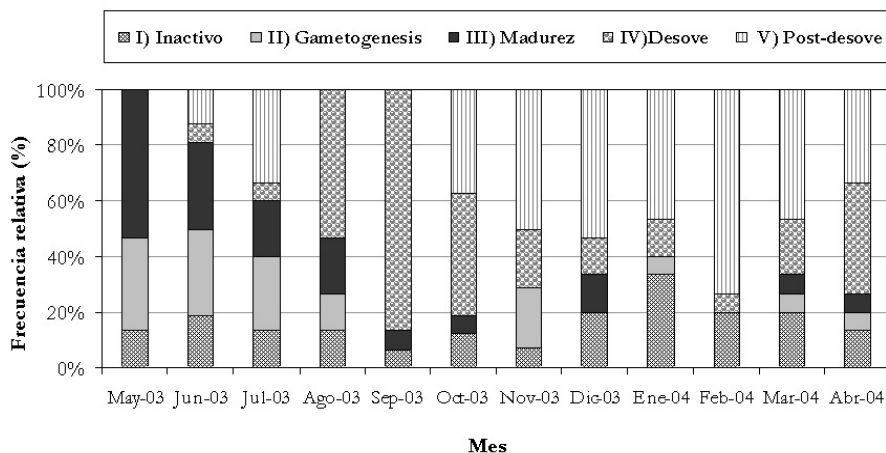


Figura 9-2. Proporción de los individuos de *C. pica* en los diferentes estadios de madurez sexual para cada mes del periodo de estudio (Mayo-2003 a Abril-2004) en el sector de Santa Marta (n=181).

9.6.2. Comercio histórico de *Hippocampus spp.* en el Caribe colombiano³

La singular apariencia de los caballitos de mar ha cautivado tanto a los taxónomos y naturalistas, induciéndoles incluso en siglos pasados, a atribuirlos a grupos de vertebrados muy disímiles. Su apariencia los ha llevado a protagonizar leyendas como míticas criaturas que cargan a los dioses del mar en sus lomos, lo que les ha valido a este especial grupo de peces un lugar perdurable en el arte, la literatura y en la poesía universal. En la actualidad, se consideran verdaderos peces óseos y forman parte de la familia Sygnathidae (con mandíbulas fusionadas), perteneciente al orden Sygnathiformes (o Gasterosteiformes), el cual incluye las familias Pegasidae, Aulostomidae, Solenostomidae, Fistulariidae, Centriscidae, Indostomidae y Macrorhamphosidae.

A nivel mundial, se han descrito 34 especies válidas (Lourie *et al.*, 2004), de las cuales el mayor número se encuentra en el Indopacífico, en contraste con una especie (la de mayor tamaño *H. ingens*) en la costa occidental de América (Pacífico oriental) y únicamente tres especies (*Hippocampus reidi*, *H. erectus* y *H. zosterae*) en la costa este de América (Atlántico occidental y Caribe). Los caballitos de mar viven en diferentes hábitat, pastos marinos,

³ Este informe forma parte del estudio de “Caracterización y diagnóstico del comercio de *Hippocampus spp.* en el Caribe colombiano” financiado mediante una beca del Programa para la conservación de especies amenazadas, en el marco de los proyectos de investigación del Instituto de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt como Autoridad Científica CITES.

raíces de manglar, fondos blandos con abundancia de esponjas, arrecifes de coral y abanicos de mar, entre otros, los cuales figuran como los más productivos del mundo y, consecuentemente, tan vitales y estratégicos tanto para las especies de la flora y la fauna marina y costera, como para la población humana.

Irónicamente, es su gran popularidad lo que ha puesto a estas especies en franco peligro de extinción. Actualmente como antaño, son requeridos en grandes números para uso en medicina tradicional oriental en tratamientos para diversas afecciones de la salud, sólo en China se reportó un consumo de 20 Ton de caballitos de mar, es decir cerca de seis millones de especímenes en 1992; como peces de acuario de alta demanda con Estados Unidos a la cabeza (Vincent, 1994); y como curiosidades o souvenir, Taiwan en 1993 contabilizó tres millones de individuos secos (Vincent, 1994, 1996). Los mayores exportadores de ejemplares secos son: India, México, Filipinas, Tailandia y Vietnam y los mayores Importadores: China, Hong Kong, Singapur y Taipei. Entre los mayores exportadores de ejemplares vivos, para el comercio de mascotas están Brasil, Indonesia, Filipinas y los mayores importadores son Estados Unidos y la Unión Europea (Vincent, 1994).

El grupo como tal entró a formar parte de la iniciativa de la Unión Mundial para la Conservación de la Naturaleza en las Listas de Especies Amenazadas en 1996 y en el 2002, se recomendó recategorizar todas las especies conocidas de caballitos de mar en el apéndice II de CITES, con inicio de efectividad hasta el mes de mayo del 2004, lo cual implicó que a partir de esa fecha, se requieren permisos para importar y exportar especies de este género.

9.6.2.1. Diagnóstico del comercio de *Hippocampus* spp. en Colombia

En Colombia el conocimiento de su biología y estado actual es crítico. Se reconocen dos especies en el Caribe *Hippocampus reidi* y *H. erectus* (Cervigón, 1991; Acero *et al.*, 1984) y una en el Pacífico *H. ingens* (Mejía y Acero, 2002). Al menos desde la década de los años 70 y 90's su comercio como souvenir fue frecuente en Colombia especialmente en las áreas de alta influencia turística como Cartagena, la Isla de San Andrés, Capurganá, Tolú y Coveñas y en menor número, Barranquilla y Santa Marta. Generalmente habitan en casi todos los ecosistemas marinos: arrecifes coralinos, pastos marinos, raíces de manglar, fondos blandos vegetados por algas y litorales rocosos del país, de áreas como el Cabo de la Vela y Bahía Portete en La Guajira, Islas del Rosario y San Bernardo y Cartagena en Bolívar, Isla Fuerte en Córdoba y el Urabá chocoano (Acero *et al.*, 1984; Álvarez y Blanco, 1985; Baroque, 1978; Garzón-Ferreira, 1989; Gómez, 1972; Mejía y Acero, 2002; Patiño y Flórez 1993). A partir del 2002, se incluyeron en los Libros Rojos de Peces Marinos de Colombia (Acero *et al.*, 2002a-b) y hasta ese pronunciamiento, el interés por comprender estas especies en su

ambiente natural y la interrelación con su medio, así como su vinculación con actividades artesanales de extracción y comercio, no había tenido hasta el momento eco en el área científica ni ambiental del país.

Localidades de captura incidental: La información del comercio se remonta desde los años 80's hasta la actualidad. Con las entrevistas preliminares, se identificó a la ciudad de Cartagena como único sitio de acopio de caballitos de mar extraídos por pesca incidental, debido a que esta ciudad es principal destino y centro de acopio de los barcos pesqueros. Las principales localidades mencionadas como óptimas para la colecta de ejemplares de caballitos de mar por pesca incidental son: el Cabo de la Vela, Carrizal, la Ahuyama, Manaure y el Pájaro en La Guajira y en el Golfo de Morrosquillo, todas entre 20 y 50 metros de profundidad. Entre estas dos regiones, eran preferidos los provenientes de La Guajira, pues presentaban más colorido, variedad en sus formas determinado por los filamentos que los adornan y su robustez. Por cada faena de pesca se colectaba una cantidad aproximada de 200-300 (algunos indicaron hasta 500) ejemplares, que eran comprados directamente por un comerciante a un costo entre \$100 y \$200 c/u, el mercado era básicamente nacional y por demanda, especialmente en estado seco para su venta como artesanías o curiosidades y en menor proporción medicina y alimento. Los pescadores aseguran que si no tienen demanda y eventualmente se llevan ejemplares, es prácticamente para su uso personal en medicina, alimento o para su comercialización directa para artesanos por un valor de \$100 c/u o hasta pueden llegar a regalarlos.

Localidades de captura intencional: este tipo de captura intencional realizada entre los primeros 15 metros de profundidad a pulmón libre, hace referencia a la colecta de la especie como objetivo primario para artesanías y curiosidades. De acuerdo con los artesanos y pescadores entrevistados, los caballitos de mar no son un objetivo primario, sino el efecto de oportunidad al encontrarlos en su búsqueda de otras especies como *S. gigas*, *C. pica*, u otros tipos de pesca con arpón. Este tipo de capturas se realizaba específicamente en áreas donde los arrecifes coralinos, zonas rocosas, raíces de mangle, lechos de esponjas y pastos marinos, son frecuentes y abundantes. Esto indica que prácticamente en todas las áreas de interés turístico del país (San Andrés, Providencia, Capurganá, Isla Fuerte, golfo de Morrosquillo, PNN corales del Rosario e Islas de San Bernardo, PNN Tayrona y Santa Marta) es factible que se pesque tanto esta especie, como cualquier otra que pueda encontrarse amenazada por sobreexplotación. Sin embargo, informan que no hay manera de que esta actividad sirva para que una familia sobreviva, no es una práctica muy común en pescadores artesanales, es decir, también para ellos, constituyen una especie de pesca positivamente accidental.

Cadena de mercadeo: La representación de esta cadena es simple en su esencia, ya que consta únicamente de tres categorías con un solo nivel en cada una: Categoría 1, colecto-

res (pescadores artesanales o por pesca incidental); Categoría 2, comprador (intermedio) y Categoría 3, consumidor (turistas o individuos particulares). A finales de los años 80's, el costo de venta para las categorías 1 y 2, se identificó como el más económico de todos pues cada ejemplar tendría un valor entre \$50 y \$100. Si se calcula que el promedio mensual de colecta de estos ejemplares era de alrededor de 50 ejemplares de forma artesanal, el costo de la transacción oscilaba entre \$2500 a \$5000. Teniendo en cuenta esto, era posible encontrar en el mercado por cada vendedor, alrededor de cinco a ocho ejemplares semanales. En el caso de venta entre las categorías 2 y 3, dependiendo de la forma de preparado (para joyería o souvenir) y tamaño de los organismos, el precio podía oscilar entre \$2000 y \$6000. Lamentablemente no se dispone de información histórica confiable de cuantos ejemplares eran vendidos en las calles y centros artesanales de las principales áreas turísticas del país cuando no existía ninguna prohibición al respecto, pero se calcula que podrían llegar a ser hasta de 40 ejemplares por artesano.

En cuanto a la existencia de una época de especial abundancia de *Hippocampus* spp. en el caso de la pesca incidental, era más frecuente entre los meses de agosto y enero. Para el caso de los pescadores artesanales no es claro el momento de abundancia pero coinciden con el comerciante en que siempre se conseguían durante cualquier época del año.

Los cálculos estimativos promedio de ejemplares colectados en el año 1999 mediante pesca artesanal, calculados con la información mas conservadora y los máximos reportados, por cada área turística factible de ser colectados (Capurganá, Isla Fuerte, PNN Corales del Rosario e Islas de San Bernardo, golfo de Morrosquillo, San Andrés Isla y PNN Tayrona) para un total de 20 grupos de pescadores recogiendo 10 ejemplares mensuales, indican que fueron colectados entre 1400 y 16800 año⁻¹ o si se calcula por peso (en promedio 10 gr c/u), entre 14 y 168 kg año⁻¹. Haciendo el mismo ejercicio con la información de pesca incidental en dos áreas principales como son La Guajira y golfo de Morrosquillo, con diez flotas pesqueras en faenas de 45 días, recogiendo entre 200 y 500 ejemplares en cada una y realizando ocho faenas anualmente, daría un estimativo entre 16000 y 40000 ejemplares año⁻¹ o de 160 a 400 kg.

Estas cifras, revelan que si los cálculos en promedio obtenidos, se mantuvieran constantes a lo largo del año, con poco esfuerzo y casi nada de inversión, Colombia estaría en condiciones de ser un exportador menor de especies de *Hippocampus* spp. con destino seguramente hacia Estados Unidos o Europa, superando, por ejemplo, la exportación de México hacia China de 131 kg en 1990 (Vincent, 1996). Sin embargo, lo que las estadísticas prueban es que estos volúmenes de captura no son tan frecuentes ni constantes, además de que el comprador al parecer no dispone de contactos en el ámbito internacional para asegurar (o comprometerse en) su venta o al menos, no lo declaró así en la entrevista.

De acuerdo con la información publicada por Lourie *et al.* (1999), Colombia no ha entrado en el grupo de países de Latinoamérica (entre los que se encuentran Belice, Brasil, Costa Rica, Ecuador, Honduras, México y Perú) que importan o exportan caballitos de mar. Al parecer su aporte es tan pequeño o tan poco frecuente, que llega a ser insignificante frente a otras ofertas presentes de material vivo o seco, por lo que no clasificarían en las estadísticas. Esto es evidente en el documento sobre comercio internacional de caballitos de mar de Vincent (1996), en el cual en ninguna de las entrevistas los importadores o exportadores asiáticos, relataron haber tenido o encargado especímenes vivos o secos desde países de Latinoamérica distintos a Belice, Ecuador, Galápagos, Brasil, Barbados y Costa Rica. Sin embargo, un estudio más detallado sobre el comercio de caballitos de mar en Estados Unidos por ejemplo, como principal centro en las Américas demandante de especímenes secos y vivos, podría ofrecer una mejor idea de lo que ocurre con la exportación menor de estas especies al interior de Latinoamérica.

En la actualidad, en las áreas de Santa Marta, Manaure y Cartagena en los centros artesanales o callejeros, aún se presentan ventas ocasionales de esta especie tanto secos como vivos (especialmente para acuaristas de Bogotá y Medellín) y en épocas de alta incidencia turística y a veces por encargo. Sin embargo, la recopilación de esta y otra información más detallada en campo sobre el comercio de estas especies, a pesar de la información que se ha plasmado en este informe, ha sido y será en el futuro aún más difícil de recopilar, debido a que la prohibición nacional por ley sobre el tema, ha hecho que las fuentes de información sean más cautelosas y reservadas sobre sus actividades pasadas y/o actuales.

9.6.3. Estado actual de las poblaciones de coral *Eusmilia fastigiata*, *Mussa angulosa* y *Montastraea annularis* en el Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo⁴.

Debido a las reducciones de áreas coralinas en el mundo, al aumento del deterioro coralino y a la aparición cada vez más frecuente de enfermedades epidémicas en los corales, todas las especies de este grupo (Scleractinia, Milleporida y Stylasterida) están incluidas en el Apéndice II de CITES, lo cual implica que aunque no se consideran en peligro de extinción, es necesario realizar una reglamentación con el fin de evitar una utilización incompatible con su supervivencia (CITES, 2005) y según las categorías de la UICN (Unión Mundial para la Naturaleza), se podrían categorizar como “vulnerables” (UICN, 2005). El libro rojo de invertebrados marinos de Colombia (Ardila *et al.*, 2002) incluye a las especies *Mussa angulosa* y *Eusmilia fastigiata* como vulnerables. Por otra parte, *Montastraea annularis*,

⁴ Proyecto “Estado actual de las poblaciones de coral *Eusmilia fastigiata*, *Mussa angulosa* y *Montastraea annularis* en el Parque Corales del Rosario y San Bernardo”. Iniciativa para las Especies Amenazadas-Conservación Internacional.

especie frecuente en los arrecifes de Colombia, presenta alta cobertura de tejido muerto y ha sido frecuente la observación de diversos agentes de deterioro (Barrios, 2000).

En Colombia, las tres especies mencionadas son registradas en casi todos los arrecifes; sin embargo, *E. fastigiata* no es muy abundante y en regiones como Islas del Rosario y San Andrés la mortalidad promedio ha sido estimada en un 50% (Garzón-Ferreira y Kielman, 1993). *M. angulosa* es una especie poco común (Díaz *et al.*, 2000) y en Islas del Rosario se ha observado su reducción (Díaz *et al.*, 1995; Barrios, 2000). *M. annularis* es una de las especies más abundantes e importantes en el mar Caribe pero se encuentra amenazada debido a las altas tasas de mortalidad recientes; en Islas del Rosario se registraron porcentajes de mortalidad del 87,5% (Cendales, 1999). En respuesta a la carencia de conocimiento acerca del estado de las poblaciones de las tres especies y contando con la financiación del programa de becas para la conservación de especies de Fauna y Flora amenazadas, se planteó el presente estudio cuyo objetivo fue conocer el estado de las poblaciones de estas tres especies en el Parque Nacional Natural Corales del Rosario y de San Bernardo (PNNCRySB). Las estaciones de muestreo se ubicaron en los arrecifes del norte de Isla Grande, al noreste y sureste de Isla Tesoro, al sur de Isla Pavitos en la parte somera y profunda del arrecife y al sur de Isla Rosario. Mediante transectos lineales de 100 m de largo, con tres replicas, a 3, 6, 9, 12, 15, 18 y 21 m de profundidad, se contaron y midieron las colonias presentes y se anotó el porcentaje de mortalidad. Debido al tamaño y al número de ramets de las colonias de *M. annularis*, éstas se filmaron utilizando como referencia mallas de 2 x 1.28 m (ojo de malla de 10 x 5 cm). Con las imágenes congeladas se determinó el área de tejido vivo y muerto (cm²) mediante el analizador de imágenes UTHSCA: Image Tool.

Los resultados sugieren que *M. angulosa* está en riesgo de extinción local porque el número de individuos fue muy bajo (n=5), solo se observó en transectos de Isla Grande y se presentó mortalidad total en dos colonias y mortalidad parcial del 40% en otra. La ausencia o disminución de esta especie ha sido observada en varios arrecifes del Caribe, incluyendo los de Colombia (Díaz *et al.* 2000), lo cual es preocupante porque su presencia ha sido asociada a arrecifes sanos (Almy y Carrión-Torres, 1963).

E. fastigiata, presentó abundancia de individuos y fue frecuente en las estaciones de muestreo. No obstante, la estructura de tallas y la alta mortalidad encontradas en este estudio, unido a la evidencia de que sus poblaciones han disminuido (Garzón-Ferreira y Kielman, 1993), permiten ratificar la categoría de vulnerable propuesta por Reyes *et al.*, 2002. En áreas arrecifales degradadas (Rosario y Pavitos) se encontró mayor número de colonias pero con menor tamaño (21.28 ± 8.22 cm STD) y con promedio de mortalidad parcial de 46%, mientras que en los arrecifes de Tesoro se encontraron en menor número, con mayor

tamaño (31.62 ± 12.52 cm) y un promedio de mortalidad parcial del 10%. Es probable que las diferencias entre sitios sean consecuencia de la sedimentación ya que esta especie se ha registrado como poco tolerante a esta condición (Reyes *et al.*, 2002) de hecho, en campo se observó que muchas colonias estaban sepultadas bajo *Agaricia agaricites* y sedimento, principalmente en Pavitos.

En relación con *M. annularis*, este estudio reafirma el estado de deterioro de la población en las islas del Rosario reportado por Cendales (1999) y Barrios (2000). Se presentaron diferencias entre tallas de los *ramets* según la localidad de muestreo. En Rosario fueron menores que en Isla Grande y los *ramets* de estas dos localidades fueron menores que en Tesoro. Por otra parte, se encontró que el número de *ramets* por colonia fue variable, pero en general las colonias de Isla Rosario tuvieron un promedio menor (42 ± 18 STD *ramets*/colonia) que Isla Tesoro (90 ± 45 STD *ramets*/colonia) e Isla Grande (90 ± 80 STD *ramets*/colonia). Tanto el porcentaje de mortalidad parcial registrado en los *ramets* (42.74 ± 18.96 %; máximo 94%) como la estructura de clases de tallas en las que priman *ramets* de tamaños pequeños, sustentan la inclusión de esta especie en la categoría de “casi amenazada”.

9.7. Literatura Citada

- Acero, A., J. Garzón y F. Köster. 1984. Los peces óseos conocidos de los arrecifes del Caribe colombiano, incluyendo 31 nuevos registros y descripciones. *Caldasia*, 14 (66):37-84.
- Acero, Arturo, L. S. Mejía y M. Santos-Acevedo. 2002a. *Hippocampus reidi*. Pag. 77. En: Mejía, Luz Stella y Arturo Acero. (Eds). 2002. Libro rojo de peces marinos de Colombia. INVEMAR, Instituto de Ciencias Naturales – Universidad Nacional de Colombia, Ministerio de Medio Ambiente. La serie de Libros Rojos de Especies Amenazadas de Colombia. Bogotá, Colombia.
- Acero, Arturo, L. S. Mejía y M. Santos-Acevedo. 2002b. *Hippocampus erectus*. Pag. 81. En: Mejía, Luz Stella y Arturo Acero. (Eds). 2002. Libro rojo de peces marinos de Colombia. INVEMAR, Instituto de Ciencias Naturales – Universidad Nacional de Colombia, Ministerio de Medio Ambiente. La serie de Libros Rojos de Especies Amenazadas de Colombia. Bogotá, Colombia.
- Acosta, A., P. W. Sammarco y L. F. Duarte. 2001. Asexual reproduction in a zoanthid by fragmentation: The role of exogenous factors. *Bulletin of Marine Science* 68: 363-381.
- Acosta, A., M. Casas, C. Vargas y J. Camacho. En prensa. Lista de Zoantharia (Cnidaria: Anthozoa) de Colombia. *Biota Colombiana*.
- Almy, C.C. Jr y C. Carrión-Torres. 1963. Shallow-water stony corals of Puerto Rico. *Caribbean Journal of Science* 3:133-162.
- Álvarez, R. y J. Blanco. 1985 Composición de las comunidades ictiofaunísticas de los complejos lagunares y estuarinos de la Bahía de Cartagena, Ciénaga de Tesca y Ciénaga Grande de Santa Marta, Caribe colombiano. 654 p. En: Yáñez-Arancibia, A. (Ed.) Fish community ecology in estuaries and coastal lagoons: Toward an ecosystem interaction. UNAM, México. Cap. 25: 535-556.
- Arboleda, E. 2002. Estado actual del conocimiento y riqueza de peces, crustáceos decápodos, moluscos, equinodermos y corales escleractinios del océano Pacífico colombiano. Tesis de pregrado en Biología Marina. Fundación Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano.

- Ardila, N.E. 2000. Moluscos del talud superior del Caribe colombiano (200-500m): Inventario, caracterización de asociaciones y consideraciones preliminares sobre su zoogeografía. Tesis Maestría Biología Marina, Universidad Nacional de Colombia-INVEMAR, Santa Marta. 347 p.
- Ardila, N.E., G.R. Navas y J.O. Reyes (Eds). 2002. Libro rojo de invertebrados marinos de Colombia. INVEMAR. Ministerio del Medio Ambiente. La serie Libros Rojos de Especies Amenazadas de Colombia. Bogotá, Colombia, páginas
- Ardila, N., Báez D. y Valdés A. 2005a. Opisthobranchios (Mollusca: Gastropoda: Opisthobranchia) de Colombia. Resúmenes VI Congreso Latinoamericano de Malacología CLAMA 2005. Panamá. 49 p.
- Ardila, N., G. Navas y J. Reyes (Eds). 2002. Libro rojo de invertebrados marinos de Colombia. INVEMAR. Ministerio de Medio Ambiente. La serie libros rojos de especies amenazadas de Colombia. Bogotá, Colombia.
- Ardila, N., J. Reyes, N. Santodomingo y N. Cruz. 2005. Estado actual del conocimiento de los invertebrados marinos de Colombia. En: INACIB. IAvH.
- Báez, D.P. y Ardila N.E. 2003. Poliquetos (Annelida: Polychaeta) del Mar Caribe Colombiano. *Biota Colombiana* 4 (1): 89 - 109.
- Báez, D.P., Ardila N.E. y Valdés A. 2005. El género *Armina* (Gastropoda: Nudibranchia: Arminidae) en el Atlántico y Pacífico americanos. Resúmenes VI Congreso Latinoamericano de Malacología CLAMA 2005. Panamá. 50 p.
- Barrios, L. 2000. Evaluación de las principales condiciones de deterioro de los corales pétreos en el Caribe colombiano. Tesis de maestría. Universidad Nacional de Colombia. Santa Marta.
- Barrios, L.M., Reyes J., Navas G. y García C. 2002. Distribución de las anémonas (Anthozoa: Actiniaria y Corallimorpharia) en el área de Santa Marta, Caribe colombiano. *Ciencias Marinas* 28 (1): 37 - 48.
- Baruque, E. 1978. Peces marinos colectados en la Península de la Guajira. Trabajo de grado Biología Marina, Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano, Bogotá, 81 p.
- Bejarano S., Moreno-Bonilla M., Valderrama J.M., Torres M., Grijalba M. y Sánchez J.A. 2001. Una comunidad particular de corales negros (Antipatharia: Cnidaria) en una región del Atlántico suroccidental tropical. COLACMAR.
- Benavides-Serrato, M., G. H. Borrero-Pérez, Ó.D. Solano y G.R. Navas. 2005. Listado taxonómico de los asteroideos (Echinodermata: Asteroidea) de la plataforma y el talud superior del Caribe colombiano. *Rev. Biol. Trop.* 53 (Suppl.3): 171-194.
- Betancur M.J. y Martínez I. 2003. Foraminíferos bentónicos recientes en sedimentos de fondo de la cuenca de Panamá (Pacífico colombiano), como indicadores de productividad y oxigenación. *Bol. Invest. Mar. Cost.* 32: 93 - 123.
- Borrero-Pérez G.H., O. D. Solano y M. Benavides. 2002a. Lista revisada de los erizos (Echinodermata: Echinoidea) del mar Caribe colombiano. *Biota Colombiana* 3 (1): 137 - 144.
- Borrero-Pérez G.H., Benavides-Serrato M., Solano O.D. y Navas G.R. 2002b. Equinoideos (Echinodermata: Echinoidea) colectados en la franja superior del talud continental del Caribe colombiano. *Bol. Inv. Mar. Cost.* 31: 133 - 166.
- Borrero-Pérez G.H., Benavides-Serrato M. y Solano O.D. 2003a. Echinoderms from Colombia: Historic review and present knowledge. En Heinzeller y Nebelsick eds. Echinoderms: München. 571 - 572.
- Borrero-Pérez G.H. y Benavides-Serrato M. 2004a. New record of *Ophiosyllis disacanthus* Clark, 1911 (Echinodermata: Ophiuroidea: Ophiomyxidae) in the Caribbean Sea. *Proc. Biol. Soc. Wash.* 117(4): 541 - 544.

- Borrero-Pérez G.H. y Benavides-Serrato M. 2004b. Primer registro de *Clypeaster ravenelii* y *Centrostephanus longispinus rubicungulus* (Echinodermata: Echinoidea) para el Caribe colombiano. *Bol. Invest. Mar. Cost.* 33: 249 - 253.
- Bula-Meyer, G. 1987. Taxonomic and ecologic studies of a subtidal sand plain macroalgal community in the Colombian Caribbean, PhD Dissertation Delaware University, Newark, Delaware, USA.
- Bula-Meyer, G. 1988. Cultivos y utilización comerciales de las macroalgas marinas. *Revista Ingeniería Pesquera* (Santa Marta), 6: 1-57.
- Bula-Meyer, G. 2001. Ecología de las macroalgas del plano arenoso contiguo al talud de los sistemas coralinos con énfasis en el Caribe. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales* 25:495-507.
- Bullock, R.C. y C. Franz. 1994. A preliminary taxonomic survey of the chitons (Mollusca: Polyplacophora) of Isla Margarita, Nueva Esparta, Venezuela. *Boletín Sociedad de Ciencias Naturales La Salle* 54 (141): 9-50.
- Cairns S.D. 1979. The Deep-Water Scleractinia from the Caribbean Sea and Adjacent Waters *Stud. Fauna Curaçao* 57(180):1-341p.
- Camacho, E. J. 2003. Estandarización de protocolos para marcadores moleculares en zoantideos (Cnidaria: Hexacoralia). Trabajo de grado. Pontificia Universidad Javeriana. Facultad de Ciencias. Departamento de Biología. Bogotá. Colombia. 95p.
- Castaño-Mora, O.V. (Ed.). 2002. Libro rojo de reptiles de Colombia. Instituto de Ciencias Naturales – Universidad Nacional de Colombia, Ministerio del Medio Ambiente, Conservación Internacional Colombia. La serie Libros Rojos de Especies Amenazadas de Colombia. Bogotá, Colombia.
- Cendales, M.H. 1999. Cartografía, composición y estado actual de los biotopos marinos arrecifales de Isla Rosario, Isla Barú y de los bajos intermedios del archipiélago del Rosario. Trabajo de pregrado. Universidad Nacional de Colombia, ciudad, páginas
- Cervigón, F. 1991. Los peces marinos de Venezuela. Tomo I. Segunda Edición. Fundación Científica Los Roques, Caracas, 425 p.
- CITES. 2005. Convención sobre el Comercio Internacional de Especies de Fauna y Flora Amenazadas. Consulta Febrero 2005. (<http://www.cites.org/eng/app/appendices.shtml>)
- Colwell R.K., J.A. Coddington. 1996. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. 101-118p. In Hawksworth D.L. (ed): The Quantification and Estimation of organismal biodiversity. Special volume, *Phil. Trans. R. Soc. London* 1996. pp.101-118.
- Díaz, J.M. y M. Puyana. 1994. Moluscos del Caribe colombiano, Un Catálogo ilustrado. Colciencias Fundación Natura, INVEMAR. Bogotá. 291 pp.
- Díaz J.M., Ardila N.E. y Gracia A. 2000. Calamares y pulpos (Mollusca: Cephalopoda) del Mar Caribe Colombiano. *Biota Colombiana* 1 (2): 195 - 202. ISSN: 0124-5376.
- Díaz J.M., L.M Barrios, M.H. Cendales, J. Garzón-Ferreira, J. Geister, V. López., G.H. Ospina, F. Parra-Velandia, J.B. Pinzón, F.A. Vargas-Angel, F. Zapata, S. Zea. 2000. Áreas coralinas de Colombia. INVEMAR, Serie Publicaciones Especiales 5. 176 pp.
- Díaz, J.M., J. Garzon-Ferreira y S. Zea. 1995. Los arrecifes coralinos de la isla de San Andrés, Colombia: Estado actual y perspectivas para su conservación. *Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*. Colección Jorge Álvarez Lleras. Vol 7. 147p.
- Díaz-Pulido, G. y M. Díaz-Ruiz. 2003. Diversity of Benthic Marine Algae of the Colombian Atlantic. *Biota Colombiana* (4) 2:203-246.
- Fautin, D. G. 2005. Hexacorallians of the World. (28 diciembre 2005) <http://hercules.kgs.ku.edu/hexacoral/anemone2/index.cfm>.

- Fernández, F. 2000. La Gestión en la Administración de Museos de Historia Natural. Instituto de Investigaciones Biológicas Alexander von Humboldt. Memorias XXVI. Congreso Sociedad Colombiana de Entomología. 253-264 p.
- Flórez P. y Montoya E. 2004. Briozoos de la plataforma continental y el talud superior del Caribe colombiano. Trabajo de grado para optar el título en Biología Marina. Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano. Santa Marta, Colombia. 334 p.
- Garzón-Ferreira, J. 1989. Contribución al conocimiento de la ictiofauna de Bahía Portete, departamento de la Guajira, Colombia. *Trianea* 3: 149 - 172 p.
- Garzón-Ferreira, J. y M. Kielman. 1993. Extensive mortality of corals in the colombian caribbean during the last two decades: 247-253. En Ginsburg, R. (Ed.): Proceedings of the colloquium on global aspects of coral reefs, health, hazards and history. RSMAS, University of Miami.
- Gleibs, S., D. Mebs y D. Werding. 1995. Studies on the origin and distribution of palytoxin in a Caribbean coral reef. *Toxicon*. 33: 1531-1537.
- Gómez, A., 1972 Estudio comparativo de la ictiofauna acompañante del camarón rojo *Penaus duorarum notialis*, Pérez Farfante, *Penaus brasiliensis*, Latreille y el camarón blanco, *Penaus schmitti* (Burkenroad) en zonas costeras del sur de Cartagena. Trabajo de grado Biología Marina, Universidad Jorge Tadeo Lozano, Bogotá, 52 p.
- González, M. 1999. Efecto del tamaño colonial en fisión del zoantideo *Palythoa caribaeorum* Santa Marta Caribe Colombiano. Trabajo de grado Pontificia Universidad Javeriana. Facultad de Ciencias. Departamento de Biología. Bogota Colombia. 63p.
- Götting, K. J. 1973. Die Polyplacophora der karibischen Küste Kolumbiens. *Archiv für Molluskenkunde* 103 (4-6): 243-261.
- Gracia A., Ardila N.E. y Díaz J.M. 2004. Gastropods collected along the continental slope of the Colombian Caribbean during the Inveemar-Macrofauna campaigns (1998-2001). *Iberus* 22 (1): 43 - 75.
- Gracia A.C., Díaz J.M. y Ardila N.E. 2005a. Quitones (Mollusca: Polyplacophora) del Mar Caribe Colombiano. *Biota Colombiana* 6 (1): 117 - 125.
- Gracia A.C., Ardila N.E., Rachello P. y Díaz J.M. 2005b. Additions to the scaphopod fauna (Mollusca: Scaphopoda) of the Colombian Caribbean. *Caribbean Journal of Science* 41 (2): 328 - 334.
- Hawksworth, D.L. 1995. Biodiversity: measurement and estimation. Chapman and Hall, London. 140 pp.
- Herberts, C. 1887. Ordre Des Zoanthaires En: Grasse, P. (ed.) *Traité de Zoologie Anatomie Systematique Biologie*. Paris 785-809p.
- Hoeck, C. v. d., D. G. Mann, H. M. Jahns (1995) *Algae: An introduction to phycology*, Cambridge University Press, Cambridge.
- INVEMAR. 2000. Programa nacional de investigaciones en biodiversidad marina y costera PNIBM. Plan de acción 2001- 2010. J. M. Díaz y D. I. Gómez (Eds). Santa Marta. INVEMAR, FONADE y Ministerio del Medio Ambiente. 83p
- INVEMAR. 2005. Informe del estado de los ambientes marinos y costeros en Colombia: año 2004. 210 p. Serie de publicaciones periódicas No 8.
- Kaas, P. y R. Van Belle. 1998. Catalogue of living chitons (Mollusca: Polyplacophora) with descriptions of six new species of *Acanthochitona* Gray, 1821. *American Malacological Bulletin* 6: 79-114
- Lattig, P. y S. Cairns. 2000. A new species of *Tetbocyathus* (Cnidaria: Anthozoa: Scleractinia: Caryophyllidae), a trans-isthmian azooxanthellate species. *Proc Biol Soc Was* 113: 590-595
- Lattig P. y J. Reyes. 2001. Nuevos registros de corales azooxanthelados (Anthozoa: Scleractinia) del Caribe colombiano (200-500 m). *Bol. Invest. Mar. Cost.* 30: 19 - 38.
- Llorente-Bousquets, J.,E. González-Soriano y N. Papavero (Eds.). 2000. Biodiversidad, Taxonomía y Biogeografía de Artrópodos de México: Hacia una Síntesis de su Conocimiento. Universidad Nacional Autónoma de México. Volumen II, 676 pp.

- Lourie, S., A. Vincent y H. J. Hall. 1999. Seahorses: an identification guide to the world's species and their conservation. Project Seahorse. London, UK. 206 p.
- Lourie, S.A., S.J. Foster, E.W.T. Cooper, y A.C.J. Vincent, 2004. *A Guide to the Identification of Seahorses*. Project Seahorse and TRAFFIC North America. Washington D.C.: University of British Columbia and World Wildlife Foundation. 120 p.
- Manjarrés, G. 1982. Hallazgo de *Isaurus duchassaingi* (Coelenterata Zoantharia) en la región de Santa Marta. *Bol. Invest. Mar. Cost.* 12: 51-56.
- Mejía, L. S. y A. Acero. (eds). 2002. Libro rojo de peces marinos de Colombia. INVEMAR, Instituto de Ciencias Naturales – Universidad Nacional de Colombia, Ministerio de Medio Ambiente. La serie de Libros Rojo de Especies Amenazadas de Colombia. Bogotá, Colombia.
- OBIS. 2005. Ocean Biogeographic Information System (20 diciembre 2005) <http://www.marine.csiro.au/datacentre/obis>.
- Osorno, A. 2005. Bioecología de la “cigua” o “burgao” *Cittarium pica* (Linnaeus, 1758) (Mollusca: Gastropoda: Trochidae) en la costa continental del Caribe colombiano. Tesis de pregrado. Facultad de Biología Marina, Universidad Jorge Tadeo Lozano, Bogotá D.C., Colombia. 138 p.
- Patiño, F. y F. Flórez. 1993. Ecología marina del Golfo de Morrosquillo. Universidad Nacional de Colombia. Fondo FEN Colombia. Bogotá. 109 P.
- Prahl, H., Erhardt, H. 1985. Colombia Corales y Arrecifes Coralinos. FEN, Bogotá. 25 2 pp.
- Quiroga S., Bolaños M. y Litvaitis M.K. 2004b. A checklist of polyclad flatworms (Platyhelminthes: Polycladida) from the Caribbean coast of Colombia, South America. *Zootaxa* 633: 1 - 12.
- Renjifo, L.M., A. M. Franco, H. Álvarez-López, M. Álvarez, R. Borja, J. E. Botero, S. Córdoba, S. De la Zerda, G. Didier, F. Estela, G. Kattan, E. Londoño, C. Marquéz, M. I. Montenegro, C. Murcia, J.V. Rodríguez, C. Samper y W.H. Weber. 2000. Estrategia Nacional para la Conservación de las aves de Colombia. Versión 2.1 (Electrónica). IAvH. Bogotá, Colombia.
- Reyes, J. 2000. Lista de los Corales (Cnidaria: Anthozoa: Scleractinia) de Colombia. *Biota Colombiana* 1 (2): 164-176.
- Reyes, J. y L. M. Barrios. 1998. Estado actual del conocimiento de las anémonas en el Caribe y Pacífico colombianos. *Boletín Ecotropical: Ecosistemas Tropicales* 33: 39 - 43.
- Reyes, J. y N. Santodomingo N. 2002. Manual de identificación CITES de Invertebrados Marinos de Colombia. Medellín: Servigráficas. Serie de documentos generales INVEMAR, No. 8. Santa Marta, Colombia. 97 p.
- Reyes, J., N. Santodomingo, A. Gracia, G. Borrero, G. Navas, L. Mejía-Ladino, A. Bermúdez, M. Benavides. 2005. Southern Caribbean azooxanthellate coral communities off Colombia. 309-330 pp. En: Freiwald y Roberts (eds) Deep Sea Corals and Ecosystems. Springer Verlag.
- Reyes, J., N. Santodomingo, M. Benavides-Serrato y P. Lattig. 2002. *Eusmilia fastigiata*: 64-66. En Ardila, N.E., G.R. Navas y J.O. Reyes (Eds.): Libro rojo de invertebrados marinos de Colombia. INVEMAR. Ministerio del Medio Ambiente. La serie Libros Rojos de Especies Amenazadas de Colombia. Bogotá, Colombia.
- Sánchez, J. A. 1995. Benthic communities and geomorphology of the Tesoro Island coral reef, Colombian Caribbean. *An. Inst. Invest. Mar. Punta Betín* 24:55-77p.
- Sánchez, J. A. En prep. Octocorals from Colombian Caribbean reefs. Preliminary species list.
- Santodomingo, N., L.S. Mejía, M. Díaz-Ruiz, A. Osorno y S. Bejarano. 2005. Diversidad de Especies Marinas en Colombia. En: Informe Nacional del Estado de los Ambientes Marinos y Costeros en Colombia: Año 2004.

- Santodomingo, N., M. Rueda, N. Ardila, D.P. Báez, G. H. Borrero, J. M. Díaz, A. Gracia, N. Manrique, L.S. Mejía, L. M. Mejía-Ladino, M. Monroy, A. Osorno, J. Reyes. 2004. Diversidad de Especies Marinas en Colombia: 225-257. En: Informe del Estado de los Ambientes Marinos y Costeros en Colombia 2003. INVEMAR.
- Schnetter R. 1981. Aspectos de la distribución regional de las algas marinas en la costa Atlántica de Colombia. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales* 13:237-257
- Soberón, J. 2000. El compromiso de ser un país megadiverso: El Sistema Nacional de Información sobre Biodiversidad. *Desarrollo Sustentable* 28-31 p.
- Sorokin, Y. I. 1991. Biomass metabolic rates and feeding of some zoanthids and octocorals. *Australian Journal Marine Freshwater*. 42: 729-741.
- UICN. 2005. Unión Mundial para la Naturaleza. Consulta Febrero 2005. (http://www.iucnredlist.org/info/categories_criteria1994#categories).
- Vallejo M. Y., y A. Acosta. 2005. Lista de corales hermatípicos del Museo Javeriano de Historia Natural Lorenzo Uribe S.J., Colombia. *Revista NOVA* 3 (4): 1-108.
- Vargas, C. A. 2002. Zoanthideos Anthozoa Hexacorallia del complejo arrecifal y litoral rocoso de la isla de San Andrés Caribe Colombiano. Trabajo de grado Pontificia Universidad Javeriana. Facultad de Ciencias. Departamento de Biología. Bogotá, Colombia. 130p.
- Veron, J. E. 2000. Corals of the World. Australian Institute of Marine Science. Queensland, Old Pty Ltd. Australia 123:463,429,490pp.
- Vincent, A. 1994. The improbable seahorse. *National Geographic* Vol. 186, No. 4: 126-140. October. 206 p.
- Vincent, A. 1996. The international trade in seahorses. TRAFFIC International, Cambridge. 163 p.
- Vivas, A. J. 2002. Evaluación de la información de colecciones biológicas sobre los géneros *Elaeagia* y *Faramea* (Rubiaceae) en la región andina colombiana. Versión 2.0 (Electrónica). Sistema de Información sobre Biodiversidad - Instituto Alexander von Humboldt. Villa de Leyva, Colombia. 27 pp. Disponible en: URL:<http://www.humboldt.org.co/sib/pdfs/indicadores/Elaeagia%20-%20Faramea.pdf>.
- Vivas, A. J. y M. Zalamea. 2003. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos "Alexander von Humboldt". 2003. Sistema de Información sobre Biodiversidad SIB. Propuesta para la implementación de un Sistema de Indicadores del estado de Conocimiento sobre biodiversidad para Colombia -Elaborada en el marco del Proyecto específico Construcción de una Línea de Base sobre el Estado de la Biodiversidad en Colombia- Versión 2.1 (Electrónica). Villa de Leyva, 37pp.
- Werding, By H. Sánchez. 1989. The coral formations and their distributional pattern along a wave exposure gradient in the area of Santa Marta. *Medio Ambiente* 10 (2):61-68.
- Zea, S. 1987. Esponjas del Caribe colombiano. FEN-Colciencias. Editorial Catálogo Científico. Bogotá, Colombia. 286 p.
- Zea, S. 1998. Estado actual del conocimiento en sistemática de esponjas marinas (Porifera) del Caribe colombiano. *Boletín Ecológico* 33: 45 - 59.

Capítulo IV

Estado de los Recursos Sometidos a Explotación en Colombia

10 ESTADO DE LOS RECURSOS SOMETIDOS A EXPLOTACIÓN EN COLOMBIA

10.1. Introducción

A pesar de que Colombia es un país con dos costas, con muchos ríos importantes, lagunas y ciénagas, no es reconocido como país pesquero, ni parece importante el consumo per cápita de productos hidrobiológicos en general. Sin embargo, esta suposición ha tenido algún fundamento, dado que es una nación que cuenta con diversos recursos terrestres, en agricultura, ganadería, avicultura y porcicultura, cuyo consumo no sólo está ampliamente distribuido, sino que está adecuadamente registrado. Y es que la falta de registros confiables es crítica cuando se habla de la utilización de algún recurso o producto, siendo dramática en el caso de la pesca artesanal. En la mayoría de los casos cuando se habla de la Colombia pesquera, se piensa es en las flotas industriales, que supuestamente por sus mayores volúmenes recibe la mayor atención de las estadísticas nacionales, aunque quizás la razón de fondo es que le producen divisas a empresas nacionales por la exportación de productos, que como el camarón, tiene mercado asegurado en países industrializados. No obstante la pesca artesanal, que fundamenta en gran medida el consumo de pescado de las clases populares, ha pasado tradicionalmente desatendida, quizás por la misma razón de su destino final, que obviamente no produce divisas. Pero sí solventa en gran medida el álgido problema del desempleo nacional, como el de la nutrición, cuando la pesca artesanal es la alternativa de subsistencia de buena parte de los colombianos de menores recursos.

Mucho se ha alegado de las causas crónicas de esta carencia de datos, por parte de los entes designados, entre ellas la ausencia de un sistema de colecta de información apropiado. En esta ocasión, el INVEMAR, con el apoyo de COLCIENCIAS y del INCODER, ha realizado la tarea de poner a disposición de la comunidad nacional un sistema de información pesquero (SIPEIN), aplicable a la mayoría de condiciones de las pesquerías colombianas, sean marinas, costeras o continentales. La utilización de este sistema al nivel nacional, permitirá no sólo coleccionar estadísticas de las pesquerías nacionales, sino también el tener elementos de juicio para redimensionar el verdadero papel de la pesca y del consumo de recursos pesqueros en el país, al tiempo que facilitará que estos informes del estado de los recursos sean más actualizados, veraces y útiles para diversas entidades y propósitos de desarrollo en nuestro país.

10.2. Recursos sometidos a explotación

La evolución general de los desembarques pesqueros en el Pacífico y el Caribe colombianos, desde 1990 hasta 2004, se presenta en la figura 10-1. Aparentemente indica una ligera tendencia al aumento con el transcurrir de los años, aunque un análisis más detallado

muestra que no existe realmente una tendencia definida para ninguno de los escenarios ($r < 0.23$; $p > 0.05$). Sin embargo, es evidente que los desembarques totales en el Pacífico superan a los del Caribe en todos los años analizados (ANCOVA: $F_{1,29} = 153.2$; $p < 0.05$). De este modo, los mayores valores de desembarques en el Caribe, en ningún momento se acercan a los mínimos observados en el Pacífico.

En lo anterior se reconoce que la producción pesquera del Pacífico colombiano (Pc) es tradicionalmente mayor en tonelaje que la del Caribe colombiano (Cc), y esto se muestra en la figura 10-1. Esto es particularmente muy cierto para la extracción de pescado que de 1989 a 2004 representó el 95.8 % de un total de 1276088 toneladas. En el Caribe para el mismo lapso, sólo se pescaron 187250 toneladas, aunque su participación en el total para este escenario fue de 84% (Figuras 10-2 y 10-6). Sin embargo, la superioridad pesquera del Pacífico colombiano no es tan definida con otros recursos, como los moluscos (calamares, pulpos, caracoles, pianguas, ostras, almejas y otros) y los crustáceos (camarones, langostinos, langostas, jaibas). Por su parte la producción de moluscos en el Caribe (6033 ton) fue superior a la del Pacífico (4300 ton). Aquí hay que tener en cuenta que la extracción de moluscos en el Pacífico (0.3 % del total y básicamente piangua y calamar) está menos extendida y diversificada que en el Caribe (2.7 %) (Figuras 10-2 y 10-6). En cuanto a la captura de crustáceos, principalmente langostinos y camarones, puede considerarse casi equivalente en ambos escenarios, Caribe (36000 ton) y Pacífico (49000 ton), teniendo en cuenta que faltan datos de 1998 y de 2001 y que de grupos como las jaibas del Caribe, no se tienen datos anteriores a 1995.

La pesquería que más contribuye a la mayor captura en el Pacífico colombiano es la del pescado, sobre todo del atún. La producción de esta pesquería, aunque es porcentualmente equivalente (63%) a la del Caribe (67.8%), el tonelaje extraído (771154 ton en 1989-2004), fue casi siete veces el del Caribe. Mientras que en el Pacífico la captura de pequeños pelágicos es significativa (29.8%), los demás grupos participan en menor grado en la pesquería.

10.2.1. Pesca industrial y artesanal del Océano Pacífico

En el Pacífico colombiano, el 92.2% del total de pescado desembarcado corresponde a atunes y a carduma, mientras que otros recursos, como tiburón, sierra y pargo no llegan al 1% del total (Figura 10-3). Tampoco son significativas las capturas de otros grupos de pescado (6.2%) de menor figuración.

En lo que respecta a los crustáceos (Figura 10-4), la situación de diversificación en la extracción es similar, los camarones y los langostinos conforman el 96.5% del total desembarcado, porque la participación de las jaibas y langostas es mucho menor en el período 1990-2004 considerado aquí.

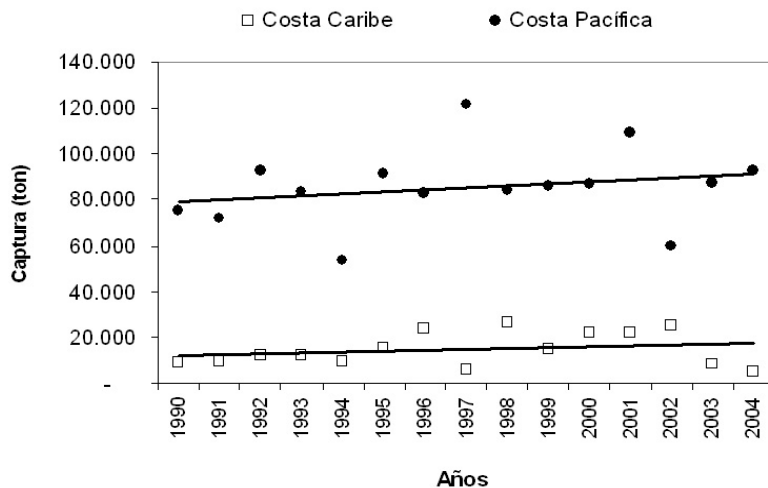


Figura 10-1. Producción pesquera interanual industrial y artesanal para el Caribe y Pacífico colombianos (1990-2004). Tomado del servicio nacional de estadísticas pesqueras del INPA (<http://www.inpa.gov.co/inpa.nsf>) y del grupo de Investigaciones de la Subgerencia de Pesca del INCODER.

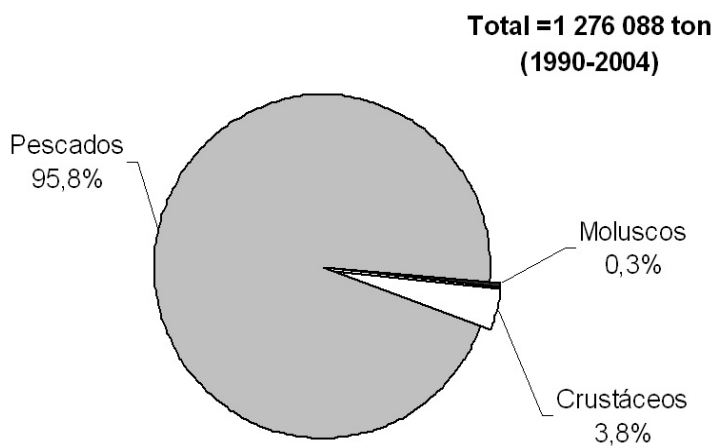


Figura 10-2. Composición de los recursos pesqueros extraídos en el Pacífico colombiano (1990-2004).

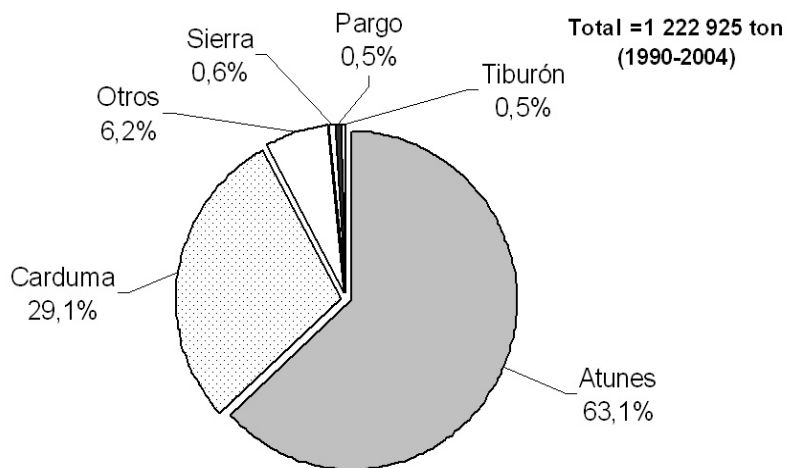


Figura 10-3. Composición de la captura de pescados en el Pacífico colombiano (1990-2004).

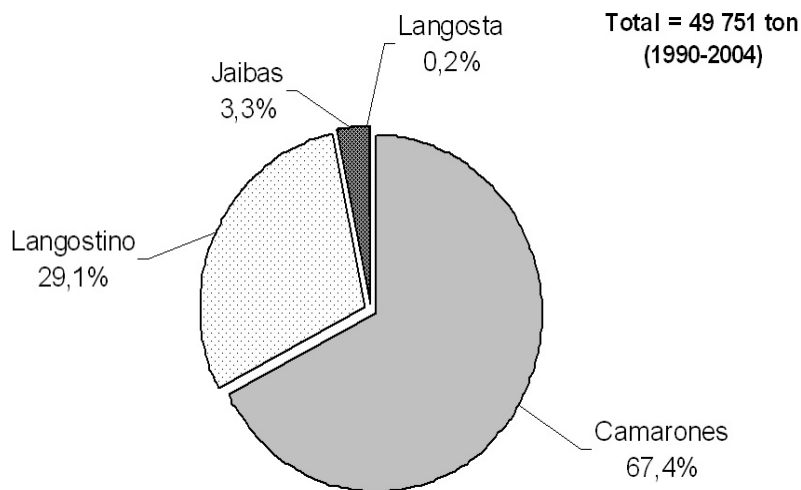


Figura 10-4. Composición de la captura de crustáceos en el Pacífico colombiano (1990-2004).

Lo dicho anteriormente para pescado y crustáceos, es también válido para la extracción de moluscos en el Pacífico, que se sustenta principalmente en dos grupos pianguas y calamares principalmente, que entre ambos representan prácticamente el 96% del total desembarcado de estos recursos en la ventana de análisis de 1990-2004 (Figura 10-5). Los caracoles y las almejas sólo participaron con un 5.2% del total, indicando un desarrollo comparativamente menor.

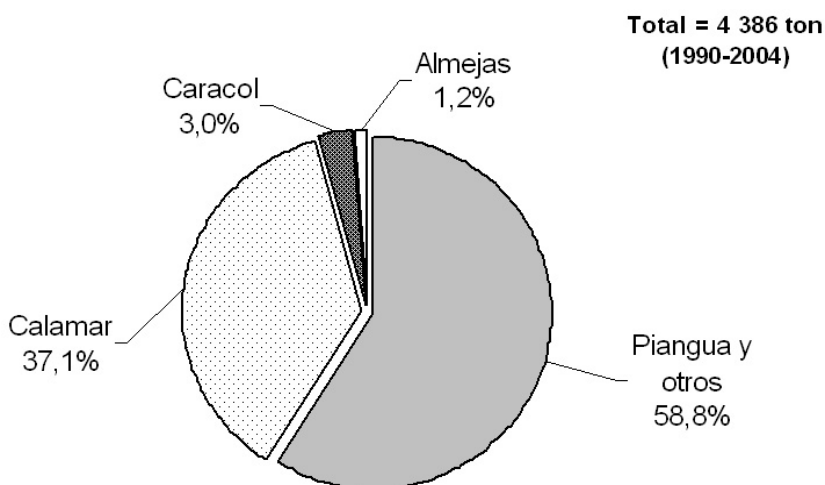


Figura 10-5. Composición de la captura de moluscos en el Pacífico colombiano (1990-2004).

10.2.2. Pesca industrial y artesanal del Caribe colombiano

Teniendo en cuenta el mismo lapso de observación 1990-2004, se aprecia en la Figura 10-6 que el pescado desembarcado en el Caribe representó la mayor fracción del total de 231331 toneladas, con un 84.6%, seguido por los crustáceos (12.7%) y los moluscos (2.7%). Como también fue el caso en el Pacífico, el mayor tonelaje de pescado desembarcado correspondió al atún (67.8%); pero en el caso del Caribe, la producción de pescado es más diversificada, ya que otros pelágicos, como la cojinúa y el jurel figuran con 3% del total y además los recursos demersales, como pargos, corvinas y mojarras cuentan con figuración (Figura 10-7). El colectivo denominado 'otros', incluye especies marino-costeras de extracción artesanal y con demanda en los mercados locales, como son lisas, lebranches y chivos, entre otros.

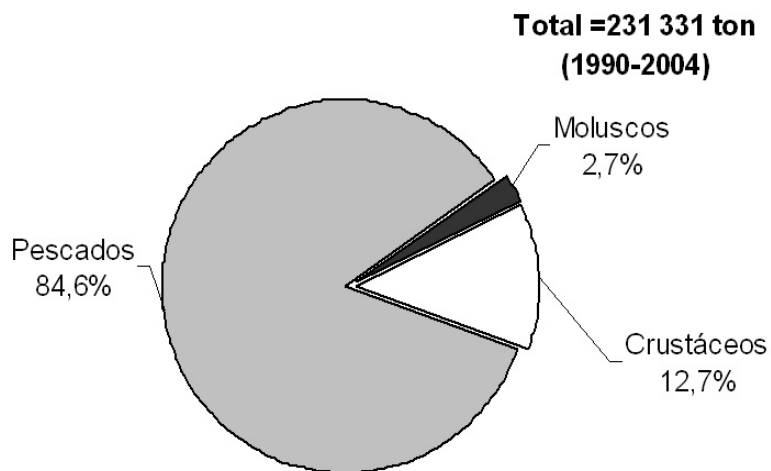


Figura 10-6. Composición de la captura de los recursos pesqueros extraídos en el Caribe colombiano (1990-2004).

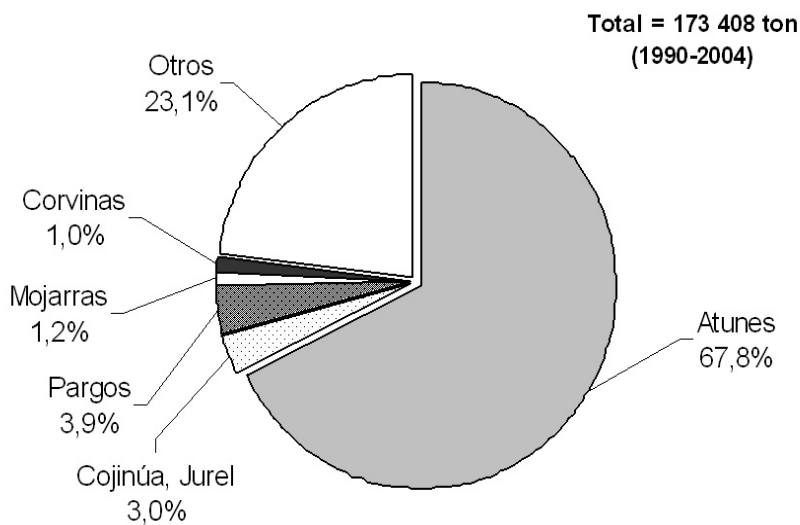


Figura 10-7. Composición de la captura de pescados en el Caribe colombiano (1990-2004).

En lo que respecta a los crustáceos, en el Caribe predomina el desembarque de langostinos (72.7%), mientras que los camarones representan sólo un 5.5% del total de este grupo, al contrario de lo que ocurre en la pesquería del Pacífico. Las langostas destacan como uno de los renglones más importantes (14.7%), seguidas por las jaibas y cangrejos con un 7.6%. Esta distribución es indicativa de la mayor diversificación de productos de este grupo, comparado con el Pacífico (Figura 10-8).

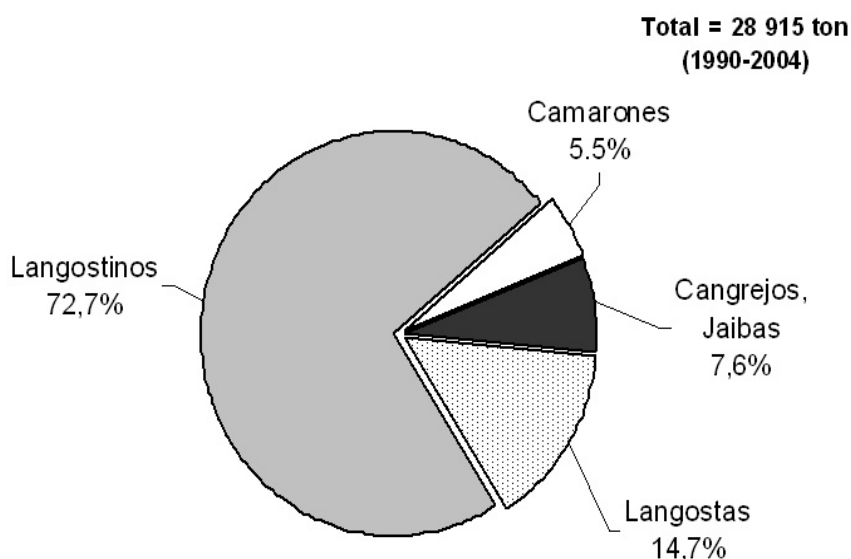


Figura 10-8. Composición de la captura de crustáceos en el Caribe colombiano (1990-2004).

La producción de moluscos en el Caribe colombiano, no sólo supera en tonelaje a la del Pacífico, sino que la participación de los diferentes grupos de recursos la hace más diversificada, destacando las vieiras ('scallops') con 37% del total del grupo (6084 ton) entre 1990-2004 (Figura 10-9), seguidas de las almejas (22%), los caracoles (21%) y los calamares (16%); mientras que las ostras y pulpos tuvieron una figuración mucho menor, aunque faltan datos de varios años para ostras, almejas y pulpos. En el caso de las ostras hay que tener en cuenta también la reducción debida a la desaparición de la ostra como recurso pesquero de la Ciénaga Grande de Santa Marta desde 1996, cuando antes era uno de los principales centros de extracción de este molusco en el país. Se supone que la producción de este grupo sea mucho mayor, dado que como se mencionó hacen falta datos de varios años.

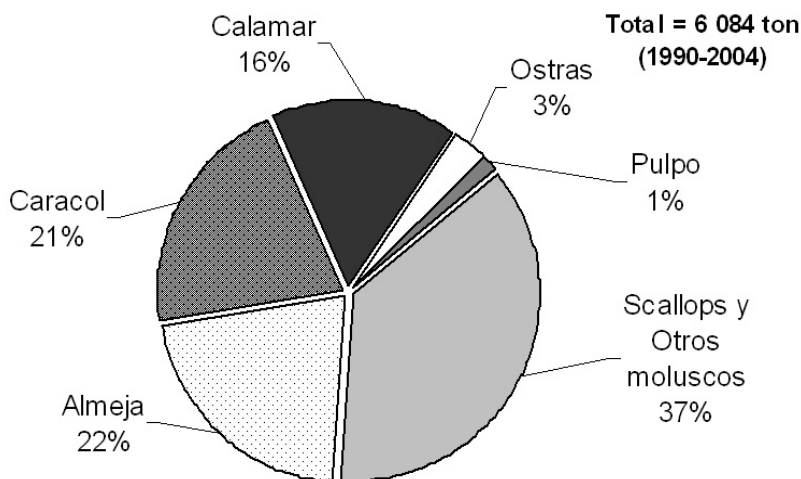


Figura 10-9. Composición de la captura de moluscos en el Caribe colombiano (1990-2004).

10.2.3. Pesquerías artesanales clave en Colombia

Como se viene citando en informes anteriores (INVEMAR, 2004; 2005), en el país no se realizan monitoreos pesqueros que permitan conocer el estado actual de las pesquerías artesanales a nivel nacional. En este sentido, una vez más se presentan dos casos puntuales representativos del Caribe colombiano.

- **La Ciénaga Grande de Santa Marta**

Producción pesquera:

CGSM sigue siendo uno de los ecosistemas más productivos del Caribe colombiano. Desde 2000 hasta 2005 se ha estimado una producción de 34937 ton, con un promedio anual de 5822 ton (± 1776 ton). Como se ha mencionado en informes anteriores, su producción ha variado entre años (Kruskal-Wallis: $H^2 = 34.02$; $p < 0.05$), presentándose altos rendimientos como los de 2000 (8400 ton) y bajos como los de 2001 y 2002 (INVEMAR, 2004; 2005). Para el 2005, con tan solo nueve meses de información, la producción fue de 5084 ton, siendo una vez más los pescados los de mayor contribución (71%) (Figura 10-10). Esta vez, los siguieron los moluscos con la participación de la Almeja (*Polymesoda solida*), quién ha venido presentando un incremento en su producción, pasando de 709 ton en el 2004 a 879 ton (peso con concha) para el 2005 (Figura 10-11). Con respecto a los crustáceos, con una participación del 12% del total, su producción se mantuvo constante con

724 ton año⁻¹, presentándose una producción menor en 2005 (620 ton) con respecto al 2004 (820 ton), dando cuenta de solo nueve meses de monitoreo. En 2005 las jaibas siguen con mayor participación (69%), siendo la Jaiba roja (*Callinectes bocourti*) la de mayor aporte (288 ton). Los camarones por su parte, con 194 ton presentaron mayor producción que en 2001-2003, pero menor que en 2004 (224 ton) (Figura 10-11).

De otro lado, la riqueza de especies de pescados en 2005 fue menor que en 2004 con 52 especies (Figura 10-12), mientras que la diversidad, analizada con el índice de Shannon, fue similar a la de los cuatro años anteriores (3.30; Figura 10-12). En lo que respecta a la composición por especies en las capturas, para el 2005 la participación de las especies tradicionales estuarinas se mantiene igual con respecto a los años 2002-2004. Sin embargo, se observó una disminución en la participación de la Lisa (*Mugil incilis*), Sábalo (*Tarpon atlanticus*), Mapalé (*Cathorops mapale*) y Coroncoro (*Micropogonias furnieri*); mientras que el Macabí (*Elops saurus*) y el grupo de especies dulceacuícolas aumentaron levemente su participación, especialmente la de la Mojarra lora (*Oreochromis niloticus*), Mojarra Peña (*Caquetaia krausi*) y Moncholo (*Hoplias malabaricus*) (Figura 10-12).

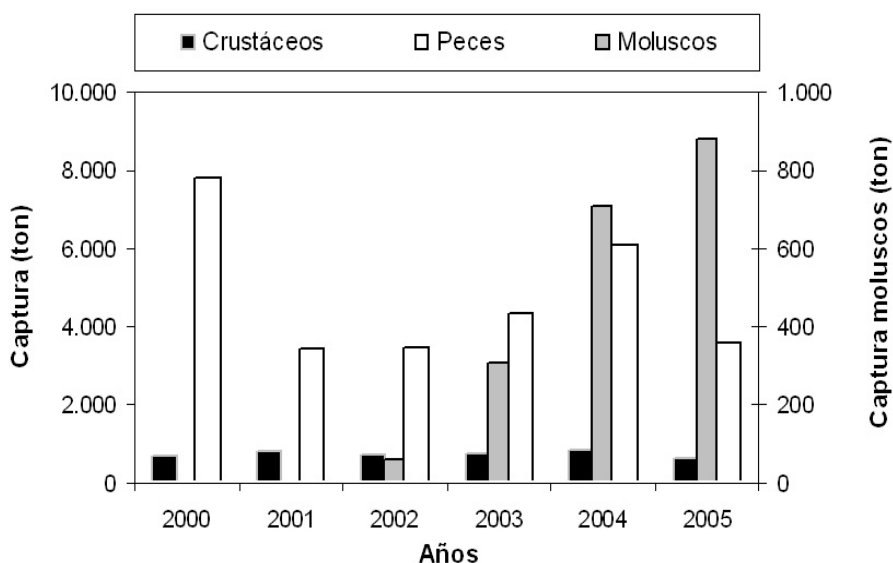


Figura 10-10. Variación anual de las capturas comerciales en la CGSM discriminadas por grupos de especies (2000-2005). Fuente SIPEIN® V.3.0.

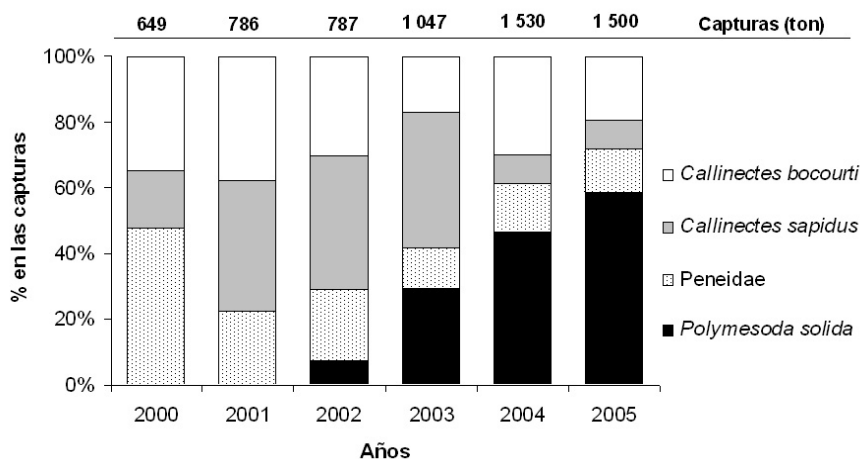


Figura 10-11. Composición de las capturas comerciales de moluscos y crustáceos entre años para la CGSM (2000-2005). Fuente SIPEIN® V.3.0.

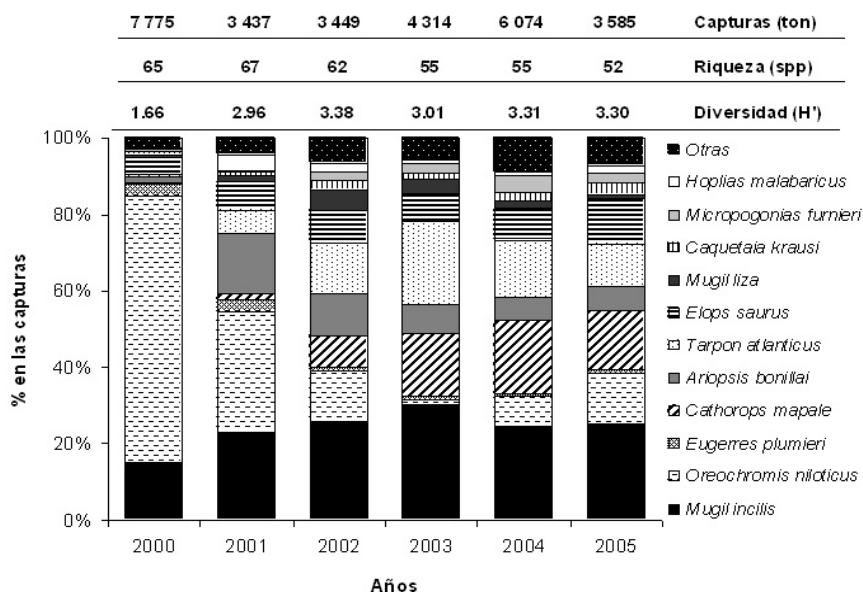


Figura 10-12. Composición de las capturas comerciales de pescados entre años para la CGSM (2000-2005). Fuente SIPEIN® V.3.0.

La abundancia multiespecífica, analizada a través de la captura por unidad de esfuerzo (CPUE) de los dos artes más usados en CGSM, difirió significativamente entre años tanto para la atarraya (Kruskal-Wallis: $H^2 = 47.16$; $p < 0.01$), como para el trasmallo (Kruskal-Wallis: $H^2 = 20.84$; $p < 0.01$). Para 2005, la abundancia multiespecífica con atarraya y trasmallo fue menor con respecto a 2004 (Figura 10-13).

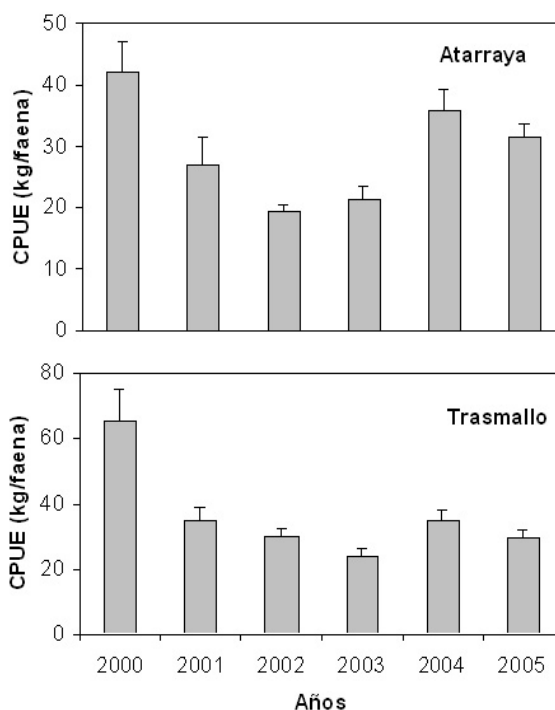


Figura 10-13. Variación anual de la CPUE promedio (+EE) multiespecífica de peces para la atarraya y trasmallo en la CGSM (2000-2005). Fuente: SIPEIN ® V.3.0.

Estado de explotación:

Los indicadores pesqueros usados para evaluar el desempeño de la pesquería son: (I) la captura multiespecífica promedio, (II) las tallas medias de captura de las principales especies y (III) los ingresos económicos percibidos por la pesca. Para mayores detalles de los aspectos metodológicos en el análisis de indicadores pesqueros, se recomienda consultar el informe del estado de los recursos 2002 (INVEMAR, 2003).

- **Captura promedio anual de multiespecies de peces**

En este caso se fijó como punto de referencia límite (PRL) una captura media anual de 424 ton usando el promedio correspondiente al periodo 2000-2004 (Figura 10-14). El análisis de riesgo indicó que en 2005 la explotación del recurso peces disminuyó la probabilidad de sobrepasar el PRL (probabilidad = 0.45), con respecto a 2004 (probabilidad = 0.81). El riesgo de sobreexplotación disminuyó y no por esto deja de ser necesario aplicar estrategias de manejo para mantener niveles óptimos de captura.

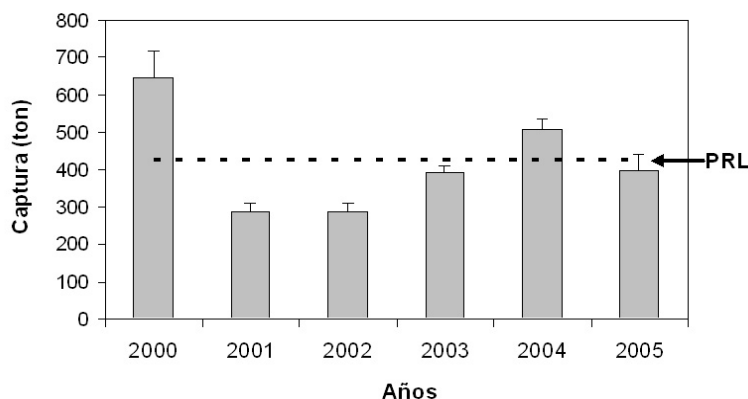


Figura 10-14. Variación anual de la captura promedio (+EE) multiespecífica y su ubicación respecto al PRL en la CGSM. Valores por encima de PRL están en un área no deseada. Fuente: SIPEIN® V.3.0.

- **Talla media de captura.** Una vez más se analizaron las tallas media de captura (TMC) de las principales especies comerciales de la pesquería (Figura 10-15). Esta talla media fue comparada con el PRL (talla media de madurez sexual) de las principales especies para evaluar el posible impacto causado por la pesquería en 2005. El Bocachico (*P. magdalenae*) presentó un riesgo de sobreexplotación moderado, ya que la TMC (33.2 ± 5.9 cm) siguió por encima del valor de su PRL (30 cm). Para el Chivo cabezón (*A. bonillai*), las probabilidades de riesgo siguen siendo altas, ya que la TMC (28.4 ± 8.4 cm) se mantuvo por debajo de su PRL (41 cm). Con respecto a la Lisa (*M. incilis*), su TMC disminuyó con respecto a los años anteriores (21.3 ± 4.8 cm), sin superar aún el PRL (25.7 cm). En el caso del Mapalé (*Cathorops mapale*), su situación sigue siendo similar a la de las especies anteriores; su PRL (23 cm) no ha sido superado por la TMC (19.6 ± 3.7 cm). Como se viene mencionando en los informes anteriores (INVEMAR, 2004; 2005), la situación de estas tres especies es preocupante y una vez más es imperativo tomar medidas de manejo que eviten la extinción de estos recursos, entre ellas controlar

su TMC. La situación para la Mojarra rayada (*E. plumieri*) mejoró un poco para el año 2005. Su TMC (22.7 ± 3.4 cm) estuvo por encima del PRL (20 cm) presentando un riesgo de sobreexplotación moderado. Con la Mojarra lora (*O. niloticus*), se observó una TMC (26.7 ± 5.0 cm) muy por encima del PRL (18 cm), mostrando una vez más un riesgo de sobreexplotación bajo para el año 2005.

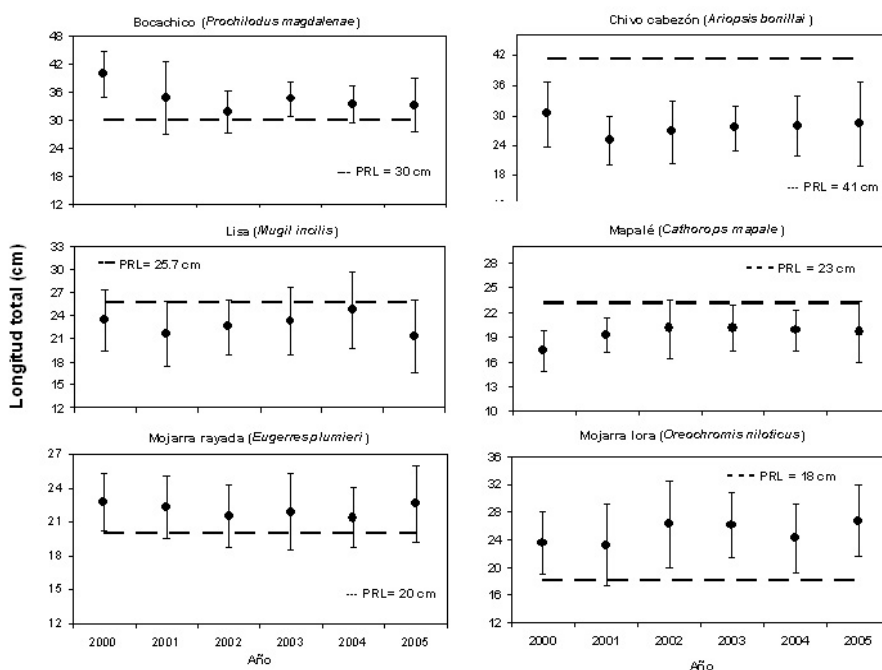


Figura 10-15. Variación anual de las tallas media de captura para las principales especies ícticas de la CGSM y su ubicación con respecto al PRL (talla media de madurez sexual).

- Ingresos económicos. El análisis de riesgo se hizo de la misma forma que en los informes anteriores (INVEMAR, 2003; 2004). El análisis mostró para el 2005 que la probabilidad de que un pescador tenga pérdidas económicas prácticamente cero ($p(IT < CV) = 0.002$; Figura 10-16). En el segundo escenario, se observó que la probabilidad de obtener una renta menor a la del salario mínimo considerando los costos de operación en 2005 fue muy alta ($p(IT < Q) = 0.8$). Lo anterior implica que en 2005 el desempeño económico de la pesquería de la CGSM decreció respecto a 2004, más por disminución en los

ingresos de la pesca que por un aumento en los costos de operación. La alta probabilidad de no sobrepasar una renta umbral explica que la gran mayoría de los pescadores operan sobre rentas económicas que les permita cubrir los costos de operación y alcanzar una renta marginal no equivalente a un salario mínimo legal vigente.

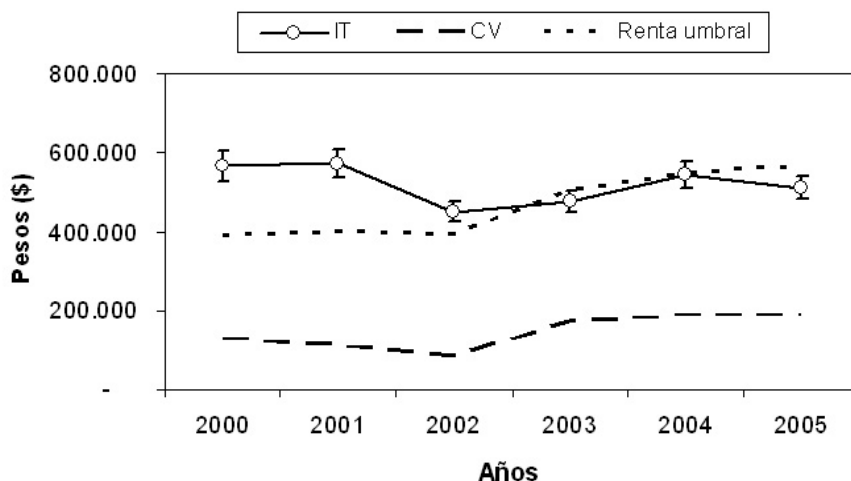


Figura 10-16. Variación anual de los ingresos económicos (IT $\pm$ EE) por pescador en la CGSM y su ubicación con respecto a los costos variables (CV) y una renta umbral (Q).

• La Zona Deltaica Estuarina del Río Sinú.

Producción pesquera:

Los desembarcos en la pesquería de ZDERS han variado a través de los años (ANOVA: $F_{4,40} = 3.08$; $p < 0.05$), estimándose 1519 ton entre 2001 y 2005, con una producción promedio anual de 303 ± 64.7 ton. En el 2005, con tan solo seis meses de monitoreo, la producción en la pesquería fue de 234 ton, siendo una vez más los pescados los de mayor aporte con el 60% del total (Figura 10-17). Con respecto a los crustáceos, con una producción promedio anual de 97 ± 25 ton, su participación en el 2005 fue del 33%, manteniéndose constante con respecto al 2004. Los moluscos, con una producción anual de 17.3 $\pm$ 6 ton, siguieron con una mínima participación en el total (7%) (Figura 10-17).

En la pesquería de ZDERS, la participación de la mayoría de las especies de pescado se mantiene constante entre años (Figura 10-18), excepto la de Anchoa (*Mugil incilis*), quien

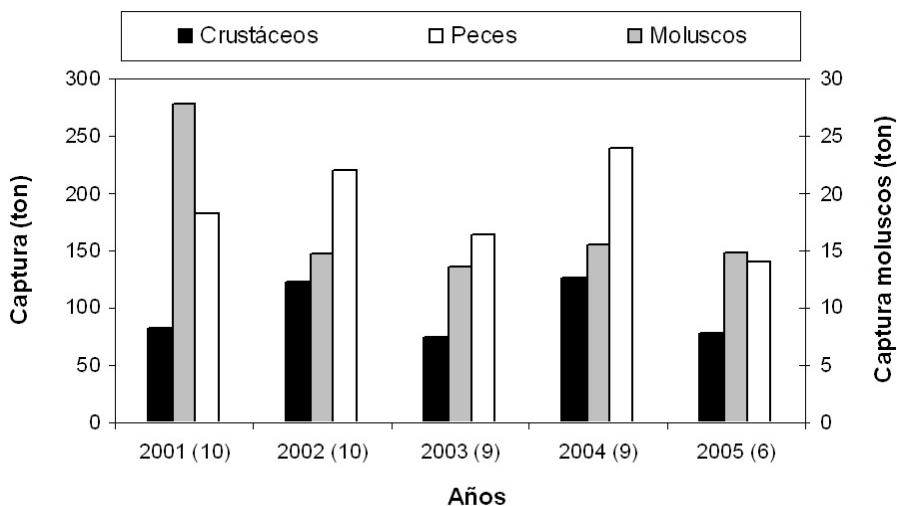


Figura 10-17. Variación anual de las capturas comerciales en ZDERS discriminadas por grupo de especies (2001-2005). Entre paréntesis se presenta el número de meses monitoreados por año. Fuente: SIPEIN V.3.0 del proyecto Plan de seguimiento y monitoreo de la Zona Deltaica Estuarina del río Sinú “ZDERS” coordinado por la Coordinación de Servicios Científico del INVEMAR.

mejoró su participación para el 2005, pasó de 12 a 19% entre 2004 y 2005, respectivamente. La riqueza sigue disminuyendo, pasando de 84 en 2001 a 66 en 2005. La diversidad de pescados sigue siendo alta y manteniéndose constante a través de los años (4.07 ± 0.14). Para el caso de los moluscos, la participación del Caracol copey (*Melongena melongena*) y el Chipi-chipi (*Anomalocardia brasiliensis*) presentaron un incremento en la producción del 5% para el 2005 con respecto al 2004, con una participación del 64% y 9%, respectivamente. Para el caso de la Ostra (*Crassostrea rhizophorae*), su producción mostró todo lo contrario, pasó del 37% para 2004 al 27% para 2005 (Figura 10-19a). Los crustáceos por su parte, la participación de las especies cambió con respecto al 2004. Se observó un incremento en la participación de la Jaiba roja (*Callinectes bocourti*) y una disminución de la Jaiba azul (*C. sapidus*) con 20 y 9% respectivamente; con los camarones se observó que a través de los años el Camarón blanquillo (*Farfantepenaeus subtilis*), el Tití (*Xiphopenaeus kroyeri*) y el Langostino (*Litopenaeus schmitti*) siguen disminuyendo su participación (Figura 10-19b).

La abundancia multiespecies se ha incrementado levemente a través de los años. Ese incremento fue significativo tanto para la atarraya (ANOVA: $F_{4,40} = 5.15$; $p < 0.05$), como para el trasmallo (ANOVA: $F_{4,40} = 3.63$; $p < 0.05$) (Figura 10-20).

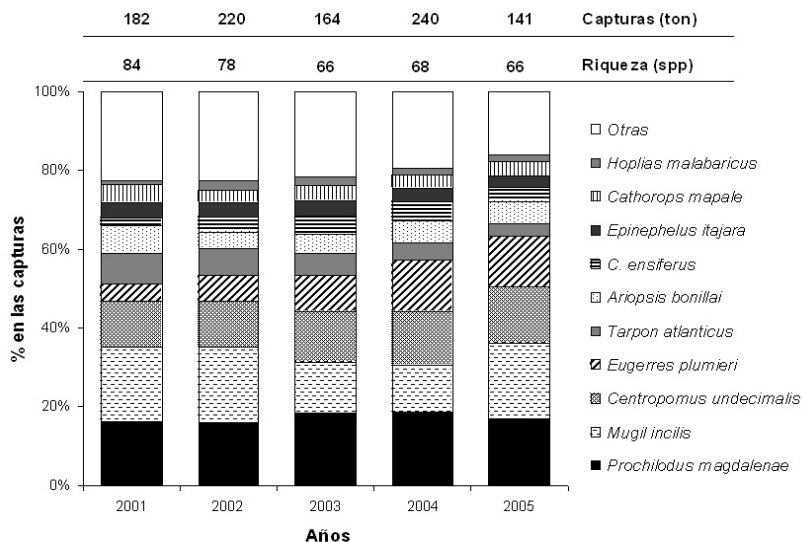


Figura 10-18. Composición de las capturas comerciales de pescados entre años para la ZDERS (2001-2005). Fuente: proyecto Plan de seguimiento y monitoreo de la Zona Deltaico Estuarina del río Sinú “ZDERS” coordinado por la Coordinación de Servicios Científico del INVEMAR.

Estado de explotación:

- Captura multiespecífica promedio de peces. El análisis de riesgo mostró que la captura de peces en ZDERS mantuvo en 2005 una alta probabilidad de exceder la captura multiespecífica límite (PRL = 20638 kg; probabilidad = 0.89). Esto sigue indicando que el recurso en ZDERS está siendo sometido a una fuerte presión pesquera ligeramente por encima del punto de máxima explotación sostenible (Figura 10-21).
- Talla media de captura. Para el 2005, una vez más el análisis mostró que el Bocachico (*P. magdalenae*) se encuentra en un alto riesgo de sobre-explotación, ya que la TMC (29.2 ± 4.5 cm) se sobrepuso al PRL (30 cm) (Figura 10-22). El Barbudo cazón (*A. bonillai*), en el año 2005 presentó la misma situación que en los años anteriores, su TMC (34 ± 5 cm) aún no supera el PRL (41 cm). La Anchoa (*M. incilis*), su TMC (28.5 ± 3.4 cm) sigue incrementándose superando levemente el PRL (25.7 cm). Con respecto al Sábalo (*T. atlanticus*; PRL > 100 cm) y al Róbalo congo (*C. undecimalis*; PRL = 56 cm), en la pesquería de la ZDERS para ambas se siguen capturando individuos en estados juveniles, dado que la TMC de cada una sigue estando muy por de bajo de sus respectivos PRL, con 43.5 ± 10 cm y 34.1 ± 11 cm, respectivamente. Para el caso de la Mojarra blanca (*E. plumieri*), el riesgo

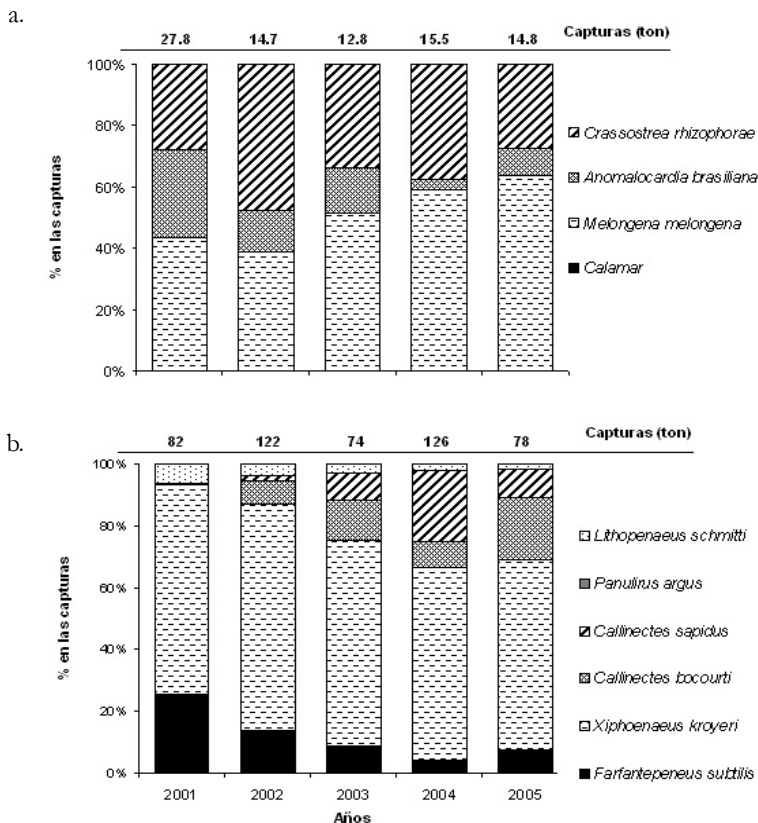


Figura 10-19. Composición de las capturas comerciales de (a) moluscos y (b) crustáceos entre años para la ZDERS (2001-2005). Fuente: proyecto Plan de seguimiento y monitoreo de la Zona Deltaico Estuarina del río Sinú “ZDERS” coordinado por la Coordinación de Servicios Científico del INVEMAR.

de sobre-explotación sigue siendo muy leve, ya que la TMC (24.2 ± 3.6 cm) se mantuvo levemente por encima del PRL (20 cm). En general, este análisis sugiere una vez más la necesidad de poner en marcha medidas de manejo (control de la selectividad de los artes de pesca) que garanticen la renovación natural de estas especies y un aprovechamiento sustentable.

- Ingresos económicos. El análisis de riesgo mostró que en 2005 la probabilidad de obtener pérdidas económicas continuó siendo nula como en años anteriores ($p(IT < CV) = 0.005$). Con respecto al otro escenario, el análisis mostró que la probabilidad de que los

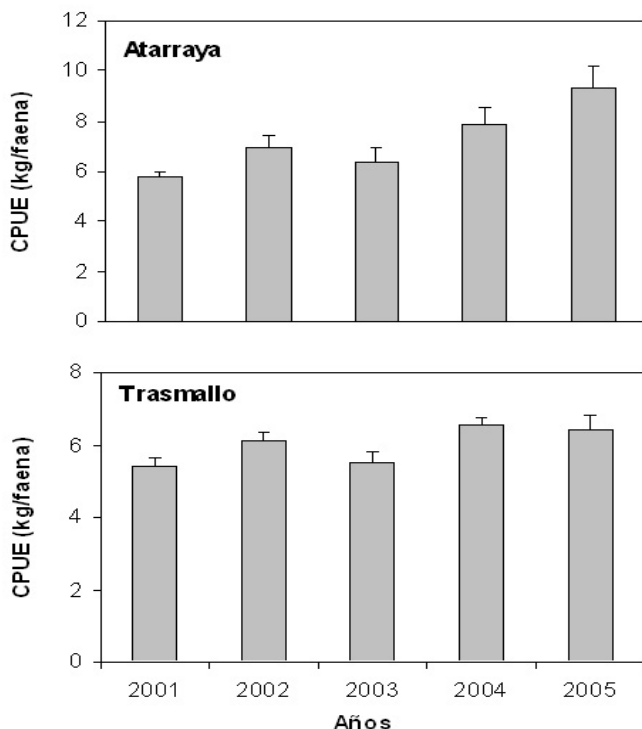


Figura 10-20. Variación anual de la CPUE promedio (+EE) de multispecies de peces para la atarraya y trasmallo en la ZDERS (2001-2005). Fuente: proyecto Plan de seguimiento y monitoreo de la Zona Deltáica Estuarina del río Sinú “ZDERS” coordinado por la Coordinación de Servicios Científico del INVEMAR.

pescadores de la ZDERS obtengan una renta menor al salario mínimo legal vigente en 2005 sigue siendo muy alta ($p(TT < Q) = 0.9$). Esto sugiere que los pescadores obtienen ganancias producto de la pesca que fluctúan entre cubrir los costos de operación de la pesca y conseguir un margen no superior a un salario mínimo (Figura 10-23).

10.3. Estado de la población del caracol pala *Strombus gigas* en el Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo

Strombus gigas es un gran molusco gasterópodo herbívoro de importancia comercial en Colombia y en el resto del gran Caribe, el cual debido a una creciente presión pesquera y pérdida de hábitat ha mostrado reducción significativa de sus poblaciones al punto de estar en riesgo de extinción (Mora, 1994; Aldana, 2003). Resultado de lo anterior,

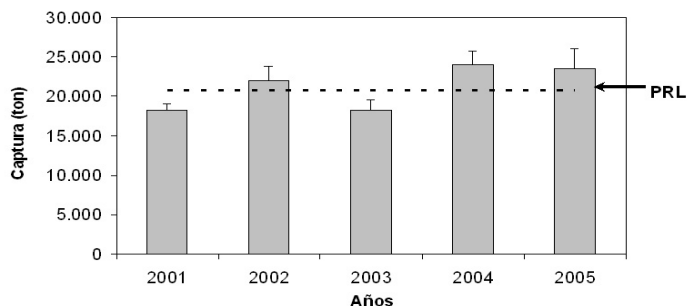


Figura 10-21. Variación anual de la captura promedio (+EE) multispecífica y su ubicación respecto al PRL en la ZDERS. Valores por encima de PRL están en un área no deseada. Fuente: proyecto Plan de seguimiento y monitoreo de la Zona Deltáica Estuarina del río Sinú “ZDERS” coordinado por la Coordinación de Servicios Científico del INVEMAR.

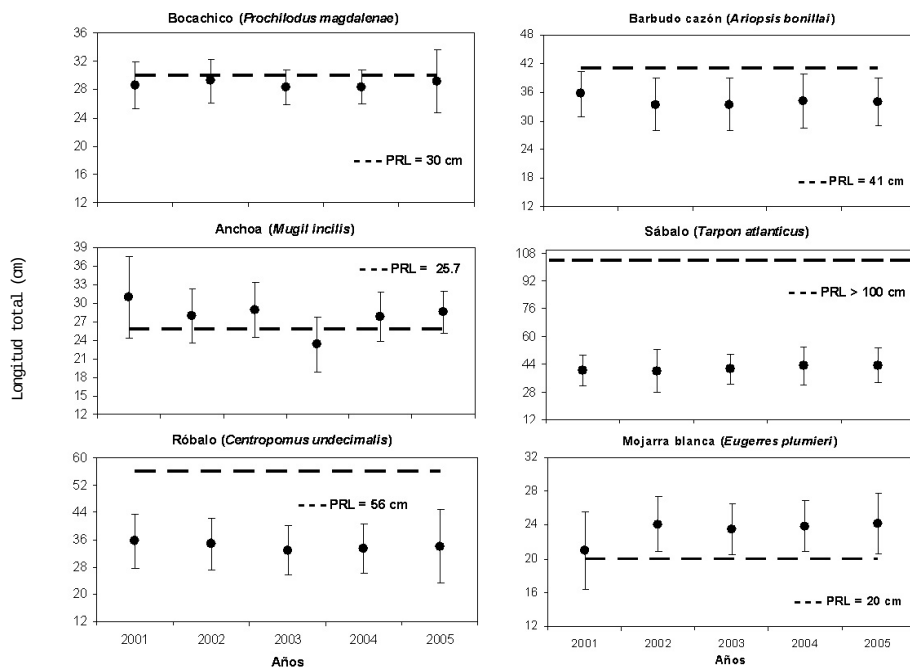


Figura 10-22. Variación anual de las tallas media de captura para las principales especies ícticas de la ZDERS y su ubicación con respecto al PRL (talla media de madurez sexual). Fuente: proyecto Plan de seguimiento y monitoreo de la Zona Deltáica Estuarina del río Sinú “ZDERS” coordinado por la Coordinación de Servicios Científico del INVEMAR.

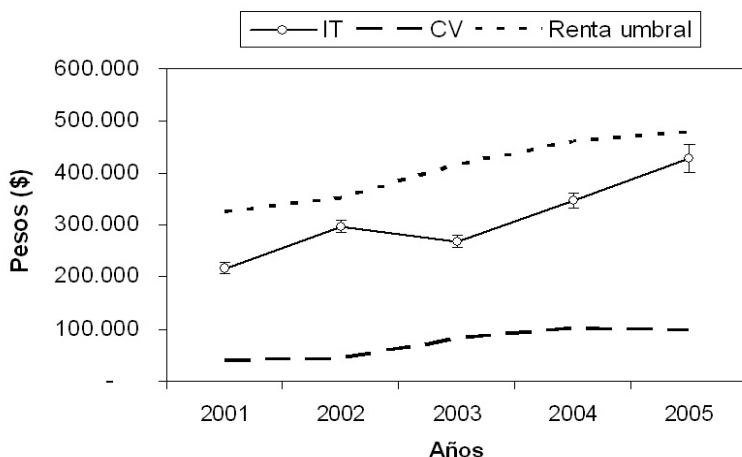


Figura 10-23. Variación anual de los ingresos económicos ($IT \pm EE$) por pescador en la ZDERS y su ubicación con respecto a los costos variables (CV) y una renta umbral (Q). Fuente: proyecto Plan de seguimiento y monitoreo de la Zona Deltaica Estuarina del río Sinú “ZDERS” coordinado por la Coordinación de Servicios Científico del INVEMAR.

iniciativas internacionales incluyeron a *S. gigas* en la Lista Roja de Animales Amenazados de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza como especie ‘comercialmente amenazada’, además de ser listada en el Apéndice II de la Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres CITES (CITES, 2003). En este sentido, la regulación por parte de CITES para el manejo pesquero y la conservación en los países afectados, pretenden propiciar la recuperación de las poblaciones de *S. gigas* y sus hábitats esenciales para evitar la potencial extinción de la especie. Literatura reciente sobre la especie en estudio, concluyó que no sólo la forma del hábitat puede describir y predecir si es esencial, sino que además su función en términos de interacciones ecológicas resulta imprescindible para identificar hábitats esenciales de *S. gigas* (Stoner, 2003; Glazer y Kidney, 2004).

La información aquí consignada resume los resultados del proyecto titulado “Evaluación de la disponibilidad y calidad de hábitats para juveniles y adultos del Caracol Pala *Strombus gigas* en el PNNCR y SB con miras a su repoblamiento y conservación”, código 210509-13528, financiado por COLCIENCIAS. La problemática del recurso se abordó bajo un contexto espacial y ecosistémico con fuertes implicaciones de manejo y conservación. Se da respuesta a las siguientes preguntas: dónde se encuentran los juveniles y población desovante de *S. gigas*?, cuál es la densidad y tamaño de la población disponible?, cuáles son

los descriptores del hábitat que afectan la población?, qué fracción del hábitat potencial para *S. gigas* debería ser protegida?, cuál es el efecto de la pesca artesanal sobre la población? y qué criterios deben ser tomados en cuenta para el diseño de estrategias de repoblación o trasplante?.

El PNNCR y SB se encuentra localizado al sur occidente de la bahía de Cartagena y sus límites están definidos por 9° 39' y 10° 15' N y 75° 36' y 75° 57' W. El área se caracteriza por tener una heterogeneidad de hábitats que incluyen aquellos fondos potenciales para el desarrollo del ciclo de vida de *S. gigas* como praderas de pastos y macroalgas, arenas, rodolitos y cascajo (Díaz *et al.*, 2000). Este proyecto combinó dos enfoques de investigación el observacional (muestreos en campo) y el experimental (experimentos en campo). Ambos enfoques son complementarios y fueron abordados en un contexto espacial principalmente.

Diseño de muestreo. Para el análisis de distribución espacial, se hicieron dos muestreos sistemáticos mediante buceo autónomo entre 0 y 11 m de profundidad (excepto Bajo Tortugas con rango de 10 a 20 m) en 223 y 248 estaciones separadas entre sí 500 m en las épocas húmeda (agosto de 2004) y seca (febrero de 2005), respectivamente. En cada estación se contaron y midieron los individuos presentes en un área circular (unidad de muestreo) de 1256.6 m², a la vez que se hicieron observaciones *in situ* sobre los tipos de hábitat presentes. Esta información fue completada con cartografía temática de fondos preexistente e imágenes de satélite Landsat de 2003. Algunas variables descriptoras del hábitat adicionales a los tipos de fondo fueron la profundidad, temperatura, salinidad, tamaño de grano, materia orgánica en el sedimento y densidad de vástagos. Con fines de caracterizar la pesquería y evaluar el efecto de la pesca sobre el recurso, se realizaron 38 encuestas a pescadores del ASB en época seca.

Diseño experimental: la evaluación de la calidad de hábitats potenciales para *S. gigas* se realizó comparando la sobrevivencia y el crecimiento de 12 caracoles ubicados en encierros replicados que denotaron los tratamientos de tres tipos de fondo en el ANSR. Los caracoles usados en este experimento fueron juveniles procedentes del ASB y trasplantados a tres sitios alrededor de la Isla de San Martín que representaron los fondos de *Thalassia testudinum*, macroalgas y mixto, todos con el mismo gradiente ambiental. Los encierros de 5 m de largo por 5 m de ancho y 0.40 m se construyeron con varilla de hierro y malla galvanizada forrada en PVC con 2 pulgadas de ojo malla. Los caracoles fueron marcados al inicio del experimento y mediante buceo autónomo cada semana durante seis meses (marzo-agosto de 2005) se contaron los individuos vivos por encierro, se registró la longitud total por individuo y se reemplazaron aquellos caracoles muertos sin ser éstos tomados en cuenta en el análisis de información.

Análisis de información. Se usaron técnicas geoestadísticas (análisis variográfico para modelar autocorrelación espacial y kriging para predecir el valor de la variable en el espacio) para el análisis de la distribución espacial de la población y la estimación de la densidad media y la abundancia total efectiva (Legendre, 1993). Con respecto a la cartografía de fondos, ésta se actualizó usando técnicas de percepción remota. La relación entre la densidad del caracol pala y las variables descriptoras del hábitat y la pesquería se evaluó con análisis de regresión múltiple y tablas de contingencia, en tanto curvas de sobrevivencia y de tasas de crecimiento de los caracoles sometidos a experimentación se compararon usando análisis de covarianza. Los análisis estadísticos se realizaron en el paquete STATISTICA v.6, el tratamiento de imágenes de satélite se hizo con el programa PCI GEOMATICA v. 9, mientras que el montaje de los mapas de tipos de fondos se realizó con ArcGIS v.9. El análisis geoestadístico se hizo usando el programa GS+ v.5.

10.3.1. Resultados de la investigación.

Distribución espacial y abundancia de la población de *S. gigas*. En el ANSR, la densidad promedio ($\pm$ DE) de caracoles fue baja comparada con otras regiones del Caribe, $4 \text{ ind ha}^{-1} \pm 10.8$ y $3.7 \text{ ind ha}^{-1} \pm 9.3$, para las épocas húmeda y seca, respectivamente (Tabla 10-1). Los adultos (longitud total $> 22 \text{ cm}$), representaron el 89 y 64% de la población muestreada en cada época climática, especialmente agrupados en forma de parches en Bajo Tortugas e Isla Tesoro, mientras los juveniles no mostraron estructura espacial en ambas épocas, debido a la baja abundancia observada (Figura 10-24). La abundancia total se estimó en 948 ± 11 individuos y 514 ± 87 individuos en las épocas húmeda y seca, respectivamente, la cual se constituye en la primera estimación directa en el Caribe colombiano con amplia connotación en cálculos de riesgo de extinción. Aunque se observó actividad reproductiva durante la época húmeda, la densidad estuvo por debajo de niveles críticos que garanticen el éxito reproductivo de la población, indicando potencial ocurrencia del 'Efecto Allee' (actividad reproductiva denso-dependiente). En el ASB, los juveniles representaron el 80% de la población distribuida en parches con mayor densidad en Isla Maravilla, Isla Múcura y Panda-Mangle durante ambas épocas climáticas (Figura 10-25). La densidad media de juveniles ($2.7 \pm 6.9 \text{ ind ha}^{-1}$ y $2.6 \pm 7.3 \text{ ind ha}^{-1}$ para las épocas húmeda y seca, respectivamente) estuvo por debajo de los reportes en el resto del gran Caribe (Tabla 10-2), mientras que su abundancia total fue estimada en 1023 (± 268) individuos en época húmeda y 786 (± 214) individuos en época seca.

Distribución y extensión de hábitats potenciales para *S. gigas*. Para el ANSR, los modelos de regresión múltiple explicaron el 48 y 14% de la varianza total en la densidad de adultos para la época húmeda y seca, respectivamente. La profundidad, el tamaño medio de grano y el porcentaje de coral mixto fueron las variables que afectaron significativamente la densidad de *S. gigas*. Sólo los hábitats de arena-cascajo (3.7% del área muestreada), fondo

Tabla 10-1. Comparación de valores de densidad media de *S. gigas* en el Caribe determinados por conteo visual en diferentes estudios (modificado de Stoner y Ray-Culp, 1996).

Ubicación	Año de muestreo	Ind ha ⁻¹	Referencia*
Antigua y Barbuda		17.2	Tewfik <i>et al.</i> (2001)
Bahamas			
Little Bahamas Bank	1983	28.5	Smith y Neirop (1984)
Great Bahamas Bank			
Área no protegida	1983	20.8	Smith y Neirop (1984)
Área protegida	1991-1994	53.6	Stoner y Ray (1996)
Área protegida	1991-1994	56.0	Stoner y Ray (1996)
Bermuda	1988	0.5	Berg <i>et al.</i> (1992)
Belize		29.3	Appeldoorn y Rolke (1996)
República Dominicana			
del este	1996	187.5	Delgado <i>et al.</i> (1998)
del este	1997	24.1	Delgado <i>et al.</i> (1998)
del este	1999	15.0	Torres y Sullivan-Scaly (2000)
Florida Keys	1987-1988	2.4	Berg y Glazer (1995)
	1990	1.5	Berg y Glazer (1995)
Haití			
Gonave Island		10.0	Haitian Fisheries Division
Rochelios Bank		15.0	Haitian Fisheries Division
Western end		160.0	Haitian Fisheries Division
Honduras			
Cayos Cochinos	1996	14.6	Tewfik <i>et al.</i> (1998)
Jamaica			
Pedro Bank	1994	88.6	Tewfik (1996)
Pedro Bank	1997	314.0	Tewfik y Appeldoorn (1998)
Panamá			
Bocas del Toro	2000	1.4	Tewfik y Guzmán (2003)
México			
Conzumel			
Área no protegida	1989	89.0	Martínez Vásquez (1995)
Área protegida	1995	830.0	Martínez Vásquez (1995)
Arrecife Alacranes			
Parque Nacional		84.0	Pérez y Aldana (2000)
US Virgin Islands			
St. Croix	1981	7.6	Wood y Olsen (1983)
St. Thomas/St. John	1981	9.7	Friedlander <i>et al.</i> (1994)
St. Thomas/St. John	1990	12.3	Friedlander <i>et al.</i> (1994)
Venezuela			
Los Roques			
Área no protegida		160.0	Weil y Laughlin (1984)
Área protegida		1886.0	Weil y Laughlin (1984)
Colombia			
Quitasueño	1999	2.4	Valderrama y Hernández (1999)
Serrana	1999	285.0	Valderrama y Hernández (1999)
Roncador	1999	37.6	Valderrama y Hernández (1999)
Archipiélago NSR			
Parque Nacional	2004	4.0	Este estudio
	2005	3.7	Este estudio

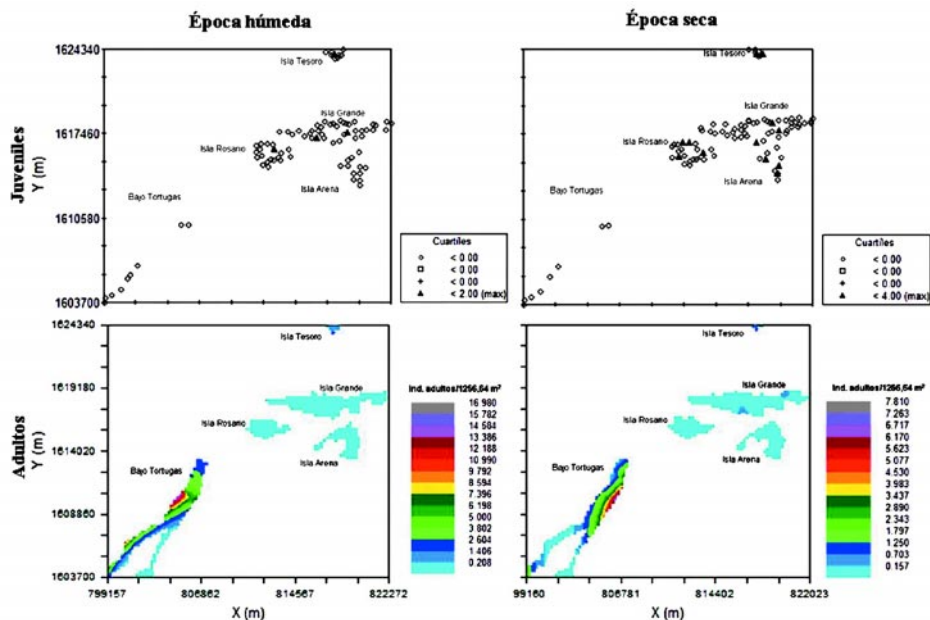


Figura 10-24. Mapas de cuantiles y mapas de kriging para la densidad de juveniles y adultos, respectivamente (ind/ 1256.64 m²), en el Archipiélago NSR durante ambas épocas climáticas.

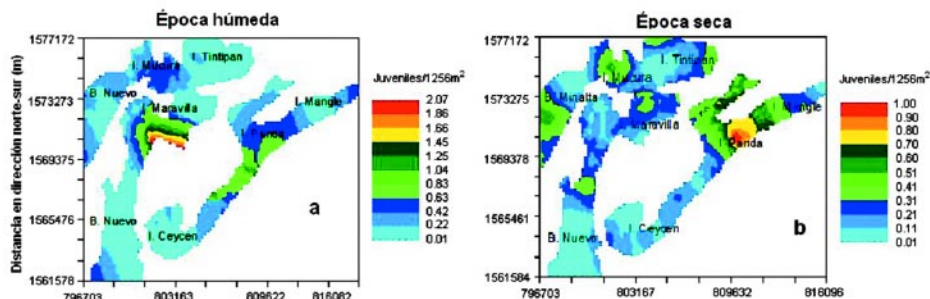


Figura 10-25. Mapas de densidad de juveniles de *S. gigas* (ind/1256m²) en el archipiélago de San Bernardo.

Tabla 10-2. Valores de la densidad (ind ha⁻¹) de juveniles *S. gigas* reportadas en el Caribe en los últimos siete años.*(En: Tewfik y Guzmán 2003).

País	Área	Ind ha ⁻¹	Fuente*
Colombia	Archipiélago de San Bernardo	2.7	Este estudio, julio 2004
Colombia	Archipiélago de San Bernardo	2.6	Este estudio, febrero 2005
Antigua y Barbados	Antigua y Barbados	13.5	Tewfik <i>et al.</i> (2001)*
Republica Dominicana	Este	14.4	Torres y Sullivan (2000)*
Republica Dominicana	Jaragua	53.0	Posada <i>et al.</i> (1998)
Haití	Isla Conave	10.0	Haitian Fisheries División*
Jamaica	Pedro Bank Zona somera soartesanal	221.0	Tewfik y Appeldoorn(1998)*
México	Arrecife Alacranes, Yucatan	84.0	Perez y Aldana (2000)
Panamá	Bocas del Toro	1.1	Tewfik y Guzmán (2003)
Turcos y Caicos	Área Marina Protegida	4.3	Béné y Tewfik (2003)
Turcos y Caicos	Área de pesca	331.0	Béné y Tewfik (2003)

mixto (20.4%), pradera de pastos (2.3%), pradera de macroalgas (0.7%) y rodolitos-arena (2.0%) estuvieron asociados a la probabilidad de ocurrencia de de *S. gigas* (Figura 10-26). Para el ASB, los modelos de regresión múltiple señalaron al tipo de fondo de praderas de pastos, como el único predictor significativo de la densidad de juveniles, explicando 4% de la varianza total. Los hábitats arena-cascajo (18.4% del área muestreada), fondo mixto (19.8%), pradera de pastos (40.5%) y pradera de macroalgas (14.7%) fueron aquellos donde hubo ocurrencia de *S. gigas* (Figura 10-27).

Efecto de la pesca. La pesca en el ASB es de tipo artesanal y multiespecífica, donde el caracol pala hace parte de la captura incidental (26.6%) y su abundancia actual (captura por unidad de esfuerzo promedio de 1.8 kg pescador⁻¹) está por debajo de lo reportado en esta zona hace diez años (5.1 kg pescador⁻¹; Hernández *et al.*, 1997). Como medida del efecto de la pesca se determinó que la asignación espacial del esfuerzo de pesca dependió de la densidad de caracol en la época húmeda especialmente, lo cual indica una estrategia de pesca exterminadora de parches de caracol cercanos a los puertos o viviendas de los pescadores (Caddy y Defeo, 2003).

Experimento de preferencia de hábitats. Los caracoles juveniles mantenidos en encierros con pradera de *Thalassia* como tipo de fondo, tuvieron máxima sobrevivencia y mayor crecimiento que aquellos mantenidos sobre los fondos de macroalgas y mixto (Figura 10-28). Los dos últimos fondos no representan ventaja significativa uno del otro en términos de mayor desempeño en el crecimiento de caracoles y mayor sobrevivencia.

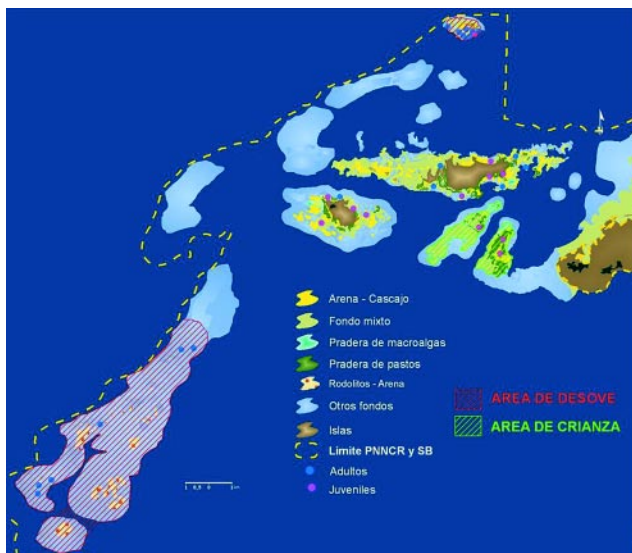


Figura 10-26. Tipos de fondos potenciales para *S. gigas* en el Archipiélago Nuestra Señora del Rosario. Se señalan las áreas críticas de desove (Isla Tesoro y Bajo Tortugas) y crianza (Isla Arena).



Figura 10-27. Tipos de fondos potenciales para *S. gigas* en el Archipiélago de San Bernardo. Se señalan las áreas de crianza.

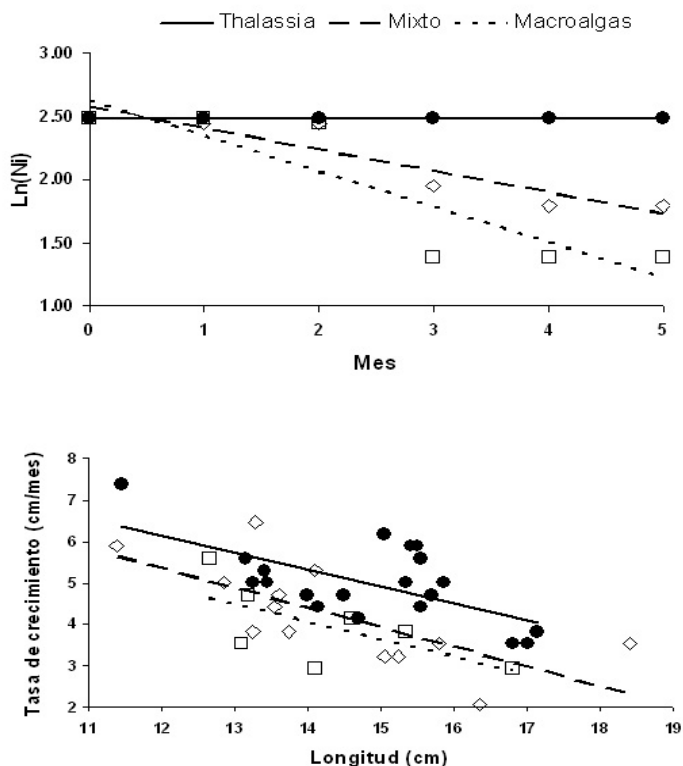


Figura 10-28. Curvas de sobrevivencia y de tasas de crecimiento provenientes de individuos de *S. gigas* expuestos experimentalmente a 3 tipos de fondos durante 6 meses en el Archipiélago Nuestra Señora del Rosario en 2005. Se señalan los ajustes para cada tipo de fondo.

Conclusiones y recomendaciones. El muestreo en campo y el experimento indicaron que el mejor hábitat para juveniles de caracol pala en el PNNCR y SB es de *Thalassia testudinum*, el cual debería ser usado para estrategias de repoblación y/o trasplante. Se recomienda declarar como áreas intangibles Isla Tesoro y Bajo Tortugas en el ANSR para la protección de la población desovante; mientras que aproximadamente 2826 ha de hábitats potenciales para *S. gigas* deberían igualmente protegerse para llevar a cabo estrategias de repoblación, trasplante o diseño de áreas marinas protegidas. En el ASB, Isla Maravilla, Isla Múcura y Panda-Mangle deberían declararse intangibles por ser áreas de crianza (7000 ha), mientras que es urgente restringir el esfuerzo de pesca y regular la talla media de captura en longitudes totales >22 cm.

10.4. Efectos sobre la biodiversidad debidos a la pesca (captura incidental)

10.4.1. Evaluación del impacto de la pesca industrial: valoración bioeconómica experimental de cambios en la tecnología de captura de camarón con redes de arrastre en aguas someras del Pacífico colombiano.

En el marco del proyecto global titulado “REDUCTION OF ENVIRONMENTAL IMPACT FROM TROPICAL SHRIMP TRAWLING, THROUGH THE INTRODUCTION OF BY-CATCH REDUCTION TECHNOLOGIES AND CHANGE OF MANAGEMENT”, ejecutado por el INVEMAR y financiado por la FAO (EP/GLO/201/GEF) y COLCIENCIAS, se presentan los resultados parciales del mismo en cuanto a la evaluación experimental de cambios tecnológicos en la tecnología de captura de la pesca de arrastre de camarón.

Con la activa participación de los pescadores se realizaron cuatro cruceros de pesca experimental durante septiembre y noviembre de 2005, para evaluar el impacto bioeconómico de cambios tecnológicos en la pesquería con redes de arrastre para camarón en aguas someras del Pacífico colombiano (Figura 10-29). Dos embarcaciones con similares características técnicas pertenecientes a la flota industrial con base en Buenaventura (El Lusitano y el Alexander, Figura 10-30), se usaron para comparar simultáneamente el efecto de una red de arrastre prototipo sobre la abundancia de la captura objetivo (CO), la captura incidental (CI) y el descarte (D). Dentro de la captura total de un arte de pesca, se denomina CO a aquel recurso objeto de explotación directa con alto valor comercial, para el cual el arte de pesca fue diseñado; mientras que la CI y el D, hacen parte de la fauna acompañante al recurso objetivo, siendo la CI aprovechada por el pescador debido a su valor en el mercado y el D arrojado al mar por no tener valor económico en el mercado (Alverson *et al.*, 1994; Eayrs, 2005).

Las comparaciones se hicieron contra una red convencional de la pesquería y a la vez se evaluó el efecto del Dispositivo Excluidor de Tortugas (DET) contra una red control sin dispositivo (SD). El diseño experimental siguió un arreglo de tres factores con sus respectivos tratamientos independientes: I) sub-área de pesca (centro norte y centro sur), II) tipo de red (prototipo y convencional) y III) presencia de dispositivo (DET y SD), los cuales se replicaron en 30 lances de una red (unidad experimental). La toma de muestras abordó incluyó la separación, conteo, medición y pesaje de la captura objetivo e incidental procedente de cada red, además de mediciones de aspectos técnicos del lance como ubicación, profundidad, duración, revoluciones por minuto del motor (rpm) y consumo de combustible. El descarte fue submuestreado en un 20% del peso total de cada red, para luego en laboratorio identificar los organismos y realizar las mediciones morfométricas. Al final de

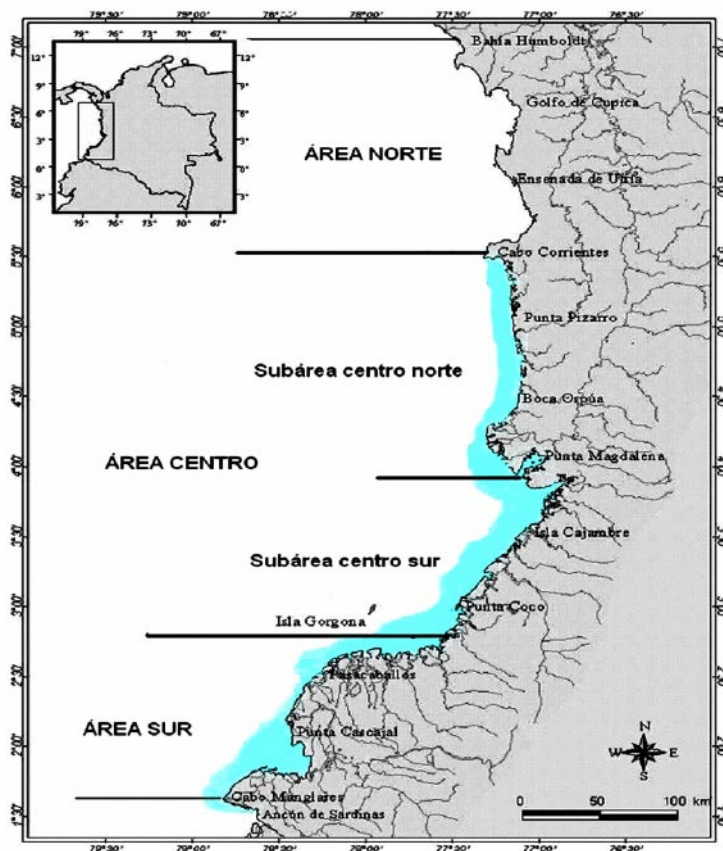


Figura 10-29. Costa Pacífica colombiana, destacando las dos sub áreas de muestreo y la zona de pesca de camarón de aguas someras.

cada crucero se tomó la totalidad de información económica por embarcación, la cual incluyó los costos de operación (variables y fijos) y los ingresos económicos (valor de la captura). La información total fue analizada con base en un análisis exploratorio de los datos de captura en peso, CPUE (kg h^{-1}), tallas, renta económica y consumo de combustible. El efecto de las sub-áreas, tipos de red, presencia de dispositivo y los factores de interacción fueron evaluados con un ANOVA de tres vías. El efecto de las nuevas tecnologías sobre la estructura por tallas de los componentes de la captura, se evaluó por medio de comparaciones de las distribuciones de tallas usando la prueba de Chi-cuadrado; mientras que la selectividad de la red prototipo se modeló usando estadística no lineal. Diferen-



Figura 10-30. Embarcaciones pesqueras de la flota industrial del Pacífico colombiano usadas en los cruceros de pesca experimental. A = Alexander, B = Lusitano.

cias en el consumo de combustible entre tipos de red de cada embarcación se evaluaron mediante una prueba de t-student, previa estandarización de los consumos de combustible entre barcos comparando la relación potencial entre consumo de combustible y rpm con un análisis de covarianza (ANCOVA).

Los totales de CO, CI y D fueron de 1436, 12163 y 15428 kg, respectivamente, con una proporción global entre la captura objetivo y la fauna acompañante de 1:19. Los grupos de especies que compusieron la captura total fueron peces (86.2%), crustáceos (11.0%), moluscos (1.1%), cnidarios (0.9%), reptiles (0.6%) y equinodermos (0.1%) que en conjunto comprendieron 217 taxones. Tanto la CO como la CI y el D mostraron diferencias entre sub-áreas, en favor de la sub-área centro norte para los camarones en virtud de la disponibilidad de hábitats adecuados (Figura 10-31); mientras la sub-área centro sur mostró mayores abundancias de CI y D (Figura 10-32).

La red prototipo redujo significativamente tanto la CO (35 %) como el D (28.7 %), sin embargo el impacto sobre la estructura de tallas de camarones evidenció que la red prototipo fue más selectiva que la red convencional (Figura 10-33). El DET redujo significativamente la CI (de 21 % a 44 % dependiendo del tipo de red) y el D (hasta 22 % dependiendo del tipo de red), sin afectar la CO, lo cual enfatizó el buen desempeño del DET para excluir específicamente tortugas y fauna acompañante. La estructura por tallas de los componentes de la CO, CI y D fueron diferentes entre tipos de redes y con una tendencia a menores frecuencias en la red prototipo evidenciando su mayor selectividad.

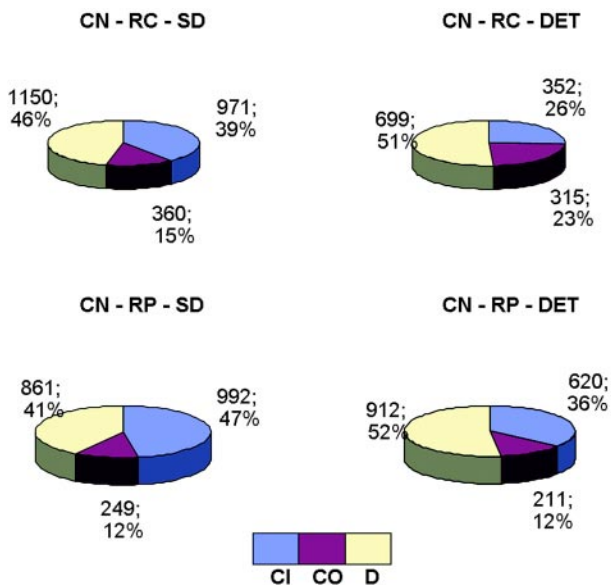


Figura 10-31. Composición en peso (kg) y porcentaje de las capturas en la sub-área centro norte.

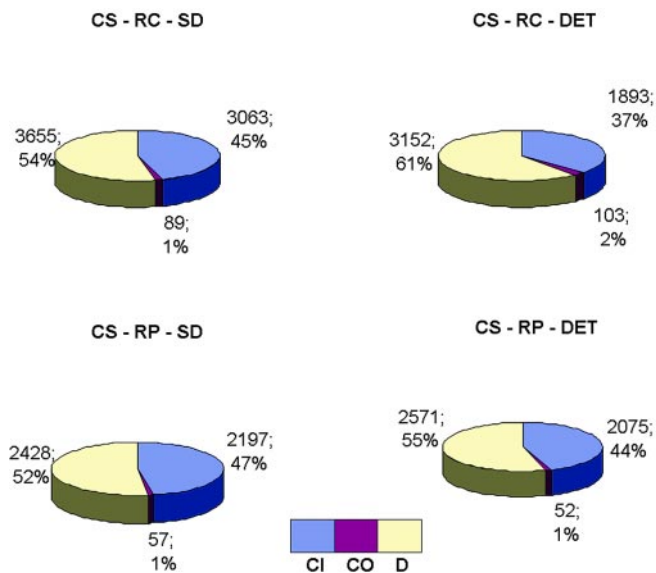


Figura 10-32. Composición en peso (kg) y porcentaje de las capturas en la sub-área centro sur.

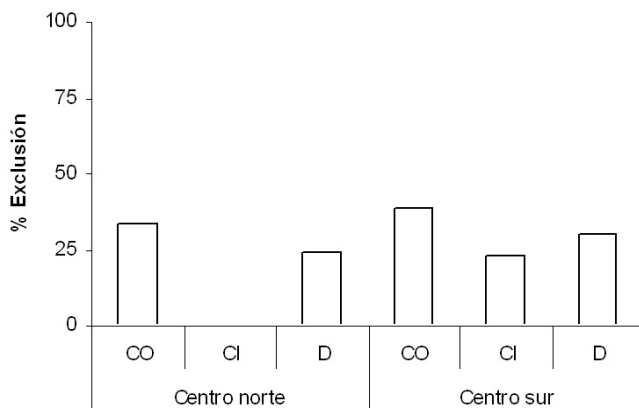


Figura 10-33. Efecto de exclusión de la red prototipo sobre los componentes de la captura (CO, CI y D), discriminado por sub-áreas.

El uso de la red prototipo implicó una reducción no significativa de la renta económica por lance de 23.4 %, mientras que el uso del DET representó una reducción significativa en la renta de 77 %, principalmente en la red convencional. La red prototipo con portones prototipo y con portones convencionales redujo el consumo de combustible entre 36 % y 23 %, respectivamente para las embarcaciones camaroneras, lo cual representa un ahorro entre \$ 10'125.000 y \$ 6'468.750 por faena. La adopción de nuevas tecnologías de captura en la flota industrial camaronera del Pacífico colombiano, dispone de evidencia científica que demuestra la reducción de fauna acompañante sin comprometer los beneficios económicos derivados de la pesca. En este sentido se espera que las instituciones tomadoras de decisiones tomen en cuenta la información aquí presentada para modificar las políticas de manejo pesquero en torno a la recuperación de los recursos pesqueros.

10.4.2. Pesca artesanal: el caso de CGSM y ZDERS

Una vez más se evaluó el efecto de la pesca sobre la biodiversidad en las pesquerías artesanales de CGSM y ZDERS de la misma forma que en los informes anteriores (INVEMAR, 2004; 2005). Para el 2005, el arte que capturó más especies en la CGSM fue el trasmallo (50 spp), capturando cuatro más que en el 2004. Le siguió la atarraya con 46 especies, el zangarreo con 20, el chinchorro con 19, el boliche con 18 y el palangre con 3 especies (Figura 10-34a). Analizando la participación de cada una de las especies en cada arte, se observó que el trasmallo dirigió su esfuerzo principalmente hacia *Elops saurus*, *T.*

atlanticus y *M. incilis*. La atarraya lo hizo hacia *M. incilis* y *Cathorops mapale*; el zangarreo hacia *T. atlanticus*; el boliche hacia *M. incilis*, *E. saurus* y *Micropogonias furnieri*; mientras que el palangre únicamente lo sigue haciendo para *A. Bonillai* y *C. mapale*. La mayor captura incidental por arte se observó una vez más con trasmallo (31.3%). Mientras que la participación en la mayoría de los artes cambió: la captura incidental del boliche aumentó (14%) y seguido aparece la participación del chinchorro (11.6%) y el zangarreo disminuyó (5%). El palangre sigue siendo una vez más el arte más selectivo (<1%).

Con respecto a ZDERS (Figura 10-34b), se observó que el trasmallo es el arte que capturó más especies (55), dirigiendo su captura hacia *P. magdalenae*, *C. undecimalis* y *M. incilis*; le sigue la atarraya con 40 especies, dirigiendo su captura hacia *E. plumieri*, *M. incilis* y *C.*

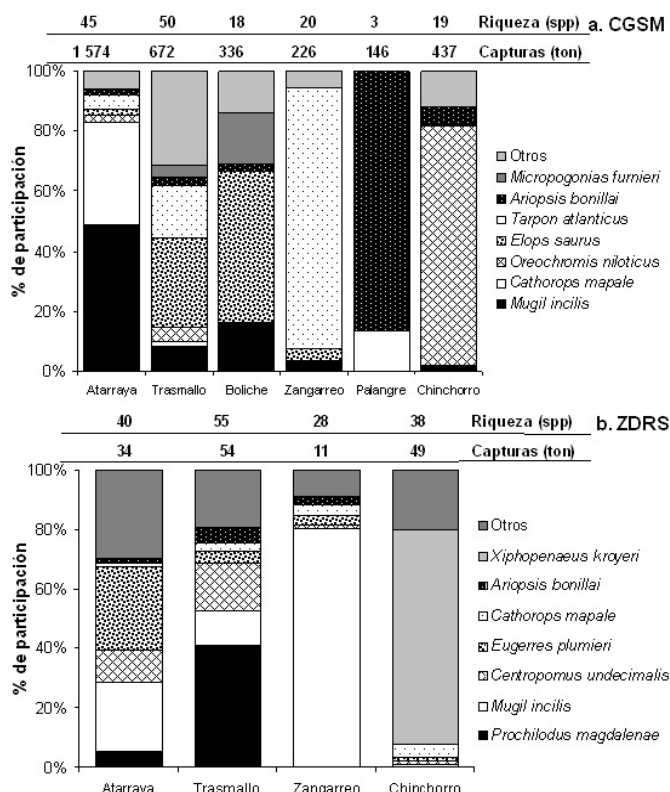


Figura 10-34. Composición porcentual por especies de la captura en peso discriminada por arte de pesca en (a) la CGSM y (b) en ZDERS para 2005.

undecimalis; el chinchorro capturó 38 especies y dirigió su captura hacia el camarón *Xiphopenaeus kroyeri*; el zangarreo capturó 28 especies y dirigió su captura principalmente hacia *M. incilis*. La captura incidental por arte fue el 30% para la atarraya, 20% para chinchorro, 19.5% para trasmallo y 9% para el zangarreo.

Como se mencionó en el informe anterior (INVEMAR, 2004; 2005), una vez más se afirma que estas pesquerías están sustentadas en la explotación de muchas especies, todas con un valor económico y ecológico. Una vez más, se recomienda hacer control en la selectividad de los artes con el fin de reducir el impacto sobre la biodiversidad íctica sin perjudicar significativamente los ingresos económicos de los pescadores.

10.5. Especies exóticas en Colombia: el caso de estudio de la tilapia del Nilo (*Oreochromis niloticus*) en el norte del país.

En informes anteriores se ha venido tocando el tema de las especies introducidas y su potencial impacto sobre la biodiversidad (INVEMAR, 2003; 2004). Desde entonces, se viene argumentado que el país adolece de información publicada sobre el impacto de estas especies, debido a la escasez de monitoreos intensivos sobre la estructura de las comunidades de organismos. No obstante, en informes anteriores se describió, a partir de series de datos de pesquerías clave como la Ciénaga Grande de Santa Marta (CGSM) y la Zona Deltaica Estuarina del Río Sinú (ZDERS), algunos efectos potenciales de la introducción accidental de peces. Dada a la intervención humana en estos sistemas, se cuenta con la presencia de la Tilapia *O. niloticus* en la mayoría de las ciénagas del país y en especial en los dos ecosistemas mencionados arriba. Este cíclido poco ha sido estudiado en Colombia, sin que se tenga conocimiento sobre cuáles han sido los factores biológicos, ecológicos y genéticos que han permitido su éxito en nuestros cuerpos de agua.

10.5.1. Evaluación de la Estructura Genética y Morfométrica de las poblaciones naturalizadas y domesticadas de *Oreochromis niloticus* (Pisces: Cichlidae) en el Norte de Colombia

En esta oportunidad se cuenta con la tesis de Maestría “EVALUACIÓN DE LA ESTRUCTURA GENÉTICA Y MORFOMÉTRICA DE LAS POBLACIONES DE TILAPIA (PISCES: CICHLIDAE: OREOCHROMIS) EN ALGUNAS CIÉNAGAS DEL NORTE DE COLOMBIA”, desarrollada en el posgrado de Biología, Línea Biología Marina de la Universidad Nacional con el apoyo del INVEMAR (Narváez, 2006). Esta investigación tuvo como propósito general evaluar la estructura de las poblaciones naturalizadas y domesticadas de *O. niloticus* en el norte de Colombia a partir de un análisis morfométrico y genético para conocer su variación morfométrica, el origen de las poblaciones establecidas, así como su estructura y diversidad genética reciente.

Materiales y métodos. Los muestreos se realizaron entre 2001 y 2002 en ocho localidades naturales, de las cuales tres fueron de la ecorregión CGSM: Complejo de Salamanca Occidental (CGSM1), Complejo del Santuario Fauna y Flora (CGSM2) y desembocaduras de los ríos de la Sierra Nevada de Santa Marta (CGSM3). Del departamento del Atlántico se tuvieron muestras de la Ciénaga del Totumo (CT) y del embalse de El Guájaro (EG); en Bolívar se contó con individuos de Arroyo de Piedra (AP); y en Córdoba de dos ciénagas del río Sinú: ciénagas de Cotocá (CC) y Grande de Lorica (CGL). Así mismo, se contó con individuos de los centros piscícolas: el Centro de Investigación Piscícola de Repelón (CPRE), el Centro Piscícola del SENA Agropecuario (CPSE) y la granja piscícola “La Katia” (GPLK) (Figura 10-35).

Morfometría. Para determinar la variación morfométrica de *O. niloticus* en el norte de Colombia fue usada la morfometría basada en landmarks y se diseñó una red de 21 medidas morfométricas entre 10 puntos anatómicos. Para cuantificar la variación morfométrica se hizo un análisis discriminante canónico libre del efecto del tamaño (CDA-SF) y para identificar patrones morfométricos se utilizó la distancia de Mahalanobis entre los centroides de los grupos promedio para graficarla en un dendrograma, utilizando el promedio aritmético no ponderado como método de agrupamiento (UPGMA).

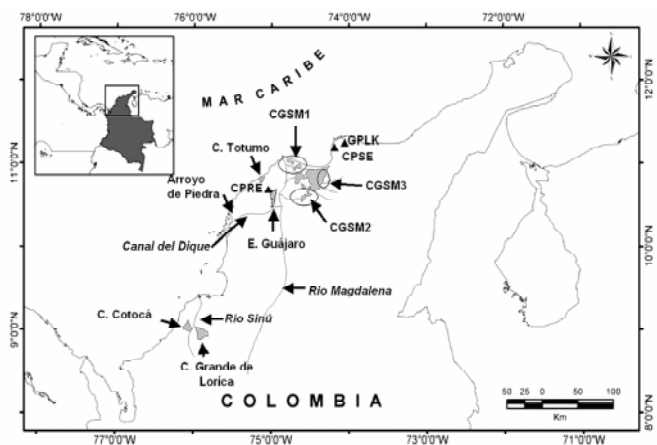


Figura 10-35. Área de estudio. Complejo de la Ciénaga Grande de Santa Marta y Pajarales (CGSM y CP) con sus respectivos sitios de muestreo: Complejo de Salamanca Occidental (CGSM1), Complejo del Santuario Fauna y Flora (CGSM2) y desembocaduras de los ríos de la Sierra Nevada de Santa Marta (CGSM3); ciénaga del Totumo (C. Totumo); Embalse del Guájaro (E. Guájaro); y las del río Sinú: ciénagas de Cotocá (C. Cotocá) y Grande de Lorica (C. Grande de Lorica). Los triángulos indican los centros piscícolas: Centro de Investigación Piscícola de Repelón (CPRE); el Centro Piscícola del SENA Agropecuario (CPSE) y la granja piscícola “La Katia” (GPLK). Cortesía del Laboratorio SIG del INVEMAR.

Genética. Para analizar la estructura genética se contó con información de todas las localidades. Se usaron seis loci microsatelitales específicos desarrollados por Lee y Kocher (1996) (UNH106, UNH123, UNH192, UNH209, UNH216 y UNH231). Para cuantificar la variación genética de cada una de las localidades, se calcularon las frecuencias alélicas, el número de alelos por locus (N_a), la diversidad génica (H_e) y la heterocigosidad observada (H_o). Se analizó el Equilibrio Hardy-Weinberg (E-HW) en las poblaciones naturalizadas y en cautiverio de *O. niloticus*. Para determinar el cuello de botella reciente en cada una de las poblaciones, se tomaron en cuenta la prueba gráfica de distribución de las frecuencias alélicas y el método de Wilcoxon. Esta última evalúa el exceso de heterocigotos inducido en casos de cuello de botella. Para analizar la subestructuración en las poblaciones de *O. niloticus* en el norte de Colombia, se evaluaron los estadísticos F formulados por Weir y Cockerham (1984) y por Robertson y Hill (1984). Se calculó el índice de endogamia (F_{is}) para todas las poblaciones. Para determinar la diferenciación entre par de poblaciones se usó el F_{st} de Weir y Cockerham (1984). Con el fin de evaluar las relaciones genéticas entre las poblaciones muestreadas se utilizó la distancia genética insesgada de Nei (1987). El método de agrupamiento usado para construir el dendrograma fue el UPGMA. Se analizó la asignación de los individuos a su población de origen basada en un algoritmo de máxima verosimilitud. Aunque se asumió *a priori* desconocimiento del número de poblaciones fuente subyacentes en toda la muestra, esto permitió probar la hipótesis de trabajo: la existencia de dos linajes de *O. niloticus* en el norte de Colombia.

10.5.1.1. Resultados y discusión

Análisis morfométrico: El CDA-SF reveló discriminación entre las poblaciones naturalizadas y domesticadas (Lambda de Wilks = 0.071; $p < 0.0001$). Los individuos domesticados se caracterizaron por tener la cabeza más aguzada y el premaxilar más largo que los individuos naturalizados; mientras que estos últimos se caracterizaron por tener la mitad del cuerpo más corta y baja, indicando ser menos robustos que los individuos domesticados. Si la variación de la morfología de las poblaciones de peces, tanto confinadas como de vida silvestre, está explicada por la adaptación a su hábitat (Vreven *et al.*, 1998; Ponton y Mérigoux, 2000; Trapani, 2003), este trabajo sugiere que las diferencias en la forma del cuerpo de individuos naturalizados y domesticados de *O. niloticus* en el norte de Colombia pueden ser atribuidas a las mismas razones. Por ejemplo, el confinamiento de los individuos domesticados afecta su tasa de crecimiento (Vreven *et al.*, 1998) sin permitirles alargar el cuerpo. Por el contrario, los individuos naturalizados en su hábitat libre, por competir por alimento, huir de sus depredadores y buscar mejores condiciones, tienden a mejorar su tasa de crecimiento y presentar un mejor desempeño del cuerpo (Vreven *et al.*, 1998). Por su parte, las diferencias en la forma de la cabeza pueden atribuirse al tipo de alimento que consume cada individuo (naturalizado y domesticado). El tamaño del premaxilar en los individuos domesticados puede explicarse por el concentrado que con-

sumen, ya que cuando están en estado juvenil se lo suministran entero; caso contrario de los naturalizados que consumen organismos planctónicos (Trewavas 1983) y el esfuerzo bucal para consumirlos es mínimo, ya que sólo necesitan filtrarlos y retenerlos en la cavidad bucofaringeal (Sanderson *et al.*, 1996).

Dentro de las poblaciones naturalizadas se identificaron tres morfotipos (Lambda de Wilks = 0.175; $p < 0.0001$), uno para cada categoría de sistema: (i) representado por los individuos colectados en ambientes dulceacuícolas (CC, CGL, CGSM1 y CGSM2), los cuales se distinguen de los otros por presentar la mitad del cuerpo y el rostro más largo; (ii) por los individuos colectados en un ambiente estuarino (CT), los cuales presentan el cuerpo más alto; y (iii) por los colectados en un ambiente de aguas duras (EG), los cuales se caracterizan por presentar el pedúnculo más largo y la cabeza más robusta. Aunque posiblemente la mayoría de estas poblaciones tienen una misma fuente, la influencia del ambiente sobre la diferenciación morfométrica fue evidente. Un probable origen de esa diferenciación pudo ocurrir durante el desarrollo ontogénico de los individuos o en su estado juvenil (Thorpe, 1987; Ponton y Mérigoux, 2000) como respuesta a la capacidad de adaptación a diferentes aspectos tróficos, biológicos o del hábitat (Meyer, 1990; McKaye *et al.*, 2002; Trapani, 2003). En este sentido, todos estos resultados fueron atribuidos a las condiciones ambientales (salinidad, alcalinidad, temperatura y condiciones morfoedáficas), al tipo de alimento consumido por cada población en cada cuerpo de agua y al tipo de hábitat (silvestre y confinado) (Figura 10-36). En conclusión, este trabajo sugiere que los individuos de *O. niloticus* naturalizados en las ciénagas del norte de Colombia se han adaptado fácilmente a tres tipos de ambientes, permitiendo confirmar lo discutido por otros autores sobre la plasticidad fenotípica de los cíclidos para adaptarse a un nuevo hábitat (Meyer, 1990; Ponton y Mérigoux, 2000).

Análisis genético: Todos los loci microsatelitales analizados fueron polimórficos en todas las poblaciones (entre 6.7 y 10.6 alelos por locus). Sin embargo, se determinó una diversidad genética muy baja ($H_o < 0.22$) y un alto grado de endogamia ($F_{is} > 0.82$) tanto en poblaciones domesticadas, como en las naturalizadas, excepto en AP (Tabla 10-3). La mayoría de las poblaciones pasaron por eventos de cuello de botella, siendo una de las razones que explicó el déficit de heterocigotos y la endogamia en las poblaciones. En las poblaciones naturalizadas se observó una leve subestructuración genética ($F_{st} = 0.0549$); mientras que en las domesticadas se observó poca evidencia de subestructuración ($F_{st} = 0.0147$).

Se determinó que todas las poblaciones naturalizadas no fueron diferentes genéticamente de las poblaciones domesticadas, excepto dos localidades, CGL y AP. Esta última localidad puede ser producto de una cepa distinta a las dos existentes en CPRE. Aunque su

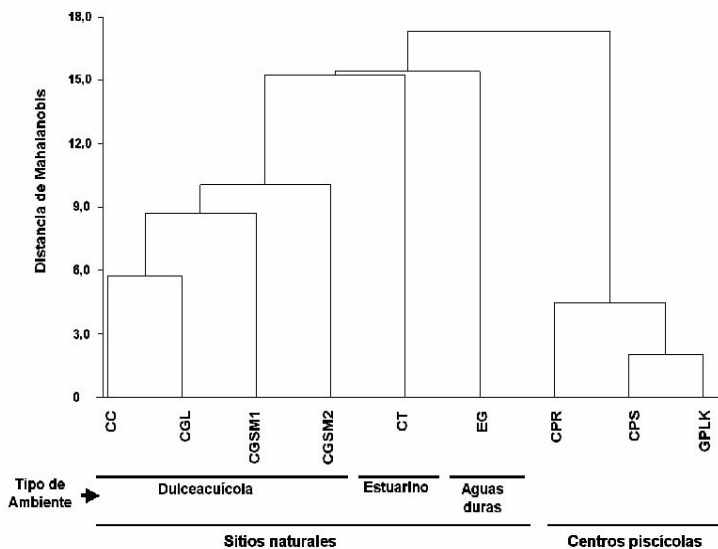


Figura 10-36. Dendrograma de clasificación jerárquica calculado a partir de las distancias de Mahalanobis entre los centroides obtenidos del análisis discriminante libre del efecto del tamaño. El método de agrupamiento fue el promedio aritmético no ponderado (UPGMA).

asilamiento geográfico puede ser la causa de esto, es más probable que se trate de una cepa adicional introducida. De las poblaciones de la ecorregión CGSM, la localidad de CGSM3 (desembocaduras de los ríos de la Sierra Nevada de Santa Marta (SNSM), parte oriental) fue diferente de las otras dos localidades de la parte occidental de la ecorregión, CGSM1 (influencia del Caño Clarín) y CGSM2 (influencia del Caño Renegado), indicando cierto grado de subestructuración en la población de *O. niloticus* en la ecorregión. Las localidades de CGSM1 y CGSM2 fueron diferentes genéticamente de los tres centros piscícolas ($p < 0.001$); mientras que CGSM3 presentó una estrecha relación genética con los centros piscícolas de CSE y GPLK (Figura 10-38). Esto se debió quizás: (i) que el origen de los individuos que colonizaron a CGSM3 fueron los de CSE y GPLK, dado que en ese sector, durante principios de los años 90s, se realizaron cultivos experimentales de *O. niloticus* en la desembocadura del río Aracataca, asistidos por el SENA Agropecuario del Magdalena (CSE; Wedler, 1996). (ii) Adicionalmente, desde esa misma época se vienen realizando cultivos en las partes altas y medias de las cuencas de los ríos de la SNSM asistidos por el SENA y el Comité de Cafeteros. Sánchez (1992) documentó que a esos cultivos les han dado manejo deficiente con respecto a la infraestructura, permitiendo el escape de individuos a los ríos y probablemente de allí a la CGSM. La relación genética de las localidades

Tabla 10-3. Diversidad por tipo de población de *O. niloticus* en el norte de Colombia. *n* es el tamaño de la muestra; *Na* es el número de alelos, los valores entre paréntesis es el número de alelos únicos; *He* es la heterocigosidad esperada; *Ho* es la heterocigosidad observada. Los valores entre paréntesis de estas dos variables corresponden a las desviaciones estándar.

TIPO DE POBLACIÓN	<i>n</i>	<i>Na</i>	<i>He</i>	<i>Ho</i>	<i>Na</i> Total	<i>He</i> Promedio	<i>Ho</i> promedio
Domesticadas							
SE	15	44	0.823 (0.041)	0.100 (0.082)	59	0.823 (0.009)	0.169 (0.060)
GPLK	15	45 (1)	0.831 (0.052)	0.206 (0.088)			
CPRE	15	44	0.814 (0.052)	0.200 (0.059)			
Naturalizadas							
CGSM1	42	50	0.817 (0.046)	0.065 (0.057)	98	0.812 (0.028)	0.149 (0.188)
CGSM2	38	44	0.800 (0.045)	0.070 (0.036)			
CGSM3	16	31	0.790 (0.059)	0.052 (0.025)		0.803** (0.013)	0.083** (0.025)
CC	35	53	0.819 (0.088)	0.100 (0.069)			
CGL	50	52	0.807 (0.041)	0.070 (0.043)			
EG	51	52	0.804 (0.072)	0.105 (0.055)			
CT	37	52	0.782 (0.064)	0.119 (0.033)			
AP	24	60 (23)	0.873 (0.028)	0.612 (0.174)			

(**) Estos valores fueron estimados sin tener en cuenta a la población AP.

CGSM1 y CGSM2 en la ecorregión, probablemente indica el mismo origen de los individuos que las colonizaron. Aunque en este estudio se desconozca el origen más reciente de los individuos de estas dos localidades, para esclarecerlo es conveniente que en otros estudios se involucren localidades más cercanas a la ecorregión; por ejemplo, las ciénagas

del sur del departamento del Magdalena, ya que fueron incluidas en los programas de poblamientos por parte del desaparecido Instituto Nacional de Pesca y Acuicultura (INPA) y quizás tengan mucho que ver en el inicio de la colonización.

Para el caso de las poblaciones de la cuenca del río Sinú (CGL y CC), presentaron diferencias con los centros piscícolas, excepto CC quien se relacionó con CPRE. Las dos localidades naturales presentaron diferencias genéticas entre sí ($F_{st} = 0.0531$; $p < 0.001$). Esta diferencia podría explicarse por varias razones que afectaron la estructura genética dentro de cada localidad: (i) aunque en la década de los años 80 se observó por primera vez a la tilapia *O. niloticus* en la cuenca del río Sinú (Burgos, 2001), el origen de los individuos que fundaron cada ciénaga es el mismo, ya que para esa época sólo se contaba con la primera cepa introducida de 1979. Sin embargo, el proceso de colonización pudo darse en tiempos diferentes y de diferentes maneras; (ii) el río Sinú ha servido como barrera geográfica y quizás ha evitado un flujo genético (Nem) entre estas dos ciénagas; (iii) posiblemente ha habido eventos de repoblamiento en algunas de las dos ciénagas, influyendo en la estructura genética de cada una; (iv) la historia de vida de las poblaciones en las dos ciénagas es distinta y adicionalmente eventos como deriva genética y de cuello de botella también han sucedido, pero quizás de modo diferente en cada una.

Las poblaciones naturalizadas del departamento de Atlántico (EG y CT) presentaron una estrecha relación genética entre ellas ($F_{st} = 0.0256$; $p > 0.05$) y con CPRE ($F_{st} < 0.02$; $p > 0.05$; Figura 10-37). Esto se debe a la cercanía de estas dos localidades con CPRE y además refleja los múltiples programas de repoblamiento en ambas localidades que fueron asistidos desde este centro y con alevines de las dos cepas existentes. Se observa que EG es la localidad más relacionada con CPRE, donde precisamente está ubicado este último.

El análisis de asignación permitió identificar tres linajes (A, B y C) entre todas las localidades (Figura 38). Del total de individuos analizados (338 individuos), el linaje B agrupó el mayor número de individuos con el 47%, seguido por el C con el 32% y por último, el A con el 21%. Esto indica que la mayoría de los individuos colectados en las diferentes localidades tienen una identidad que hace que se agrupen independientemente del punto geográfico de donde fueron colectados. Por lo tanto, los individuos que se están diferenciando en los tres grupos representan las líneas genéticas existentes en la población de *O. niloticus* en el norte de Colombia.

Se observa que las agrupaciones generadas constituyen una mezcla de individuos pertenecientes a todas las poblaciones analizadas (Figura 10-39), indicando además una mezcla genética generalizada en toda la gran población y podría explicar el bajo nivel de subestructuración encontrado. De otro lado, en la figura 10-39 se observa la distribución de los individuos de cada linaje en cada una de las poblaciones estudiadas. Es claro que la

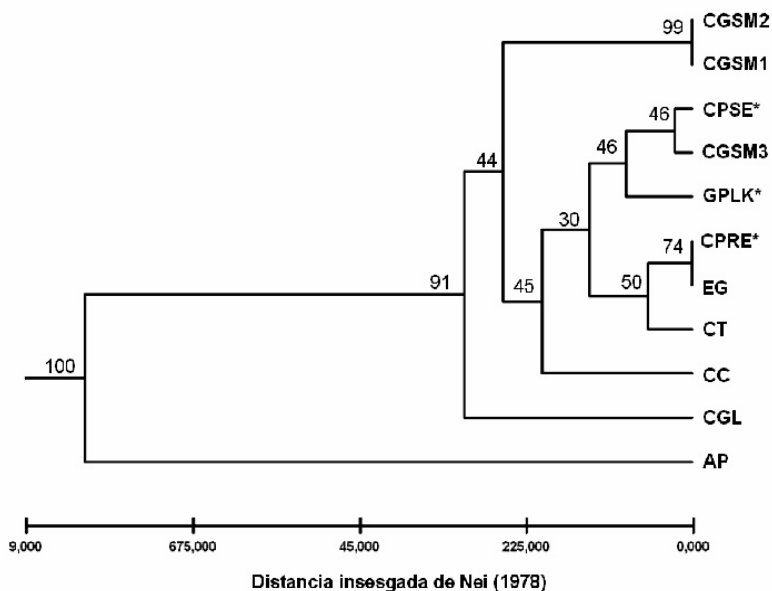


Figura 10-37. Relaciones genéticas entre las poblaciones naturalizadas y domesticadas de *O. niloticus* en el norte de Colombia, basadas en la distancia genética insesgada de Nei (Nei, 1987). El método de agrupamiento usado fue el UPGMA. Las poblaciones con asterisco son las domesticadas. El valor en los nodos indica los porcentajes de los 'bootstrap' estimados de 1000 réplicas.

mayoría de las localidades tienen miembros de cada uno de los linajes, excepto las de CGSM2 y CGSM3, siendo B el que más sobresale en todas las poblaciones; mientras que A es poco común y tiene mayor participación en AP, con cerca del 90% de los individuos analizados. Aunque esto podría explicar que esta localidad contiene un linaje distinto genéticamente a los dos introducidos oficialmente por el estado, los tres centros piscícolas tienen individuos con características genéticas de ese linaje. Lo que podría indicar que ese linaje adicional introducido comparte además un origen ancestral con los otros dos (B y C).

En Colombia, durante las décadas de los años 80 y 90 fue común observar decomisos de muchas especies exóticas introducidas sin conocimiento de las autoridades respectivas. El negocio de la tilapia también fue atractivo para ciertas organizaciones irregulares y quizás los individuos de AP sea el producto de sus acciones. Todas las características genéticas determinadas en esta investigación apuntan a que AP representa un linaje introducido sin autorización de las instituciones encargadas del desarrollo piscícola en el país.

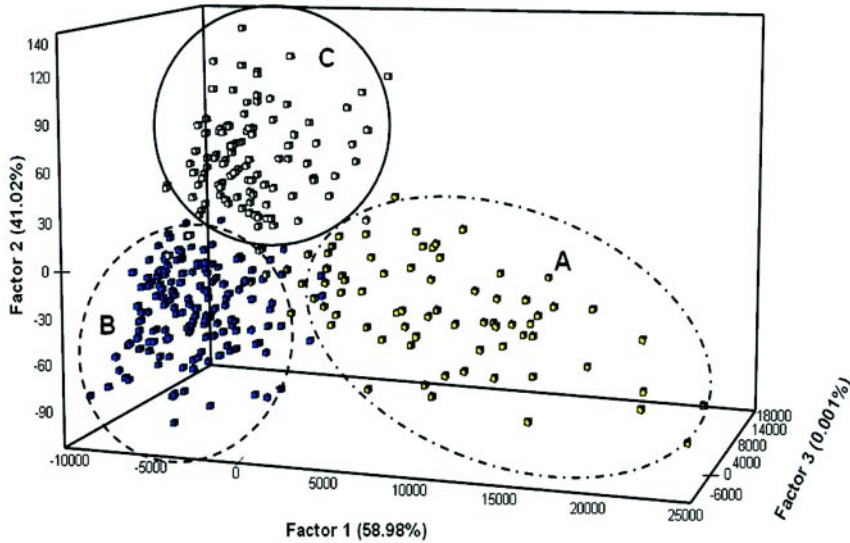


Figura 10-38. Análisis de correspondencias factoriales para la población de *O. niloticus* discriminada en tres linajes mediante el programa PartitionML. Las letras indican los tres linajes identificados.

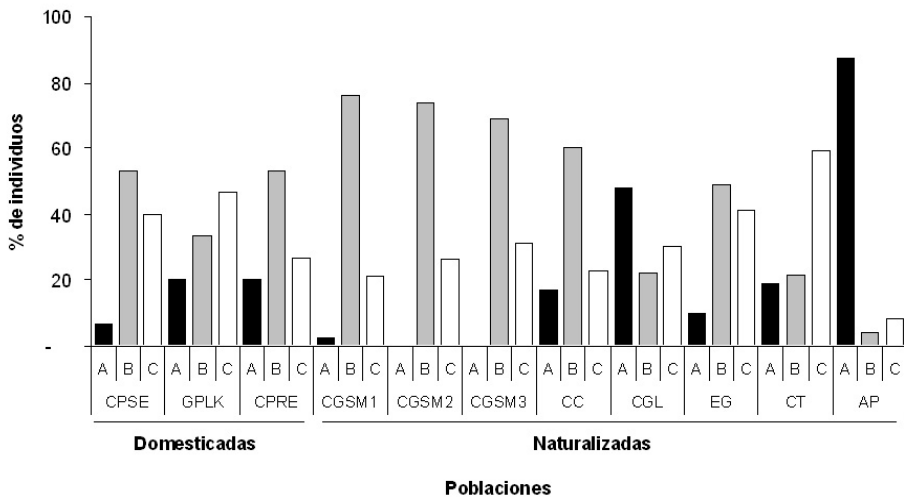


Figura 10-39. Proporción de individuos de cada uno de los linajes identificados (A, B y C) distribuidos en las diferentes localidades muestreadas.

En conclusión, este trabajo sugiere que la Tilapia *O. niloticus* en el norte de Colombia, aunque presenta una variación genética baja, morfométricamente muestra variación ecológica. Puede adaptarse a cualquier tipo de hábitat, demostrando capacidades para colonizar ambientes estuarinos, dulceacuícolas y alcalinos. Así mismo, este trabajo sugiere que para fines de un desarrollo acuícola en el país, los bajos niveles de variación genética de las cepas de *O. niloticus* manejadas en los centros no son óptimas para un programa de extensión. Se recomienda la renovación de parentales con nuevas cepas. Para esto, es importante que se incorpore toda la reglamentación existente para su importación y se desarrollen planes de manejo ambiental para esas nuevas cepas y evitar redoblamientos con éstas.

10.5.2. La pesca de Tilapia *O. niloticus* en la Ciénaga Grande de Santa Marta.

Un recurso pesquero que ha tenido singular importancia en años recientes para la pesquería de la Ciénaga Grande de Santa Marta y Complejo de Pajarales (CGSM-CP), ha sido la Mojarra lora (*Oreochromis niloticus*).

El origen y la primera introducción de tilapias en el sistema CGSM-CP no están bien documentados, ya que antes de los años 90, no hay registro de planes de repoblación con esta especie en este ambiente lagunar. La tilapia nilótica, que ya estaba introducida en el Río Magdalena desde fines de los años 70, entró en escena en CGSM-CP recientemente, coincidiendo con los ensayos de reapertura del caño Clarín en 1995, aunque sin ser muy abundante. Cuando la reapertura del Caño Clarín introdujo gran cantidad de agua dulce del Río Magdalena a este sistema, que venía aquejado de un persistente aumento de salinidad en los años anteriores, las tilapias invadieron y se establecieron principalmente en el sistema lagunar del Complejo de Pajarales a partir de 1996. Sin embargo, la mayor salinidad en la CGSM, no facilitó su establecimiento inmediato en este cuerpo de agua.

Aunque no hubo monitoreo pesquero en CGSM-CP durante 1997, 1998 y parte de 1999, se presume que la población de esta especie debió crecer rápidamente, como para convertirse en el primer recurso pesquero de esta pesquería en 1999-2000 (Figura 10-40) con valores de captura promedio de 488 ton mes⁻¹. Inicialmente fue tomada como un signo de recuperación ambiental del sistema, dada su abundancia y los beneficios resultantes para muchos pescadores locales. Sin embargo, cuando la salinidad promedio subió por encima de 10 en el sistema CP en junio-julio de 2000, ocurrió un brote de furunculosis severo que sólo afectó a la población de tilapias en CGSM-CP. Después de agosto de 2000, cuando la salinidad media descendió de 10 en CP, las tilapias adultas afectadas por el brote epizootico se recuperaron, pero no así los juveniles, que seguramente sufrieron un incremento inusitado en su mortalidad natural, que no fue posible estimar por métodos convencionales.

Fue aparente la vinculación entre la reducción en la salinidad promedio en el sistema y la abundancia del recurso tilapia; sin embargo, al detectarse la relación entre la salinidad media y el valor del Índice de Oscilación Sur (IOS), pudo también determinarse la asociación entre la abundancia de la tilapia y el fenómeno de El Niño, caracterizado por el IOS. De esta manera, en la figura 10-40, se muestra la correspondencia anterior, al resumir la evolución del recurso tilapia en el sistema CGSM-CP en los años recientes. Cuando la salinidad estuvo con valores por encima de 10, coincidentes con los valores negativos del IOS (años de El Niño), como 1995, la captura de tilapia fue muy baja, con valores anuales <5 toneladas. Pero cuando en 1999-2000, los valores medios anuales del IOS fueron positivos (años La Niña), la salinidad media descendió considerablemente (0.8-5.0), y así mismo aumentó la captura de tilapia (2381 ton y 5427 ton respectivamente), sobre todo en el Complejo de Pajarales, que es mayormente afectado por el agua del Río Magdalena, que penetró también por los canales ya reabiertos en 1996 y 1998.

Pero ya en 2001, un año ENOS neutro (IOS=0), la salinidad en CGSM-CP aumentó por encima de 10 y concomitantemente las capturas de tilapia descendieron en CGSM-CP a 1088 ton año⁻¹. Luego, en 2002 y en 2003, años caracterizados por eventos El Niño de intensidad moderada, los valores medios de salinidad en el sistema subieron a 22.3 y 19.6, respectivamente. Estas condiciones llevaron a capturas muy bajas de tilapia <500 ton año⁻¹ (Figura 10-40).

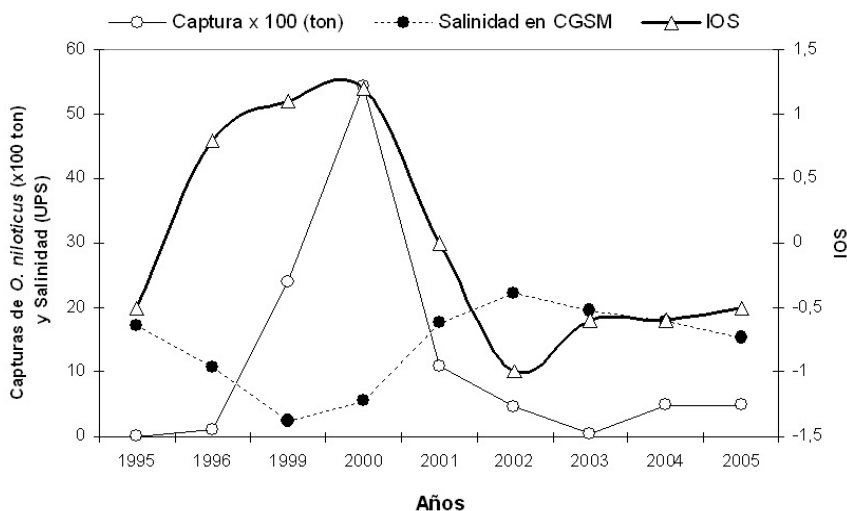


Figura 10-40. Variación interanual del IOS, de la salinidad media y la captura de Mojarra lora en CGSM-CP de 1995-2005.

Lo anterior nos permite afirmar que la abundancia en las capturas de tilapia en el sistema CGSM-CP, depende inversamente de su salinidad ($r = -0.71$) y directamente de los valores del IOS ($r = 0.7$) indicativos del fenómeno ENOS. Esta dependencia de la salinidad del agua no es sólo porque los peces sean dulceacuícolas, sino porque su alimento es principalmente el plancton de agua dulce. Consecuentemente, cabe esperar que cuando las condiciones climático-hidrológicas vuelvan a ser propicias en el sistema (eventos La Niña), este recurso también volverá a tener la destacada importancia que tuvo en 1999-2000. Sin embargo, cuando se presenten condiciones de El Niño, la figuración de esta especie en la pesquería de CGSM-CP, volverá a reducirse al mínimo, dependiendo de la intensidad que revista el evento climático. Más allá de la descripción de lo observado en esta pesquería, la importancia del monitoreo y análisis de este recurso en el sistema CGSM-CP, reside en demostrar cómo su abundancia está estrechamente vinculada con el clima, y aun más, con la variabilidad climática que ocurre a mucha distancia del sitio en que se pesca. Más allá de las expectativas de rendimiento derivadas de algún modelo matemático clásico.

10.6. Acuicultura marina y estuarina en Colombia

10.6.1. Producción acuícola

La maricultura colombiana, que inició desde la década de los 1980, está representada principalmente por el cultivo de camarón, siendo *Litopenaeus vannamei* la principal especie de producción. Desde entonces, el cultivo de camarón se ha convertido en uno de los sectores productivos que le da un aporte significativo al PIB. El nivel de la producción de camarón de cultivo representa el segundo reglón en importancia dentro de la acuicultura nacional, superado por el volumen de la producción del sector piscícola. No obstante, a diferencia de este último sector, la cadena de camarón de cultivo se encuentra bastante integrada en todos sus eslabones tanto de manera horizontal, como vertical¹. El cultivo de camarón se presenta como una fuente alternativa de oferta de proteína animal, ingresos y empleo rural, generación de divisas, y de desarrollo de regiones atrasadas cuyos terrenos son poco aptos para otras actividades agropecuarias.

Durante el 2005, la producción de camarón de cultivo fue de 19020 ton en 3207 hectáreas de espejo de agua productivas (Tabla 10-4), superando la producción de 2003 y 2004 con 16400 y 18040 ton, respectivamente. Analizando la producción por costa, la Atlántica participa con el 95% y la Costa Pacífica con el 5% en producción, y este crecimiento sigue siendo muy significativo, si se considera que la cadena productiva ha sufrido, especialmen-

¹ Documento de trabajo No. 99, Observatorio Agrocadenas Colombia, Ministerio de Agricultura y Desarrollo Rural.

te en el Pacífico, una profunda crisis productiva debido a enfermedades virales que surgieron desde 1996 y que se han mantenido hasta la fecha, conocidas como el “Síndrome del Taura” y la “Mancha blanca”.

El departamento de Sucre sigue siendo el más productivo, seguido por el de Bolívar y sólo el departamento de Nariño se mantiene con una leve participación en las costas del Pacífico (Tabla 10-4).

Tabla 10-4. Producción de camarón (Pencidos) de cultivo en las costas Caribe y Pacífica de Colombia en 2005. Fuente: Asociación Nacional de Acuicultores de Colombia – ACUANAL.

Costa	Departamento	Área de espejo de agua (ha)	Producción (ton)
Caribe	Atlántico	206	538
	Bolívar	878	4881
	Córdoba	369	1.042
	Sucre	1373	11950
	Guajira	72	290
<i>Subtotal</i>		<i>2898</i>	<i>18071</i>
Pacífico	Nariño	308	319
<i>Subtotal</i>		<i>308</i>	<i>319</i>
Total		3207	19020

10.6.2. Desarrollo de un policultivo piloto de macroalgas-bivalvos como una alternativa productiva para las comunidades costeras del departamento de La Guajira, Caribe colombiano

Con este proyecto, el INVEMAR en asocio con CORPOGUAJIRA, buscan establecer un policultivo piloto de macroalgas-bivalvos en ambiente natural, que permita la diversificación de los sistemas productivos acuícolas y el desarrollo de las comunidades costeras del departamento de La Guajira, Caribe colombiano. El policultivo de algas rojas (Rhodophyta) de la familia Gracilariaceae y de bivalvos *Nodipecten nodosus*, *Argopecten nucleus*, *Euvola ziczac*, *Pinctada imbricata* y *Pteria colymbus*; incluye la transferencia tecnológica del policultivo a una comunidad de pescadores en la Guajira, con el fin de lograr la apropiación de las diferentes etapas que involucra el proceso, para contribuir con el desarrollo socioeconómico y el mejoramiento de las condiciones de vida de la comunidad involucrada en el proceso, a través de planes de educación y aplicación de la tecnología de policultivo de macroalgas y bivalvos como una alternativa de producción limpia, donde sea activa la participación de

la comunidad, contando con un acompañamiento y seguimiento permanente e integrándolo a las actividades tradicionales de subsistencia de las comunidades locales y que sirva como una alternativa económica de importancia regional.

Desde noviembre de 2004 se están adelantando diferentes actividades para cumplir con los objetivos planteados en el proyecto. Hasta la fecha se ha realizado: 1) reconocimiento del área de estudio, 2) selección de la comunidad receptora, líderes y auxiliares de campo 3) socialización del proyecto, 4) talleres, 5) encuestas, 6) transferencia tecnológica, 7) instalación de la estación de policultivo, 8) actividades participativas 9) revisión bibliográfica y creación de bases de datos y 10) establecimiento de contactos. Estas actividades buscan determinar las necesidades, falencias, dificultades y perspectivas en el proceso del proyecto, con el objeto de asegurar el buen desempeño del mismo, implementar una actividad económica alternativa para las comunidades de pescadores del sector, y generar estudios de línea base para la investigación, desarrollo, legislación y transferencia tecnológica de cultivos marinos en Colombia.

En la Bahía de Portete, localizada en la alta Guajira, se instaló el cultivo suspendido: El montaje se realizó en el sector de Puerto Warreo (12°12'49" N y 71°58'34" W) a una profundidad de 13 m. El sistema consta de una línea principal (línea madre) anclada al fondo en los extremos con dos bloques de cemento de 120 Kg. cada uno, suspendida a tres metros de profundidad mediante boyas superficiales y sumergidas.

Durante el mes de abril se realizaron encuestas a la comunidad Wayuu asentada en el sector de Media Luna, Bahía Portete con el fin de conocer su estructura socio-económica. Además, se han realizado visitas continuas a la zona con el fin de registrar las prácticas cotidianas de la comunidad e indagar sobre sus aspectos culturales y sociales para obtener un diagnóstico preliminar de los intereses y necesidades de la gente, en relación con el territorio en el cual se encuentran asentados.

La transferencia tecnológica se ha venido desarrollando a través de talleres teóricos y prácticos, con apoyo logístico de la móvil de educación ambiental de CORPOGUAJIRA y su grupo de trabajo. Se realizaron capacitaciones dirigidas con colaboración del personal de ASOPLAM.

En las exploraciones realizadas se encontraron praderas de las siguientes algas de interés: *Gracilaria cervicornis*, *Gracilaria caudata*, *Gracilaria mammillaris*, *Gracilaria domingensis*, *Hydropuntia* cf. *cornea* e *Hypnea musciformis*, observadas en profundidades de uno a dos m en la zona submareal del Early Coal y Puerto Warreo, sector noroccidental de Bahía Portete. El alga con mayor abundancia a partir de las observaciones fue *Gracilaria cervicornis*, seguida de *Hypnea musciformis* e *Hydropuntia* cf. *cornea*. Esta es una de las tareas básicas para actividades

de cultivo y de la cual depende el éxito del mismo dentro del proceso de selección del área, por lo que la presencia de estas macroalgas es índice de su potencial para dicha actividad. Sin embargo, es necesario realizar estudios tendientes a conocer la composición, distribución y abundancia de la comunidad de macroalgas a lo largo del año allí mismo y en otros lugares potenciales para su cultivo como Bahía Honda, Bahía Hondita y el Cabo de la Vela, con el fin de asegurar el material base para las actividades de cultivo y hacer un uso sostenible de estas praderas naturales.

Para el cultivo de bivalvos se instalaron seis líneas madres de 60 m de longitud cada una, sumergidas a tres m de profundidad, dispuestas aproximadamente 15 m una de la otra, ancladas a 13 m de profundidad en fondo areno-fangoso. Se realizó la postura de 550 colectores artificiales.

Para el análisis socio-económico se realizaron 105 entrevistas a los jefes de familia, se hizo referencia a 596 personas integrantes de los diferentes grupos familiares, pertenecientes a nueve rancherías que componen el sector de Media Luna y en total conforman una población que sobrepasa los 1000 habitantes. De la comunidad entrevistada, el estado civil con mayor porcentaje fue soltero (36.5%), seguido de casado (31 %) y unión libre (29.8%). El 50% de la población es analfabeta, el 34.6% tiene educación básica primaria, 5.7% secundaria, y el porcentaje restante están en programas de alfabetización para adultos.

La ocupación dominante de los jefes de familia es la pesca, con un porcentaje de 78.8, esta actividad es realizada con chinchorro, trasmallo, palangre, arpón, línea de mano y gancho. Otras actividades que realizan son la comercialización de la pesca (6.7%) y otras ocupaciones como mecánicos, conductores, oficios caseros o domésticos, obreros, artesanos, albañiles y vigilantes, ocupando el 14.5% del total. De la actividad pesquera, el 41.4% la utiliza para consumo directo y el 58.6% lo venden a restaurantes, comercializadoras o intermediarios. Las actividades de trabajo las realizan durante 25 días del mes, con jornadas diarias de 5 a 16 horas e ingresos mensuales entre 100.000 y 600.000 pesos. Los grupos familiares están compuestos en promedio por seis personas, donde el 75% dependen de los jefes de familia. El 42% de los entrevistados tienen entre uno y cinco hijos, el 37% no tienen hijos y el 21% restante tienen de 6 a 15 hijos.

En cuanto a la transferencia tecnológica inicialmente se contempló realizar un taller por cada tema para toda la comunidad, pero de acuerdo a la distribución de esta en el área, se decidió hacer cada taller tanto en el sector de Malla Norte como en el de Malla Sur. Hasta la fecha se han ejecutado dos talleres, 1. Presentación del proyecto y 2. Biología y ecología de las especies a cultivar, y tres capacitaciones: 1. Etapas del cultivo de bivalvos, dirigida a los auxiliares del policultivo en la estación piloto de cultivo de bivalvos, en Playa del Muer-

to (Neguanje). 2. Elaboración de colectores artificiales para el cultivo de bivalvo, dirigida a la comunidad de Malla Norte y Malla Sur, Uribia. 3. Etapas del cultivo de bivalvos dirigido a los auxiliares policultivo en Bahía Portete.

10.6.3. Cultivo experimental de larvas y postlarvas de pectínidos del Caribe colombiano

Argopecten nucleus y *Nodipecten nodosus* son dos especies de pectínidos consideradas de potencial económico y comercial; su cultivo se comenzó a impulsar dentro de las comunidades costeras desde 1999, no obstante, la baja disponibilidad de semilla de estas especies en el medio natural ha representado una importante barrera para la difusión y el fomento del cultivo de pectínidos como una actividad de producción limpia. Frente a esta situación, en el 2003 la Universidad del Magdalena con la cofinanciación de COLCIENCIAS, acometió la tarea de desarrollar la tecnología para producir semilla de estas especies en laboratorio. En este proyecto se determinaron las condiciones óptimas de temperatura, cantidad y calidad de alimento para el mantenimiento de reproductores en laboratorio, y las técnicas mas apropiadas para la maduración, inducción al desove y fertilización. Aunque se logró el cultivo de larvas y postlarvas, su mortalidad fue muy alta, por lo tanto se hacen necesarios experimentos adicionales que permitan identificar la tecnología para el cultivo larval y postlarval de los pectínidos. Considerando esto, se comparará el crecimiento y supervivencia de larvas y postlarvas de pectínidos bajo diferentes condiciones de alimentación (calidad, cantidad y dosificación) y temperatura del agua. El conocimiento obtenido será transferido a las comunidades científica, académica y técnica relacionadas con la maricultura en Colombia, mediante un curso y dos publicaciones.

10.6.4. Proceso del cultivo de bivalvos en el norte del Caribe colombiano

El INVEMAR viene desarrollando actividades tendientes al avance sobre el tema del cultivo de bivalvos en el país, coordinando el mantenimiento de la estación de cultivo experimental de bivalvos en Bahía Neguanje, departamento del Magdalena y consolidando la propuesta para la producción de semilla de bivalvos en laboratorio, con miras al escalamiento comercial del cultivo de estos organismos.

Las actividades en la estación de cultivo experimental de bivalvos ubicada en Bahía Neguanje, fueron realizadas entre abril y diciembre; en este tiempo se continuó con la postura de colectores para abastecer de semilla a la estación, el levante de juveniles y el engorde de animales y asegurar una cantidad apreciable de reproductores que permita su disponibilidad en futuras investigaciones. En la primera etapa se utilizaron colectores artificiales que permanecieron en el agua por diez semanas. Para la segunda etapa se utilizaron redes perleras donde permanecieron los animales por dos meses. En la etapa de engorde

se usaron redes linternas por un tiempo de siete meses. La densidad de cultivo a la que fueron dispuestos los animales en las etapas de levante y engorde fue del 30% de cobertura por arte. A medida que los animales aumentaban en tamaño se realizaba un desdoble para mantener una cobertura constante. Mensualmente se realizó una limpieza de las artes y de los animales, con el fin de controlar la aparición de depredadores.

Actualmente, la estación experimental del cultivo de bivalvos en Bahía Neguanje dispone de un apreciable número de individuos de las especies *Nodipecten nodosus* y *Argopecten nucleus*. En julio se registraron 2.072 individuos de la primera y 694 de la segunda, los cuales se encuentran distribuidos en 25 redes linternas. Estos individuos hacen parte de ciclos anteriores, que terminaron su tiempo de monitoreo a principio y final del 2004 y de otros que se iniciaron a principio del 2005 y que no han sido cosechados con el propósito de disponer de individuos maduros para futuras investigaciones.

10.6.5. Optimización de la técnica para la producción de semilla de ostra del mangle *Crassostrea rhizophorae*

La ostra de mangle *Crassostrea rhizophorae* por mucho tiempo fue uno de los recursos pesqueros más importantes en la Ciénaga Grande de Santa Marta (CGSM). Desde 1987 la producción de estos bancos empezó a decrecer y a luego de 1991, la producción de ostras en la CGSM dejó de figurar entre los recursos pesqueros de la zona. Entre los años 2000 y 2003, la Universidad del Magdalena en convenio con COLCIENCIAS, realizó experimentos preliminares en la reproducción artificial de la ostra de mangle con miras a repoblar la CGSM. Como resultado de ese proyecto se estableció un protocolo que permite la obtención de semilla de ostra del mangle. No obstante, los indicadores de éxito en la reproducción y levante larval (porcentajes de individuos desovados, supervivencia, crecimiento larval, número de cohortes y juveniles obtenidos al año) fueron bajos. En una segunda fase se pretende elevar estos indicadores mediante la prueba de diferentes protocolos de inducción al desove, temperatura y salinidad de cultivo larval. El proyecto se planea para un tiempo de doce (12) meses, tras lo cual se espera continuar con la producción y el traslado de semillas a la CGSM mediante cofinanciación externa, contribuir con la formación de estudiantes en el área de maricultura y llevar a cabo la publicación de un artículo científico.

10.7. Bioprospección Marina

Con respecto al informe 2004 (INVEMAR, 2005), durante el 2005 se desarrollaron las siguientes actividades y proyectos de investigación, que aportan al desarrollo de la línea investigativa de bioprospección marina en Colombia:

10.7.1. Proyecto piloto de prospección de bioactividad en organismos marinos colombianos

A continuación se describen los resultados obtenidos durante el desarrollo del “Proyecto piloto de prospección de bioactividad en organismos marinos colombianos”, desarrollado por el INVEMAR en asocio con la Universidad Nacional de Colombia y financiado por COLCIENCIAS, Código 2105-09-12456.

El ensayo antimicrobiano respalda la búsqueda de sustancias de importancia contra microorganismos patógenos humanos, más aún cuándo se ha identificado multiresistencia a diferentes antibióticos por cepas bacterianas cuyo tratamiento requiere de sustancias novedosas para formular terapias antimicrobianas efectivas. Este bioensayo consistió en evaluar el poder de inhibición de crecimiento que poseen los extractos sobre microorganismos patógenos humanos. Se encontró que *Halichondria* sp., *Petromica cyocalyptoides* y *Xestospongia proxima* inhibieron el crecimiento de bacterias Gram positivas y del hongo *Candida albicans*; mientras que *Dragmacidon reticulata* solamente presentó actividad antifúngica. Las esponjas *Myrmekioderma gyroderma*, *Myrmekioderma rea*, *Biemna cribaria*, *Cinachyrella kuekentali*, *Iotrochota imminuta*, *Oceanapia peltata*, *Polymastia tenax*, *Desmapsamma anchorata*, *Spirastrella coccinea*, *Cribrochalina infundibulum*, *Oceanapia bartschi* no presentaron actividad antibacteriana ni antifúngica en el presente estudio.

El ensayo de citotoxicidad y antimitosicidad es una aproximación en la búsqueda de sustancias con potencial anticancerígeno y antitumoral, dado su efecto sobre la división celular. Desde el punto de vista ecológico, también respalda de manera indirecta la búsqueda de sustancias que inhiben la epibiosis, previniendo potencialmente la división celular de las larvas recién asentadas en la superficie de una esponja. En el ensayo citotóxico-antimitótico, *S. coccinea*, *M. rea*, *I. imminuta*, *Halichondria* sp., *P. cyocalyptoides*, *C. kuekentali*, *B. cribaria*, *X. proxima*, *O. peltata*, *O. bartschi*, *P. tenax* y *D. reticulata* mostraron una alta actividad citotóxica-antimitótica (Inhibición sobre división celular mayor al 95%), siendo el efecto más frecuente la inhibición del clivaje celular en el primer estadio celular.

Los extractos orgánicos crudos de las esponjas marinas responden diferencialmente a la posibilidad del asentamiento de diversos epibiontes, pueden favorecerlo, disminuirlo o simplemente puede no afectarlo. Ocho tuvieron actividad antiepibiotica contra diversos organismos: *C. infundibulum*, *B. cribaria*, *S. coccinea*, *O. peltata*, *D. reticulata*, *M. gyroderma*, *I. imminuta* y *X. proxima*.

El ensayo de disuasión de la alimentación tiene un significado ecológico importante, por cuanto revela si la esponja tiene sustancias capaces de disuadir a un depredador generalista, con independencia de lo que éste haya aprendido en su vida libre respecto de la forma, el color y el olor de la esponja. Únicamente *D. reticulata*, *P. cyocalyptoides*, *X. proxima*, *M.*

gyroderma y *B. cribaria*, fueron disuasoras positivas de la alimentación del pez arrecifal generalista *Stegastes partitus*. Los demás extractos no tuvieron una respuesta antidepredatoria.

El ensayo de toxicidad en coral tiene implicaciones ecológicas importantes en la competencia por espacio en el arrecife, a nivel de defensa contra posibles depredadores e inhibición de epibiosis. De las 15 especies de esponjas marinas estudiadas cinco (*M. rea*, *X. proxima*, *D. anchorata*, *D. reticulata* e *I. Imminuta*) fueron medianamente tóxicas, es decir, causaron la contracción permanente de aproximadamente la mitad de los pólipos de coral y cinco (*C. kuekenthali*, *P. ciocalypoides*, *Halichondria* sp., *O. peltata* y *S. coccinea*) fueron altamente tóxicas para los corales, ya que causaron su muerte, o la de la mayoría de sus pólipos.

Con estos ensayos se obtuvo información relevante sobre la bioactividad de los extractos crudos (metanol:diclorometano) aislados de algunas esponjas marinas del Caribe colombiano, base del progreso en futuras investigaciones químicas, biológicas y clínicas (o farmacológicas) que contribuirán al desarrollo biotecnológico en Colombia. De acuerdo al Plan Nacional de Bioprospección en organismos marinos, el conocimiento que aquí se genere permitirá avanzar a la investigación aplicada y así cumplir con los requerimientos mundiales en el tema de bioprospección.

En resumen, en este estudio se presentan cuatro posibles nuevas fuentes de sustancias antimicrobianas a partir de las esponjas marinas *Halichondria* sp., *X. proxima* y *P. ciocalypoides* colectadas en el Caribe colombiano y el primer reporte de actividad antimicrobiana sobre cepas de *S. aureus*, *St. faecalis* y *C. albicans* de los extractos orgánicos crudos obtenidos de *Halichondria* sp., *D. reticulata*, *X. proxima* y *P. ciocalypoides*. La especie más interesante es *X. proxima*, por presentar los niveles más altos de actividad en los microorganismos evaluados.

Desde la perspectiva que representa para la salud humana la actividad citotóxica-antimitótica de los extractos de las esponjas marinas del Caribe colombiano, se generan expectativas respecto al descubrimiento de nuevas fuentes alternativas para la obtención de sustancias con potencial anticancerígeno, por lo tanto se recomienda pasar a la fase de pruebas de bioactividad sobre líneas de células tumorales. En este ensayo se encontró que el 80% de estos extractos resultaron ser fuertemente activos y el 13% moderadamente activos en esta actividad.

X. proxima es una excelente candidata para continuar con el proceso bioprospectivo, ya que fue la única especie que produjo resultados positivos en las siete pruebas realizadas. De acuerdo con estos resultados, es fundamental avanzar a la segunda fase de investigación, que consiste en separar las fracciones de los extractos para posteriormente detectar la sustancia que esta generando la actividad, y así continuar con el proceso de

bioprospección. Dentro de este proyecto se desarrollaron dos tesis de pregrado, contribuyendo con la formación de jóvenes profesionales.

10.7.2. Selección y aplicación de bacterias marinas con capacidad degradadora de Compuestos Orgánicos Persistentes (COP) en el Pacífico y Caribe colombiano

La presencia de contaminantes orgánicos persistentes (COP) tales como plaguicidas e hidrocarburos en la parte terrestre y marina de Colombia, es resultado de las actividades agrícolas, industriales y marítimas, lo cual genera sustanciales pérdidas económicas y un impacto negativo en el ambiente. Esta situación ha conllevado a generar investigaciones que permitan conocer el comportamiento de dichos contaminantes, con el propósito de adoptar medidas pertinentes para evaluar la magnitud del impacto sobre el ambiente, y en consecuencia eliminar o mitigar el efecto de los contaminantes. Una alternativa para tal fin es el uso de procesos de biorremediación, mediante la aplicación de bacterias nativas con capacidad de degradar los COP.

En Colombia se han realizado investigaciones en el campo de la biodegradación y biorremediación, pero han sido escasas en el área marina. Por esto el INVEMAR, con apoyo financiero de COLCIENCIAS, en el marco del proyecto “Selección y Aplicación de Bacterias Marinas con Capacidad Degradadora de Compuestos Orgánicos Persistentes (COP) en el Pacífico y Caribe Colombiano”, llevó a cabo la recolección de cepas bacterianas nativas de ambientes marinos y estuarinos de Colombia, con capacidad degradadora de COP para formar la primera colección (58 cepas) registrada en el Museo de Historia Natural Marina de Colombia (MHNMC) (Registro N°. 082 IAvH), la cual representa un gran potencial que permitirá formular en un futuro, pooles microbianos con el fin de ser usados en biorremediación. Este proyecto contó con la colaboración y asesoría del CEBIMAR de Cuba y el CIMIC de la Universidad de los Andes.

Se logró el aislamiento e identificación de 136 morfotipos nativos obtenidos de los sedimentos del Caribe y Pacífico colombiano. Estas cepas se sometieron a ensayos de presión selectiva a diferentes concentraciones de COP, donde se seleccionaron 22 cepas del Caribe y 9 del Pacífico capaces de tolerar DDT y Aldrin en un rango entre 1.600 ng L⁻¹ a 2.000 ng L⁻¹. Así mismo, para los hidrocarburos se escogieron 9 cepas tanto del Caribe como del Pacífico, capaces de tolerar ACPM en un rango del 1-8% v/v.

Basados en las capacidades individuales de estas cepas se conformaron los cultivos mixtos del Caribe y Pacífico colombiano para evaluar sus habilidades de degradación de COP. Los resultados mostraron un porcentaje de degradación del 68.8% con el cultivo mixto proveniente del Caribe, y 68% para el Pacífico en presencia del contaminante DDT (1600 ng L⁻¹) durante un periodo de 60 días. En los ensayos con hidrocarburos, (2% v/v de

ACPM) se alcanzó una degradación del 68.61% de la fracción de los n-alcanos durante 21 días por el cultivo mixto Caribe y del 54.8% para el Pacífico.

Un total de 24 cepas bacterianas provenientes de los cultivos mixtos se identificaron por secuenciación de los genes 16s rDNA amplificados por PCR, donde predominaron los géneros *Bacillus* y *Pseudomonas*. Por otro lado, se evidenció una marcada diversidad microbiana de las comunidades bacterianas aisladas de estas regiones y el reporte de tres morfotipos que anteriormente no se habían cultivado (CCBM132, CCBM133 y CCBM145).

10.7.3. Aislamiento, purificación y caracterización química de las sustancias responsables de la actividad antimicrobiana de los extractos metabólicos de las macroalgas marinas colombianas *Digenia simplex* y *Galaxaura obtusa*

Hace tan solo tres décadas que se han venido realizando estudios de extracción, purificación y pruebas de actividad biológica de productos naturales de origen marino, encontrando mejores resultados que los obtenidos a partir de la flora terrestre tropical, tradicionalmente explorada en el campo de química farmacéutica. Como resultado de estas investigaciones han sido aislados entre 500 y 600 compuestos de algas marinas, muchos de los cuales son biológicamente activos, brindando aplicaciones potenciales para la industria farmacéutica en el campo de la producción y diseño de nuevos medicamentos con propiedades antivirales, antimicrobicas, antihelmínticas, antiinflamatorias, analgésicas y particularmente antitumorales. Estos compuestos han sido identificados, descritos y elucidados estructuralmente a partir de muchas especies de algas verdes, pardas y rojas. Colombia actualmente cuenta con 472 especies de macroalgas marinas identificadas, las cuales son un recurso prácticamente no aprovechado, a pesar de que pueden ser fuente de nuevas moléculas citotóxicas selectivas, con menos efectos colaterales, mayor accesibilidad y posiblemente a un menor costo para el tratamiento del cáncer. Debido a lo anterior, y a la búsqueda de nuevas fuentes quimioterapéuticas para el tratamiento del cáncer, durante el año 2002 el Grupo de Biotecnología Animal de la Universidad Nacional de Colombia, sede Medellín; realizó un screening de actividad antitumoral en seis especies de macroalgas marinas de la costa central de Caribe colombiano: *Amphiroa fragilissima*, *Digenia simplex*, *Canlerpa sertularioides*, *Gelidiella acerosa*, *Sargassum cymosum* y *Galaxaura obtusa*.

Integrantes: Alejandro Martínez Martínez (Responsable); Elkin Galeano Jaramillo; Sandra Ospina G.; Juan Bautista López; María E. Márquez. Alumnos participantes: Pregrado (2); Maestría académica (2); Maestría profesionalizante (1); Doctorado (2). Financiación Universidad de Antioquia-UA, Instituto Colombiano para el desarrollo de la Ciencia y la Tecnología Francisco José de Caldas - COLCIENCIAS, Universidad Nacional de Colombia - Medellín-UNCM.

10.7.4. Búsqueda de Potenciales Reservorios de Sustancias con Actividad Biológica en Esponjas Marinas del Golfo de Urabá

El mar es fuente de una mayor variedad y abundancia de organismos animales, vegetales y microorganismos, en comparación con los hallados en el medio terrestre. Este hecho ha despertado en las décadas recientes, un interés inusitado en diferentes disciplinas como la biología, la química, la medicina, y la industria basada en los recursos naturales. En los últimos 40 años se ha incrementado notablemente el número de investigaciones a nivel mundial, especialmente en lo relacionado con el conocimiento de la biodiversidad en los mares, en la búsqueda de nuevas sustancias que sirvan para el desarrollo de nuevos medicamentos contra enfermedades como el cáncer y el sida, y en la obtención de nuevas materias primas para el consumo humano, bien sea como alimento, como aditivo para preparados farmacéuticos y cosméticos, etc. Actualmente se sabe que muchos de los organismos marinos, particularmente los menos evolucionados como los invertebrados y entre estos las esponjas, los celenterados y los equinodermos, contienen una gran variedad de sustancias que poseen estructuras químicas, propiedades químicas y actividades biológicas con características diferentes a las encontradas en los organismos terrestres, en particular las provenientes de las plantas con algún uso medicinal y/o agroindustrial. Esta abundancia poco explorada frente a lo encontrado en el medio terrestre ha planteado la probabilidad del hallazgo de nuevas sustancias útiles no solo para el desarrollo de nuevos medicamentos contra el cáncer y el sida, sino también contra otras enfermedades como las parasitosis humanas, tan comunes en países tropicales como Colombia, y otras enfermedades como las infecciones por microorganismos que se vuelven resistentes a los antibióticos actualmente disponibles.

Integrantes: Alejandro Martínez Martínez (Responsable); Elkin Galeano Jaramillo; Natalia Bedoya Gallego; Yeni Prado. Alumnos participantes: Pregrado (2); Maestría académica (1). Financiación: Universidad De Antioquia-UA.

10.7.5. Evaluación del potencial efecto antimicrobiano, citotóxico y genotóxico y sobre el ciclo celular de sustancias extraídas de esponjas marinas del Caribe colombiano

En el ambiente marino se encuentran una gran variedad de organismos animales, vegetales y microorganismos que han generado a nivel mundial un número creciente de investigaciones en las áreas química, biológica y alimentaria. En Colombia existen muy pocos estudios enfocados a la valoración química, antimicrobiana, sobre el ciclo celular, efectos citotóxicos y genotóxicos de las sustancias presentes en los recursos marinos, representados en la gran biodiversidad de fauna y flora existentes. Particularmente el Golfo de Urabá en el Mar Caribe, es una zona inexplorada, ya que son pocos los reportes sobre los estudios químicos y de actividad biológica realizados a las poblaciones de organismos que allí

se encuentran. Por esta razón, se hace necesario realizar ensayos con el fin de determinar si existen sustancias con potenciales actividades antimicrobianas y antineoplásicas que puedan ser utilizadas como alternativas de tratamiento de diferentes enfermedades microbianas y neoplasias en humanos y animales.

Integrantes: María Elena Márquez Fernández (Responsable); Juan Bautista López Ortiz; Alejandro Martínez; Olga Inés Montoya Campuzano. Alumnos participantes: Pregrado (1); Maestría académica (1). Financiación: Comité para el Desarrollo de la Investigación (CODI), Universidad de Antioquia - CODI, Universidad Nacional de Colombia Sede Medellín-UNCM.

10.7.6. Evaluación química del gorgonáceo *Pseudopterogorgia elisabethae* de San Andrés y Providencia para la producción de extractos orgánicos ricos en pseudopterosinas, potentes compuestos antiinflamatorios

El proyecto busca determinar la existencia de pseudopterosinas (potentes compuestos antiinflamatorios, ampliamente usados en la industria farmacéutica) en las poblaciones de *Pseudopterogorgia elisabethae* de las islas de San Andrés y Providencia. También se busca evaluar de forma preliminar la ubicación y el tamaño de las poblaciones de esta especie en el área de estudio, con miras a establecer un eventual programa de cultivo para la producción de extractos orgánicos ricos en los compuestos arriba mencionados.

Integrantes: Carmenza Duque Beltran (Responsable); Sven Zea; Oscar Osorno; Mónica Puyana. Alumnos participantes: Pregrado (3).

Financiación: Banco de la República-BDLR, Instituto Colombiano para el desarrollo de la Ciencia y la Tecnología Francisco José de Caldas - COLCIENCIAS, Universidad Nacional De Colombia – Bogotá – UNCB.

10.7.7. Estudio Químico de Organismos Marinos con Potencial Farmacológico, Presentes en el Caribe Cordobés

Se pretende con este proyecto hacer una evaluación de la composición química de organismos marinos presentes en las costas del golfo de Morrosquillo, mediante la elaboración de extractos y posterior fraccionamiento y purificación de los metabolitos secundarios, al igual que la realización de ensayos de actividad biológica para determinar su potencial farmacológico.

Integrantes: Alberto Antonio Angulo Ortiz; Gilmar Santafé Patiño (Responsable); Pedro Ricardo Dueñas; Salim Mattar Velilla. Alumnos participantes: Pregrado (3). Financiación: Universidad de Córdoba.

10.7.8. Respuestas metabólicas de Algas Bentónicas expuestas a Tensores como los Metales Pesados

El propósito fundamental del proyecto es examinar el efecto de algunos factores ambientales sobre la acumulación de metales pesados en dos especies de macroalgas dominantes en un estuario contaminado, (Bahía de Buenaventura) para usarlas como bioindicadores de contaminación por metales en zonas costeras. Dentro de este contexto, el proyecto evaluará los siguientes objetivos experimentales: Evaluar la absorción de metales en dos especies de algas bentónicas dominantes bajo condiciones de enriquecimiento de diferentes metales. Comparar la tasa de bioacumulación de metales pesados por *Bostrychia calliptera*, considerada una especie perenne y *Rhizoclonium riparium*, considerada una especie oportunista, al ser expuestas a diferentes niveles de salinidad, pH e irradiancia.

Integrantes: Enrique Javier Peña Salamanca (Responsable); Martha Lucía Palacios; Jaime Ricardo Cantera; Natalia Ospina Álvarez; Yesid Lozano Duque; Ángela Oviedo Sabogal; Willy Montoya Palomino; Ricardo Benítez Benítez. Alumnos participantes: Pregrado (4); Maestría académica (1); Doctorado (1).

Financiación: Instituto Colombiano para el desarrollo de la Ciencia y la Tecnología Francisco José de Caldas – COLCIENCIAS, Universidad del Valle.

10.8. Literatura citada

- Aldana, 2003 D. (Ed). 2003. El caracol *Strombus gigas*: Conocimiento integral para su manejo sustentable en el Caribe. CYTED. Programa Iberoamericano de Ciencia y Tecnología para el Desarrollo. México. 165 p.
- Burgos, J., 2001. Estudio preliminar de los hábitos alimenticios y madurez sexual en la tilapia *Oreochromis niloticus*, L. 1757 (Pisces: Cichlidae), presente en la parte baja de la cuenca hidrográfica del Río Sinú, Córdoba, Colombia. Corporación Autónoma Regional de los Valles del Sinú y San Jorge – CVS. Montería. 57 p.
- Caddy J. F. y O. Defeo. 2003. Enhancing or restoring the productivity of natural populations of shellfish and other marine invertebrate resources. FAO Fisheries Technical Paper No. 448. Rome, FAO. 159 p.
- CITES, 2003. Convención sobre el comercio internacional de especies amenazadas de fauna y flora silvestres. Examen del comercio significativo de especies del Apéndice II (resolución Conf. 12.8 y Decisión 12.75). Progresos realizados en la aplicación del examen de comercio significativo (fases IV y V). Decimonovena reunión del comité de fauna Ginebra, Suiza. 73 p.
- Díaz J. M., L. M. Barrios, M. H. Cendales, J. Garzón., J. Geister, M. López, G. H. Ospina, F. Parra, J. Pinzón, B. Vargas, F. A. Zapata y S. Zca. 2000. Áreas coralinas de Colombia. INVEMAR, Serie de Publicaciones Especiales No. 5. Santa Marta, Colombia. 176 p.
- Glazer R. y J. Kidney. 2004. Habitat associations of adult Queen Conch (*Strombus gigas* L.) in an unfished Florida keys back reef: applications to essential fish habitat. *Bulletin of Marine Science* 75 (2): 205-224.

- Hernández S. J., A. L. Lagos, P. Victoria y H. Rodríguez. 1997. Captura, rendimiento y algunos aspectos socioeconómicos de la pesquería del caracol pala, *Strombus gigas* Linnaeus, 1758 (Mollusca: Gastropoda: Strombidae), en el archipiélago de San Bernardo (Caribe colombiano). *Boletín Científico del INPA* 5: 143-158.
- INVEMAR, 2003. Informe del estado de los ambientes marinos y costeros en Colombia: año 2002 (Eds). Medellín: Servigráficas, 2003. 292 p. (Serie de publicaciones periódicas; no. 8).
- INVEMAR, 2004. Informe del estado de los ambientes marinos y costeros en Colombia: año 2003 (Eds). Medellín: Servigráficas, 2004. 329 p. (Serie de publicaciones periódicas; no. 8).
- Lee, W.-J. y T.D. Kocher. 1996. Microsatellite DNA markers for genetic mapping in the tilapia, *Oreochromis niloticus*. *J. Fish Biol.* 49: 169-171.
- Legendre, P. 1993. Spatial autocorrelation: trouble or new paradigm? *Ecology* 74: 1659-1673.
- Manjarrés, L. (Ed.). 2004. Estadísticas pesqueras artesanales del Magdalena y La Guajira, con aplicación de herramientas informáticas para su sistematización y procesamiento. UNIMAG-INCODER-INPA-COLCIENCIAS, Santa Marta. 71 p + CD-ROM.
- McKaye, K.R., J.R. Stauffer Jr., E.P. van den Berghe, R. Vivas, L.J. López Pérez, J.K. McCrary, R. Waid, A. Konings, W.J. Lee y T.D. Kocher, 2002. Behavioral, morphological and genetic evidence of divergence of the Midas Cichlid species complex in two Nicaraguan Crater Lakes. *Cuad. Invest. U.C.A.* 12: 19-47.
- Meyer, A., 1990. Ecological and evolutionary consequences of the trophic polymorphisms in *Cichlasoma citrinellum*. *Biol. J. Linnean Soc.* 39: 279-299.
- Mora, O. 1994. Análisis de la pesquería del caracol pala (*Strombus gigas*) en Colombia. 137-144. En Appeldoorn, R. y Rodríguez, B. (Eds). *Biología pesquería y cultivo del caracol Strombus gigas*. Fundación científica Los Roques. Caracas, Venezuela. 376 p.
- Narváez, J.C. 2006. Evaluación de la estructura genética y morfométrica de las poblaciones de tilapia (Pisces: Cichlidae: *Oreochromis*) en algunas ciénagas del norte de Colombia. Tesis M.Sc. Biología Marina, Universidad Nacional de Colombia – INVEMAR, Bogotá, 128 p.
- Ponton D. y S. Méricoux, 2000. Comparative morphology and diet of young cichlids in the dammed Sinnamary river, French Guiana, South America. *J. Fish Biol.* 56: 87-102.
- Robertson, A. y W. Hill, 1984. Deviations from Hardy-Weinberg proportions: sampling variances and use in estimation of inbreeding coefficients. *Genetics* 107: 703-718.
- Stoner, W. 2003. What constitute essential nursery habitat for a marine species? A case study of habitat form and function for queen conch. *Marine Ecology Progress Series* 257: 275-289.
- Thorpe, R.S., 1987. Geographic variation: a synthesis of cause, data, pattern and congruence in relation to subspecies, multivariate analysis and phylogenesis. *Boll. Zool.* 54:3-11.
- Trapani, J., 2003a. Geometric morphometric analysis of body-form variability in *Cichlasoma minckleyi*, the Cuatro Ciénegas cichlid. *Env. Biol. Fish.* 68: 357-369.
- Trewavas, E., 1983. Tilapiine fishes of the genera *Sarotherodon*, *Oreochromis* and *Danakilia*. Cornell. Ithaca, Nueva York, 583 p.
- Vreven, E.J., B. Adèpo-Gourène, J.F. Agnès y G.G. Teugels, 1998. Morphometric and allozyme in populations and cultured strains of the Nile tilapia *Oreochromis niloticus* (Teleostei, Cichlidae). *Belg. J. Zool.* 128:23-34.
- Wedler, E., 1996. El cultivo de la tilapia roja en lagunas costeras bajo condiciones de salinidad fluctuante: Experimentos de engorde intensivo en jaulas en la Ciénaga Grande de Santa Marta, Colombia. In: Curso y Seminario Internacional de Acuicultura (1: Mayo 8-31 de 1996: Santa Marta). Universidad del Magdalena, Santa Marta, p. 21-30.
- Weir, B.S. y C. Cockerham, 1984. Estimating F-statistics for the analysis of population structure. *Evolution* 38(6): 1358-1370.

Capítulo V

Estado de las Comunidades del Margen Continental

11 COMUNIDADES DEL MARGEN CONTINENTAL

11.1. Introducción

Con este capítulo se pretende llamar la atención sobre aquellos ecosistemas poco explorados que se encuentran sobre el margen continental colombiano. Desde la primera publicación del informe del estado de los recursos en el año de 1999 se ha incluido información acerca de los diferentes ecosistemas marinos tales como manglares, arrecifes de coral, litorales rocosos y playas arenosas, praderas de pastos marinos y los fondos blandos (INVEMAR, 2000), este último considerado como el ecosistema marino más extenso; pues la mayor parte del lecho marino está constituida por planos sedimentarios (Snelgrove, 1997). Sin embargo, dentro de estos extensos fondos sedimentarios se presentan áreas relativamente pequeñas que albergan una biota particular como los montes submarinos, fosas submarinas, cañones submarinos, fumarolas hidrotermales y rezumaderos fríos, los cuales presentan diferentes condiciones oceanográficas y geológicas (Figura 11-1).

El margen continental se define como la zona de transición desde el continente hasta las llanuras abisales adyacentes, e incluye la plataforma continental, el talud continental y la elevación continental; dependiendo del tipo de interacción entre las placas continentales en lugar de la elevación continental se puede presentar una fosa oceánica, también se pueden incluir el margen insular dentro de esta categoría (OHI, 2001). La importancia de esta porción del lecho marino radica en la multiplicidad de procesos geológicos que se presentan, y por tanto, permiten el asentamiento de diferentes comunidades conformadas principalmente por corales, bivalvos, briozoos, esponjas y gusanos de mar (vestimentífera). La presencia de estos organismos favorece a su vez, el incremento relativo de la diversidad de especies respecto a los fondos adyacentes, en contraposición a la creencia extendida que lechosos fondos marinos representan uno de los sistemas más estables y menos productivos del planeta (Mortensen *et al.*, 1995; Koslow, 1997; Koslow *et al.*, 2000; Korn *et al.*, 2003).

En el estricto sentido del concepto margen continental, pueden incluirse casi todas las comunidades/ecosistemas marinos descritos y estudiados hasta la fecha (arrecifes de coral y praderas de pastos marinos). Así pues, las praderas de pastos marinos ocupan la porción más somera de los fondos sedimentarios donde la fotosíntesis es posible, mientras que los arrecifes de coral (con algas simbiotes) ocupan preferiblemente los sustratos duros dentro de la zona fótica; estos dos ecosistemas junto con los fondos blandos se discuten en otros capítulos de esta publicación y no serán tratados aquí. En este capítulo se presentan algunos aspectos generales de todas aquellas comunidades asociadas a carac-

terísticas relevantes del lecho marino y/o dominadas por invertebrados formadores de hábitat, tales como esponjas o corales.

Como ya se había mencionado, comunidades particulares en el margen continental están asociadas a accidentes submarinos relevantes. Por ejemplo, investigaciones realizadas en los montes submarinos (elevaciones del lecho marino mayores de 1000 m), y colinas submarinas (elevaciones menores de 500 m) han revelado que concentran una gran diversidad de peces e invertebrados con un alto grado de endemismo, alcanzando valores entre 29 y 30% de la riqueza total de especies (Johnston y Santillo, 2002). La cadena de montes submarinos que conforman la dorsal de Malpelo (Figura 11-1), así como la serie de elevaciones en torno al archipiélago de San Andrés y Providencia se caracterizan por su potencial pesquero. No obstante, la información en cuanto a su estado de conservación, diversidad y potencial explotable es prácticamente desconocido, por lo que su conservación y estudio debe ser una prioridad. Esto se fundamenta en que los stocks asociados a los montes submarinos son muy susceptibles, debido a que el reclutamiento es relativamente bajo y una explotación no controlada puede poner en peligro la sostenibilidad del recurso. Se ha demostrado que las pesquerías basadas exclusivamente en especies asociadas a montes submarinos colapsan con una mayor frecuencia y tardan mucho más tiempo en recobrase que las pesquerías en otro tipo de ambientes (Watson y Telmo, 2004).

Los cañones submarinos concentran una gran diversidad de especies, debido principalmente al enriquecimiento de este ambiente favorecido por el depósito de sedimentos y la alteración del régimen hidrodinámico (Curdia *et al.*, 2004; Mortensen y Buhl-Mortensen, 2005). Al igual que en otros ambientes de profundidad, en Colombia el conocimiento que se posee de su fauna asociada es escasa. Se han identificado algunos sistemas de cañones en el sector norte del Caribe colombiano, como por ejemplo, los cañones asociados a la desembocadura del río Magdalena, entre Cartagena y Barranquilla; el cañón de la Aguja, relacionado con las estribaciones de la Sierra Nevada de Santa Marta y aquellos que se encuentran en la península de la Guajira. Con respecto al Pacífico, la mayoría de los cañones se concentran hacia la parte sur en inmediaciones a la desembocadura del río San Juan (Figura 11-1).

Los rezumaderos fríos (*cold seeps*) constituyen comunidades quimioautótrofas cuya fuente de energía son los fluidos termogénicos o biogénicos expulsados desde el lecho marino (Gatchouse *et al.*, 1998). Presentan desde la salida vigorosa de burbujas de gas del lecho oceánico hasta la emanación a pequeña escala de burbujas microscópicas o compuestos de hidrocarburos disueltos. Los fluidos rezumados contienen una alta concentración de metano. Este metano puede tener un origen biológico en la descomposición de materia orgánica por la actividad microbiana de sedimentos anóxicos, o un origen termogénico

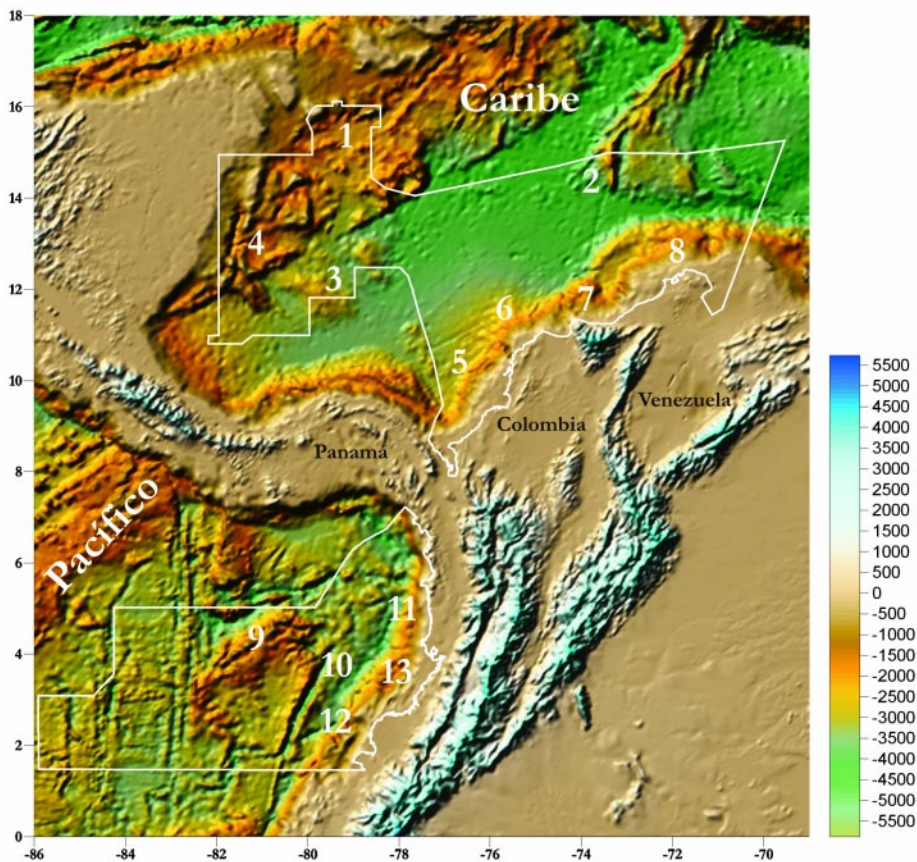


Figura 11-1. Modelo digital de elevación mar territorial para el Caribe y Pacífico, donde se indica la ubicación de los accidentes submarinos más relevantes. Montes/Colinas submarinas del sector Bajo Alicia-Bajo Nuevo (1); elevación de Beata (2); elevación Mono (3); montes/colinas submarinas del sector de San Andrés y Providencia (4); Sector sur del cinturón deformado del Sinú (5); Abanico del Magdalena y sistema de cañones submarinos (6); cañón submarino de la Aguja y estribaciones de la Sierra Nevada de Santa Marta (7); cañones submarinos de la Guajira (8); Dorsal de Malpelo (9); fosa Colombia (10); talud continental del norte del pacífico (11); elevación submarina de Isla Gorona (12); Cañones submarinos del Río San Juan (13).

por la rápida transformación de materia orgánica que causa la alta temperatura. Otro factor importante en algunos rezumaderos fríos es una alta concentración de sulfuro en los sedimentos, producida por la reducción de sulfatos. Tanto el metano como el sulfuro desempeñan un importante papel para el mantenimiento de las comunidades altamente

productivas de los rezumaderos fríos. Los rezumaderos fríos de aguas profundas se producen en los márgenes continentales tanto pasivos como activos, a profundidades que van desde 400 m hasta 8000 m. Los márgenes continentales pasivos son márgenes no sísmicos y los rezumaderos fríos generalmente están relacionados con depósitos de petróleo y gas. Los rezumaderos ofrecen un alto potencial biológico, ya que se han descubierto muchas especies nuevas en estos hábitats en los últimos 20 años. Las bacterias de los rezumaderos contienen genes que pueden resultar útiles para la industria de la biotecnología. Por ejemplo, pueden resultar de especial interés las aplicaciones tales como la reparación biológica o la contaminación con petróleo (CBD, 2005). En Colombia, la situación de estos ecosistemas es completamente desconocida, aunque existen evidencias de escape de gas del lecho marino desde costa afuera de la Ciénaga Grande de Santa Marta hasta Isla Fuerte, todos ellos posiblemente relacionadas con el fenómeno de vulcanismo de lodo que se presenta en el área. En el Pacífico no hay evidencias del fenómeno, pero podrían presentarse en la Llanura Aluvial del Sur, debido a que presenta características similares (Figura 11-1).

Las fuentes hidrotermales se encuentran a lo largo de las crestas centro oceánicas; en estos sitios se produce la salida permanente del magma de las partes profundas de la tierra. Generalmente, un respiradero se forma cuando el agua de mar penetra la corteza, donde se calienta por el magma y surge nuevamente en el océano a través de un respiradero caliente (*vent*), arrastrando consigo sustancias minerales (Van Dover *et al.*, 2002). En estos lugares, generalmente habitan abundantes poblaciones biológicas, sostenidas por la quimiosíntesis (CBD, 2005). En vista que las comunidades asociadas a los *vents* se encuentran en sectores tectónicamente activos, se presumen comunes en el sur del Pacífico Colombiano (Figura 11-1).

11.2. Arrecifes de corales azooxantelados

Las comunidades coralinas de aguas profundas están conformadas por corales azooxantelados, los que se desarrollan en condiciones de bajas temperaturas, luz limitada o en completa oscuridad (Freiwald *et al.*, 1999), y al igual que los corales zooxantelados hermatípicos (p.e. *Acropora* spp., *Montastraea* spp.), algunos de ellos construyen verdaderos arrecifes. Se requieren ciertas condiciones ambientales para su desarrollo, tales como la presencia de sustratos duros producto de eventos geológicos (Freiwald *et al.*, 1999; Mortensen *et al.*, 2001), y zonas con parámetros oceanográficos relativamente estables, en términos de temperatura y salinidad (Dons, 1944; Freiwald *et al.*, 2002). A diferencia de sus contrapartes someras, los arrecifes de profundidad crecen por debajo de la línea del oleaje de tormentas locales (Fredericksen *et al.*, 1992) y se asocian a corrientes fuertes, permanentes o episódicas (Dons, 1944; Fredericksen *et al.*, 1992). En general, los corales de profundidad son longevos y de crecimiento lento, constituyendo así verdaderos archi-

vos de los cambios climáticos globales (Gass, 2003). Las comunidades de corales de profundidad han sido registradas principalmente para el Atlántico y Pacífico norte, aunque también para aguas tropicales en África y el Caribe (Roberts y Hirschfield, 2003). En la actualidad las comunidades coralinas de aguas profundas se clasifican de acuerdo a la especie o especies que conforman la matriz del arrecife.

Arrecifes de *Lophelia pertusa*: La mayoría se encuentran a profundidades entre 200 y 1000 m (Roberts y Hirschfield, 2003). Uno de los más grandes arrecifes de *Lophelia* descubiertos hasta la fecha es el *Sula Reef Complex* en Noruega, donde se cree que son tan antiguos como de hace más de 8000 años (Freiwald *et al.*, 2002). Nuevos descubrimientos de extensas áreas de este coral han sido descritos recientemente en el Golfo de México, Nueva Escocia y frente a Carolina del Norte (Roberts y Hirschfield, 2003).

Arrecifes de *Oculina varicosa*: sólo en las costas de Carolina del Norte y Sur en Estados Unidos (Reed, 2002). Esta especie apozooxantelada (asociados facultativamente con las algas simbióticas según la disponibilidad de energía solar), se distribuye desde los 50 m (forma zooxantelada) hasta los 150 m de profundidad (forma azooxantelada) en el borde de la plataforma de Carolina del Norte, pero es frente a la costa de Carolina del Sur donde alcanza su máximo desarrollo constituyendo los únicos bancos coralinos conocidos de esta especie entre 70 y 100 m de profundidad.

Arrecifes de *Madrepora oculata*: Este coral forma se encuentra entre los 55 y 1350 m de profundidad, alrededor del mundo. Sin embargo es dominante en los arrecifes del Mediterráneo y Atlántico oriental.

11.2.1 Comunidades Coralinas de Profundidad en Colombia

En Colombia se han registrado Arrecifes de corales azooxantelados a lo largo de la plataforma continental del Caribe entre los 70 y los 200 m de profundidad (Reyes *et al.*, 2005); sin embargo las especies que construyen la matriz de la formación no son las mismas que se presentan en las aguas subtropicales y templadas del hemisferio norte. En La Guajira (Figura 11-2), sector de Palomino se ha descrito una formación coralina dominada por el *Cladocora debilis* alrededor de los 70 m de profundidad, su forma de crecimiento favorece la fijación de esponjas, briozoos, octocorales y tunicados. Otros corales duros encontrados fueron *Madracis myriaster*, *Anomocora fecunda*, *Anomocora prolifera* y *Paracyathus pulchellus*. En esta comunidad se recolectaron 157 especies; los moluscos fueron el grupo más diverso con 76 especies. De éstos, cabe resaltar la abundancia de los bivalvos *Chlamys munda* y *Arca zebra*, y de los gastrópodos *Petalonchus erectus* y *Vermicularia spirata*. Los peces de la familia Apogoniidae, que son comunes habitantes de arrecifes coralinos *Apogon affinis*, *A. quadrisquamatus* y *A. pseudomaculatus* (Palacio, 1974; Uyeno *et al.*, 1983; Böhlke y Chaplin, 1993; Cervigón, 1993) también se encontraron en gran número.

En Santa Marta en inmediaciones del cañón de la Aguja a 200 m de profundidad se encuentra una comunidad que se desarrolla sobre afloramientos rocosos de las estribaciones de la Sierra Nevada de Santa Marta. El principal constructor de la formación coralina es el coral *Madracis myriaster*, otras 13 especies de corales escleractinios se encontraron en el sitio entre las que se destacan *Coenosmilia arbuscula*, *Anomocora fecunda* y *Polymices fragilis*. Además de otras 103 especies entre peces, equinodermos, moluscos, crustáceos, esponjas y otros cnidarios. Los moluscos no resultaron muy abundantes, pero cabe destacar la presencia de algunas especies que viven asociadas a anthozoos como *Sthenorytis pernobilis* (Epitonidae), *Pseudosimnia vanhyningi* (Ovulidae) en octocorales, y *Babelomurex dalli* y *Coralliophila squamosa* (Coralliophilidae) en corales duros (Keen, 1971; Cate, 1972; Reed y Mikkelsen, 1987).

11.2.2. Estudio de Caso: Comunidades Coralinas de Profundidad del AMP Corales del Rosario, San Bernardo e Isla Fuerte.

Costa afuera de las islas de San Bernardo y Rosario, sobre el borde de la plataforma continental entre 155 a 160m de profundidad se encuentra tal vez la formación de corales de profundidad más desarrollada del Caribe colombiano. Con el fin de explorar y caracterizar biológica y geofísicamente este sector del margen continental, se desarrolló el proyecto titulado “*Biodiversidad de las comunidades del margen continental colombiano. Fase 1. Comunidades coralinas de profundidad (100–300 m), criterios biológicos y geofísicos para la definición del Área Marina Protegida de Islas del Rosario - San Bernardo*”. Este trabajo se desarrolló en el INVEMAR y fue realizado por investigadores del Grupo de Taxonomía, Sistemática y Ecología Marina (GTSEM), fue financiado por COLCIENCIAS (Cod. 2115-09-16649) y contó con el apoyo de la Unidad de Parques Nacionales Naturales, la Universidad EAFIT, el Instituto Colombiano del Petróleo (ICP).

Para el cumplimiento de los objetivos propuestos, en abril de 2005 se realizó un crucero de investigación a bordo del B/I Ancón del INVEMAR, el cual tuvo una duración efectiva de 11 días de muestreo. En total se muestrearon 45 estaciones en tres sectores de estudio: Sector A, 56 km² (9°45'43.3 N; 76°9'35.7 W); Sector B, 16 km² (9°51'44.1 N; 76°9'3.3 W) y sector C, 40 km² (9°59'5.9 N; 76°0'46.2 W), para un total de 112 km². Se obtuvo información biológica (draga Van Veen para fondos blandos, caja metálica para rocas y/o fondos duros y red epibentónica tipo semi-globo) y geológica (Draga Van Veen para sedimentología y ecosonda de 12 - 200 kHz para geomorfología del lecho marino). La búsqueda de información secundaria del área sobre inventarios de biodiversidad, levantamientos cartográficos, pesquerías y manejo integrado de zonas costeras, permitió ubicar y sistematizar más de 600 trabajos realizados en el área de estudio y zonas aledañas.

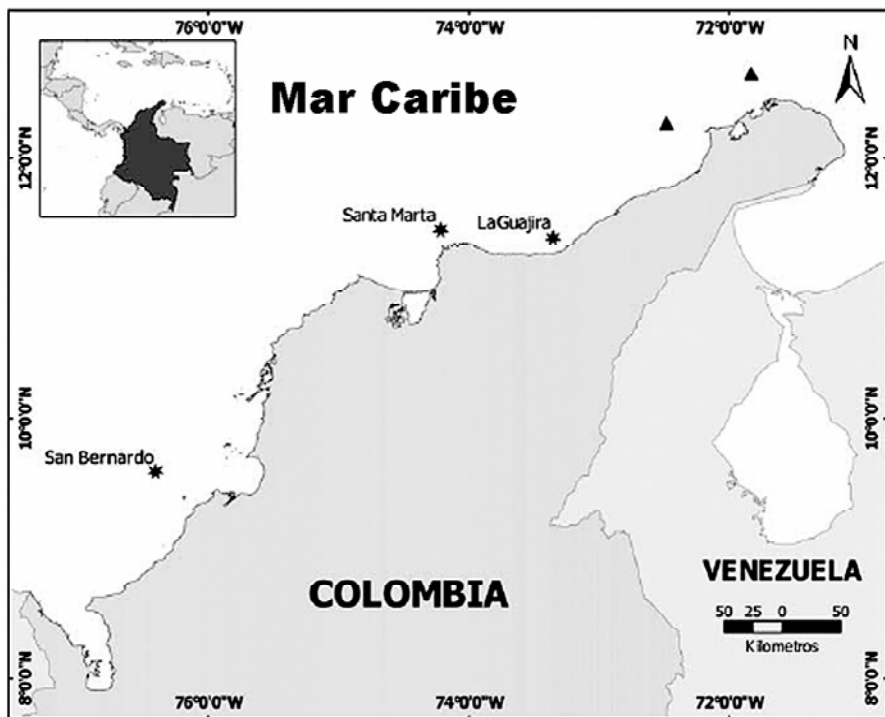


Figura 11-2. Mapa del Caribe Colombiano con la ubicación de las tres localidades con presencia de comunidades coralinas de profundidad. La Guajira (-70 m), Santa Marta (-200 m) y frente a Islas de San Bernardo (-150 m). Los triángulos representan los registros de *Lophelia pertusa*.

Los muestreos efectuados permitieron caracterizar las comunidades de corales de profundidad en términos de composición y estructura de los grupos principales (corales, moluscos, equinodermos, briozoos, crustáceos, peces y algas), encontrándose hasta la fecha un número aproximado de 346 especies. Un total de 40 especies de corales se conocen para este sector, de las cuales las especies *M. myriaster*, *Egushipsammia cornucopia* y *Madrepora oculata* son las principales formadoras del andamiaje coralino. A diferencia de lo que sucede en Santa Marta y La Guajira, el desarrollo coralino está asociado a una terraza calcárea fósil (de naturaleza arrecifal?) y a sus fondos blandos aledaños; al parecer las alteraciones del lecho marino producto del vulcanismo de lodo y la presencia de diapiros está relacionado con el desarrollo de estas comunidades (Santodomingo *et al.*, sometido). Entre las especies de peces e invertebrados asociados a estas formaciones coralinas, cabe resaltar la riqueza de moluscos, con cerca del 62% de las especies identificadas a la fecha (Reyes *et*

al., 2005). En el grupo de los equinodermos, los ofiuros fueron los más abundantes y las especies más representativas fueron *Ophioderma appressum*, *Astrocnida isidis*, *Asteropora annulata*, *Asteroschema* cf. *laeve*, *Asteroschema oligactes* y *Ophiosyllus disacanthus*, este último registrado previamente como habitante de formaciones de corales duros (Turner y Herman, 1995).

Para la caracterización geofísica, se realizaron ocho levantamientos cartográficos que determinan la ubicación y extensión de las comunidades coralinas, así como los atributos del fondo marino: batimetría, sedimentología, geomorfología, pendientes y distribución de las especies de corales, evidenciándose un alto desarrollo de comunidades coralinas de profundidad en aguas adyacentes al PNNCRSB. Así mismo, mediante la evaluación de diferentes parámetros biológicos se pudo establecer que los criterios biológicos señalados para la definición de AMP (diversidad, cualidad de único y representatividad) son aplicables a las comunidades coralinas de profundidad y por lo tanto se recomienda la inclusión de estas comunidades como un objeto de conservación dentro de la definición, ordenamiento y zonificación de las Áreas Marinas Protegidas en el Caribe colombiano.

La socialización de los resultados obtenidos, se realizó el día 3 de febrero de 2006 en la ciudad de Santa Marta un taller en el que participaron 27 profesionales vinculados a instituciones de investigación, entidades tomadoras de decisión y la industria privada (UAESPNN seccional Santa Marta, INVEMAR, INCODER, Universidad del Magdalena, TNC, ECOPETROL, Chevron-Texaco y PETROBRAS).

Aunque este estudio se constituye en base para el conocimiento de las comunidades coralinas de profundidad, son grandes los vacíos de información que persisten para los demás sectores del margen continental tanto del Caribe como del Pacífico colombianos, y en general, acerca del estado de conservación de estos ecosistemas. De esta manera, se hace importante abordar su estudio, el cual exige el uso de sofisticadas tecnologías que apenas están siendo implementadas en el país.

11.3. Bosques de octocorales

Están constituidos principalmente octocorales de los géneros *Primnoa* y *Paragorgia*, en algunas zonas del Pacífico y Atlántico Norte, sus densas poblaciones sirven de refugio a gran cantidad de especies (Krieger y Wind, 2002; Risk *et al.*, 2002). En Colombia es poco lo que se sabe de las asociaciones que no se encuentran directamente relacionadas a los complejos arrecifales del Caribe; donde estas forman una importante unidad del paisaje (Sánchez, 1999; Díaz *et al.*, 2000) constituida principalmente por especies de la familia Plexauridae y Gorgoniidae (SANCHEZ *et al.*, 1998). Datos sin publicar de los proyectos MACROFAUNA e INVEMAR-Corpogujaira revelan que estas comunidades pueden ocupar amplios secto-

res de la plataforma continental entre la península de La Guajira y Santa Marta, presentando su mayor abundancia en el sector de Palomino; posiblemente relacionada con los afloramientos rocosos de las estribaciones de la Sierra Nevada de Santa Marta, en los mismos sectores donde se han encontrado corales azooxantelados. Para estas asociaciones se ha registrado un total de 44 especies pertenecientes a las familias Plexauridae, Gorgoniidae, Ellisellidae, Chrysogorgiidae, Anthothelidae, Clavulariidae, Kerocididae, Acanthogorgiidae y Primnoidae. Además de algunas especies de corales negros como *Anthipates salix*; *Anthipates columnaris* y *Stichopathes* spp.

11.4. Lechos de esponjas-briozoos

Adicionalmente a los corales, otros organismos de profundidad tales como esponjas, tunicados, anémonas y briozoos, conforman estructuras importantes que proveen de refugio y hábitat a peces y moluscos comercialmente importantes; estas comunidades han sido observadas principalmente en Alaska (Collie *et al.*, 2000); arrecifes de esponjas masivas o esponjas de cristal, también han sido reconocidas en Canadá (Conway *et al.*, 2003). Para Colombia se han registrado algunas especies de esponjas de cristal alrededor del Cañón de la Aguja, pero no existen evidencias que permitan suponer que estas especies puedan conformar este tipo de comunidades en el Caribe Colombiano. Sin embargo, durante la expedición INVEMAR-Corpoguajira, en las estaciones ubicadas sobre la isóbata de los 50 m de profundidad, frente a Manaure, así como entre Dibulla y Palomino se halló una rica comunidad de Esponjas y Briozoos. A diferencia de lo que ocurre en La Guajira, sobre la plataforma continental frente a las Islas de San Bernardo, las esponjas son las principales constructoras de estas comunidades (Santodomingo *et al.*, sometido), mientras que los briozoos están prácticamente ausentes.

11.5. Lechos de Algas calcáreas

Las algas calcáreas junto con los corales son las principales formadoras de los arrecifes coralinos tropicales actuales. Sin embargo, la distribución de algas calcáreas no se restringe a los ambientes coralinos, sino que pueden llegar a constituir comunidades particulares que pueden extenderse a otros sectores de la plataforma continental (hasta 200 m de profundidad) desde el trópico hasta los polos. En ambientes tropicales se pueden encontrar desde el infralitoral hasta 80 m de profundidad, mientras que las de aguas frías ocupan desde los 20 hasta los 250 m de profundidad. La producción de carbonatos por parte de las algas calcáreas es significativo, las tasas de acreción están estimadas entre 1 y 2 mm por año en ambientes tropicales (Flügel, 2004). La forma de crecimiento más común que adquieren es la de rodolitos. Los rodolitos son nódulos de algas calcáreas que no se encuentran adheridos a un sustrato duro, sino que crecen de manera independiente, a la deriva, hasta alcanzar un tamaño que les permite ser lo suficientemente pesados para

asentarse y conformar extensas comunidades. De esta manera, el factor más importante para el crecimiento de los rodolitos es la luz, la cual a su vez está relacionada con la batimetría y la latitud geográfica. Las fluctuaciones del nivel del mar, también son un factor clave en la composición biótica y los patrones de crecimiento interno de los rodolitos. Adicionalmente, la temperatura del agua, la energía hidrodinámica y en un menor grado, la salinidad. Todos estos factores definen la distribución biogeográfica y así mismo, la forma que adquieren; formas esféricas, elipsoides y laminares se originan en lugares de alta energía, mientras que formas aplanadas, discoidales y ramificadas se dan lugar en áreas de menor energía. Es así como las estructuras que pueden llegar a ser construidas por las acumulaciones de rodolitos ocupan un nicho importante en el ecosistema marino, ya que sirven como un hábitat de transición entre las áreas rocosas y los fondos arenosos o lodosos prácticamente uniformes. Además, proveen de hábitat a una amplia variedad de especies, tales como las almejas y ostras de uso principalmente comercial, como refugio para peces y otros invertebrados (Flügel, 2004).

De acuerdo con las exploraciones realizadas a lo largo del Caribe colombiano, mediante los proyectos INVEMAR-Macrofauna (1998, 2001) e INVEMAR-Corpoguajira (2005), el mejor desarrollo de lechos de algas calcáreas (rodolitos) se presenta en el área de La Guajira, entre las localidades de Riohacha y Manaure, entre los 10 y 20 m de profundidad. En el Parque Tayrona, en el sector suroccidental de Bahía Neguanje, también se ha observado un desarrollo notable de rodolitos (Díaz *et al.*, 2000); sin embargo, aún no ha sido estudiado, pese a que resulta interesante por la posible interacción que exista con las praderas de pastos marinos, arrecifes coralinos y manglares adyacentes.

11.6. Riesgos potenciales para los ecosistemas del margen continental

El poco conocimiento que se tiene de los fondos marinos y la idea extendida de que estas son grandes extensiones sedimentarias con características y faunas relativamente homogéneas (Snelgrove *et al.*, 1997), ha conducido a subestimar los grandes impactos en el ambiente generados por actividades industriales tales como la minería y la pesca con redes de arrastre (Enticknap, 2002). Los ecosistemas de la plataforma y margen continental en Colombia no están exentos de tales presiones antropogénicas; aunque con un desarrollo incipiente, la industria pesquera y la explotación de hidrocarburos, pueden ser un importante tensor en el futuro cercano de estas comunidades que aún se encuentran prácticamente prístinas. En los planes de desarrollo del país ya se contemplan la exploración de nuevos caladeros de pesca a mayores profundidades (FAO, 2003), así como la búsqueda de nuevas fuentes de hidrocarburos y gas natural en zonas del margen continental que van más allá de los 70 m de profundidad, llegando inclusive para el caso de las petroleras hasta los 3000 m (ECOPETROL, 2004).

11.6.1. Impacto de las pesquerías de arrastre

Este es uno de los métodos de pesca más controversiales actualmente en el mundo, debido a los cambios documentados en la composición y diversidad de especies, así como en la reducción de la complejidad del hábitat asociado (Schratzberger *et al.*, 2002), a tal punto que en algunos sectores de África este ecosistema ha sido declarado en peligro (Gell y Roberts, 2003).

En Colombia, una primera evaluación realizada en las pesquerías de arrastre de La Guajira revelan que cerca del 70% de la captura está constituido por pesca incidental, del cual al menos el 10% lo constituyen corales y esponjas (Medina, 2002). Del mismo modo, en inmediaciones del PNNCRSB se realizan faenas de pesca de arrastre cuyo impacto no ha sido evaluado (FAO, 2004).

11.6.2. Explotación de hidrocarburos

Además del daño directo que la instalación de pozos petroleros puede ejercer sobre las comunidades coralinas de profundidad, otros tensores asociados han sido identificados: 1. Desechos de cortes de roca y residuos de lodos ricos en metales pesados se depositan sobre el fondo marino (Neff *et al.*, 2000). 2. Contaminación local, y efectos colaterales en un radio de varios kilómetros según la dinámica oceanográfica del área (Gerrard *et al.*, 1999).

En vista de esta problemática y sumado al hecho que la información básica sobre estos ecosistemas es prácticamente inexistente en el país, se hace necesario emprender estudios con el fin de establecer una base de conocimiento que permita en el futuro su adecuado manejo y conservación.

11.7. Literatura citada

- Böhlke, J. y C. Chaplin. 1993. Fishes of the Bahamas and adjacent tropical waters. Texas, Austin, 771 pp
- Cate, C.N. 1972. A systematic revision of the recent cypraeid family Ovulidae (Mollusca, Gastropoda). *Veliger* (supp) 15: 1-116
- CBD. 2005. Convenio sobre la Diversidad Biológica. Diversidad biológica, marina y costera. Situación y tendencias de los recursos genéticos de los fondos marinos profundos fuera de la jurisdicción nacional, así como amenazas a los mismos, e identificación y opciones técnicas para su conservación y utilización sostenible. *Nota del Secretario Ejecutivo*. UNEP/CBD/SBSTTA/11/11. Undécima Reunión. Montreal Diciembre de 2005.
- Cervigón, F. 1993. Los peces marinos de Venezuela. 2. Fundación Científica Los Roques, Caracas, 423 pp
- Collie, J.S., S. J. Hall, M. J. Kaiser y I.R. Poiner. 2000. A quantitative analysis of fishing impacts on shelf-sea benthos *Journal of Animal Ecology* 69: 785

- Conway, K.W., Krautter, M., Barrie, J.V., Whitney, F., Thomson, R.E., Mungov, G. y Bertram, M. 2003. Sponge reefs in the Queen Charlotte Basin, Canada: Oceanographic and geological controls on growth and development. 2nd International Symposium on deep-sea corals: 29-30, Erlangen, Germany.
- Curdia, J., S. Carvalho, A. Ravara, J.D. Gage, A.M. Rodríguez y V. Quintino. 2004. Deep macrobenthic communities from Nazaré Submarine Canyon (NW Portugal). *Scientia Marina* 68 (Suppl. 1): 171-180.
- Díaz-Pulido, 1997 ESTA ES LA QUE NO ESTOY SEGURA
- Dons, C. 1944. Norges korallrev. Det Kongelige Norske Videnskabers Selskab, Forhandling, 16: 37-82.
- ECOPETROL, 2004. Carta Petrolera. EDICIÓN 108 abril – mayo www.ecopetrol.com.co/especiales/carta_petrolera108/rev_exploracion.htm.
- Enticknap, B. 2002. Trawling the North Pacific: Understanding the Effects of Bottom Trawl Fisheries on Alaska's Living Seafloor. ALASKA MARINE CONSERVATION COUNCIL APRIL 2002. 1-22 pp.
- FAO 2003. Resumen informativo sobre la pesca por países. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación. FID/CP/COL Rev. 6. www.fao.org/fi/fcp/es/COL/profile.htm.
- FAO 2004. <http://www.fao.org/fi/fcp/es/COL/body.htm>
- Flügel E. 2004. Microfacies of Carbonate Rocks: Analysis, Interpretation and Application. Spirger Eds, Berlin Heidelberg. 976 p. 333 figs. 151 Pl.
- Fredericksen, R., Jensen, A. y Westerberg, H. 1992. The distribution of the scleractinian coral *Lophelia pertusa* around the Faroe Islands and the relations to internal tidal mixing. *Sarsia*, 77: 157-171.
- Freiwald, A., Hühnerbach, V., Lindberg, B., Wilson, J.B., y Campbell, J. 2002. The Sula reef complex, Norwegian shelf. *Facies*, 47: 179-200.
- Freiwald, A., Wilson, J.B., y Henrich, R. 1999. Grounding pleistocene icebergs shape recent deep-water coral reefs. *Sedimentary Geology*, 125: 1-8.
- Gass, S.E. 2003. Conservation of deep-sea corals in Atlantic Canada (Report). World Wildlife Fund Canada, Toronto, Canada. 54 p.
- Gatehouse L.N.1; L. Shannon A.; Burgess E.P.J.; Christeller J.T.; Sibuet M.; Olu K. 1998. Biogeography, biodiversity and fluid dependence of deep-sea cold-seep communities at active and passive margins. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography* 45 (1): 517-567
- Gell, F.R y C.M. Roberts. 2003. Benefits beyond boundaries: The fishery effects of marine reserves. *Trends in Ecology and Evolution* 18(9) :448-455
- Gerrard, S., A. Grant, R. Marsh y C. London. 1999. Drill Cuttings Piles in the North Sea: Management Options During Platform Decommissioning Centre for Environmental Risk Research Report No 31. Centre for Environmental Risk School of Environmental Sciences University of East Anglia Norwich. 224 p.
- INVEMAR. 2000. Estado de los recursos marinos y costeros en Colombia año 1999-2000. Serie Documentos Generales No. 3.
- Johnston, P. y D. Santillo. 2002. Conservation of seamount ecosystems: application of the MPA concept. Paper CM 2002: M14, presented at the 2002 Annual ICES Science Conference, Copenhagen, October 2002: 6pp.
- Keen, M. 1971. Sea shells of tropical West America. Stanford Univ Press, Stanford, California
- Korn H, Friedrich S, Feit U. 2003. Deep-sea genetic resources in the context of the Convention on Biological Diversity and the United Nations Convention on the Law of the Sea. Bundesamt Naturschutz (BfN), Bonn, 84 pp

- Koslow, J. A. 1997. Seamounts and the ecology of deep-sea fisheries. *American Scientist* 85(2): 168-176.
- Koslow, J.A., G.W. Boehlert, J.D.M. Gordon, R.L. Haedrich, P. Lorance y N. Parin. 2000. Continental slope and deep-sea fisheries: implications for a fragile ecosystem. *ICES Journal of marine Science*, 57: 548-557.
- Krieger, K.J. y Wing, B.L. 2002. Megafauna associations with deepwater corals (*Primnoa* spp.) in the Gulf of Alaska *Hydrobiologia* 471: 83–90.
- Medina, J. A. 2002. Ensamblajes de peces demersales explotados por la flota industrial camaronera en la plataforma continental de la Guajira (Caribe colombiano). Tesis Biología Marina, Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano. Santa Marta, D.T.C.H., 85p. Anexos A-E.
- Morato, T. y D. Pauly. (Editors). 2004 Seamounts: Biodiversity and Fisheries. *FCRR* 12(5), pp. 78. [With 1 CD-ROM.]
- Mortensen, P.B., Hovland, M., Brattegard, T. and Farestveit, R. 1995. Deep water bioherms of the scleractinian coral *Lophelia pertusa* (L.) at 64°N on the Norwegian shelf: structure and associated megafauna.— *Sarsia*, 80, 145-158.
- Mortensen, P.B., Hovland, M.T., Fossa, J.H. y Furevik, D.M. 2001. Distribution, abundance and size of *Lophelia pertusa* coral reefs in mid-Norway in relation to seabed characteristics. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 81: 581-597.
- Mortensen, P.B. y L. Buhl-Mortensen. 2005. Deep-water corals and their habitats in The Gully. A submarine Canyon off Atlantic Canada. pp 248-277. En: Freiwald y Roberts (eds) *Deep Sea Corals and Ecosystems*. Springer Verlag.
- Neff, J.M., S. McKelvie and R.C. Ayers, Jr. 2000. Environmental impacts of synthetic based drilling fluids. Report prepared for MMS by Robert Ayers & Associates, Inc. August 2000. U.S. Department of the Interior, Minerals Management Service, Gulf of Mexico OCS Region, New Orleans, LA. OCS Study MMS 2000-064. 118 pp.
- OHI. 2001. Organización Hidrográfica Internacional. Normalización de los nombres de las formas del relieve submarino: directrices formulario de propuesta terminología. Versión Inglesa/Española, 3a Edición, Publicación Batimétrica No. 6. Bureau Hydrografico Internacional Eds. Mónaco. 42 p.
- Palacio, F. 1974. Peces colectados en el Caribe Colombiano por la Universidad de Miami. *Bol Museo Mar* 6: 1-137
- Reed J.K. y Mikkelsen P.M. 1987. The molluscan community associated with the scleractinian coral *Oculina varicosa*. *Bull Mar Sci* 40: 99-131
- Reed, J.K., 2002. Deep-water *Oculina* coral reefs of Florida: biology, impacts, and Management. *Hydrobiologia* 471: 43–55.
- Reyes J., N. Santodomingo, A. Gracia, G. Borrero, G. Navas, L. Mejía-Ladino, A. Bermúdez, M. Benavides. 2005. Southern Caribbean azooxanthellate coral communities off Colombia. 309-330 pp. En: Freiwald y Roberts (eds) *Deep Sea Corals and Ecosystems*. Springer Verlag.
- Risk, M.J., J.M. Heikoop, M.G. Snow, y R. Beukens. 2002. Lifespans and growth patterns of two deep-sea corals: *Primnoa resedaeformis* and *Desmophyllum cristagalli*. *Hydrobiologia* 471: 125–131, 2002.
- Roberts, S. y Hirschfield, M. 2003. Deep-sea corals: Out of sight, but no longer out of mind. *Oceana*, Washington DC, 16 p.
- Sánchez, J.A. 1999. Black coral-octocoral distribution patterns on Imelda Bank, a deep-water reef bank, Colombia, Caribbean sea. *Bulletin of Marine Science* 65(1): 215-225.
- Sánchez, J.A., Zea, S. Y J. M. Díaz. 1998. Patterns of Octocoral and Black Coral Distribution in the Oceanic Barrier Reef-complex of Providencia Island, Southwestern Caribbean. *Caribbean Journal of Science* 34 (3-4): 250-264

- Santodomingo, N., J. Reyes, A. Gracia, A. Martínez, G. Ojeda and C. García. Madracis coral communities off San Bernardo Islands (Colombian Caribbean). Sometido al Bulletin of Marine Science.
- Schratzberger, M., T. Dinmore y S. Jennings. 2002. Impacts of trawling on the diversity, biomass and structure of meiofauna assemblages. *Marine Biology* 140 (1): 83 – 93.
- Snelgrove P. 1997. The importance of marine sediment biodiversity in ecosystem processes. *Ambio* 26(8): 578-583
- Snelgrove, P.V., T.H. Blackburn, P.A. Hutchings. 1997. The importance of marine sediment biodiversity in ecosystem processes. *Ambio* 26: 578-583
- Turner, R.L. y R. M. Heyman. 1995. Rediagnosis of the brittlestar genus *Ophiosyllus* and notes on its type species *O. disacanthus* (Echinodermata: Ophiuroidea: Ophiomyxidae) based on the type specimens from Japanese waters and new material from the Gulf of Mexico. *Proc Biol Soc Washington* 108: 292-297
- Uyeno, T., K. Matsuura, E. Fujii. 1983. Fishes trawled off Suriname and French Guiana. Japan Mar Fish Res Cent, Nat Sci Mus Tokyo, 519 pp
- Van Dover, C. L., C. R. German, K. G. Speer, L. M. Parson, R. C. Vrijenhoek. 2002. Evolution and Biogeography of Deep-Sea Vent and Seep Invertebrates. *Science* 295 (5558): 1253 – 1257.
- Watson, R. y T. Morato. 2004. Exploitation pattern in seamount fisheries: A preliminary analysis. EN: T. Morato y D. Pauly (eds.), *Seamounts: Biodiversity and Fisheries*, Page 61.

Capítulo VI

**Estado del
Manejo de los
Ambientes Marinos y
Costeros en Colombia**

12 AVANCES EN EL MANEJO DE LOS AMBIENTES MARINOS Y COSTEROS EN COLOMBIA

12.1. Introducción

El estado de los ambientes marinos y costeros es una consecuencia de los sistemas de aprovechamiento y planeación vigentes, ya que los primeros ejercen una gran presión antrópica sobre los ecosistemas y sus recursos y los segundos integran o no éstos ambientes a los procesos de desarrollo sectorial y territorial. La información que se genera sobre el avance y resultados en el uso de herramientas y técnicas de gestión y planificación resulta de interés para la toma de decisiones y la generación de conciencia en el público en general. Los procesos de gestión de las zonas costeras son por tanto importantes avances en la búsqueda de un desarrollo sostenible de este singular territorio.

12.2. La Política Nacional Ambiental de los Espacios Oceánicos y Zonas Costeras e Insulares de Colombia y su incidencia en el Manejo de los Ambientes Marinos y Costeros

El enfoque por ecosistemas es una estrategia para su gestión integrada, por la que se promueve la conservación y uso sostenible de los recursos de modo equitativo. El mayor reto de esta aproximación, sin embargo, no es tanto científico como administrativo e institucional, para resolver el problema de la falta de coherencia, competencias institucionales claras y coordinación interinstitucional (MAVDT, 2000). Para poder llevar a la práctica una gestión de las zonas costeras colombianas con orientación ecosistémica ha sido indispensable la generación de un marco de política que oriente las acciones y propicie la articulación interinstitucional a través de los comités nacionales, regionales y locales de Manejo Integrado de Zonas Costeras. La *Política Nacional Ambiental para el Desarrollo Sostenible de los Espacios Oceánicos y Zonas Costeras e Insulares de Colombia* –PNAOCI– fue emitida por el hoy Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial –MAVDT– en el año 2000, con el propósito de propender por el desarrollo sostenible de los espacios oceánicos y zonas costeras e insulares, que permita mediante su manejo integrado, contribuir al mejoramiento de la calidad de vida de la población colombiana, al desarrollo armónico de las actividades productivas y a la conservación y preservación de los ecosistemas y recursos marinos y costeros.

Los avances a la fecha, en el cumplimiento de los 4 objetivos de la PNAOCI, pueden resumirse de la siguiente manera:

- Inserción de algunas metas de la PNAOCI y de CONPES 3164 en el Plan Indicativo Cuatrienal del MAVDT 2002-2006, e involucramiento y coordinación para tal fin del

SINA central (corporaciones autónomas regionales con injerencia en áreas costeras e Institutos de Investigación).

- Incorporación incipiente de los resultados científicos en los instrumentos de planificación, tales como los planes de acción trianuales de algunas Corporaciones Autónomas Regionales con injerencia en la zona costera, los planes de ordenamiento territorial de los municipios costeros, los planes de acción de los institutos de investigación con injerencia en el tema (INVEMAR, CIOH, CCCP), y algunos planes locales de atención y prevención de desastres naturales.
- La creación de programas formales y no formales específicos para el entrenamiento en zonas costeras (Maestría en Zonas Costeras de la Universidad Javeriana, Especialización en Zonas Costeras de la Universidad Jorge Tadeo Lozano y de la Escuela Naval, Pregrado en Ecología en Zonas Costeras de la Universidad de Antioquia, preparación del Diplomado en Zonas Costeras de la Universidad del Norte y Cursos Anuales de MIZC del INVEMAR que han sido llevados desde el nivel nacional hasta el nivel local).
- Avances técnico-científicos y procesos de opciones de política en temas relacionados con amenazas naturales y antrópicas tanto en el nivel internacional (GIWA) como en el nivel nacional en dos áreas identificadas como críticas ante un eventual ascenso en el nivel del mar (Estudio sobre Nivel del Mar en Cartagena de Indias en el Caribe y San Andrés de Tumaco en el Pacífico). Información detallada sobre el tema puede ser consultada en el INVEMAR.
- Avances técnico-científicos y de articulación interinstitucional en la generación de diagnósticos integrados, zonificaciones ambientales y planes de manejo en 3 Unidades Ambientales Costeras (llanura aluvial del sur, Darién y Alta Guajira) y 1 Unidad de Manejo Integrado (Guapi-Iscuandé), todas ellas en diferente grado de avance a la fecha y cuyos informes pueden ser consultados en el INVEMAR. Por ser esta el área de trabajo del INVEMAR a continuación se hace una breve descripción:

Unidad Ambiental Costera de la Llanura Aluvial del Sur -UAC-LLAS-

La Unidad Ambiental Costera de la Llanura Aluvial del Sur (UAC-LLAS): se encuentra ubicada al sur del Pacífico colombiano, desde la boca del río San Juan de Micay, hasta la boca del río Mataje (Hito Casas Viejas – frontera con Ecuador), abarcando la totalidad de la zona costera de los departamentos del Cauca y Nariño (Figura 12-1).

El desarrollo de las actividades de MIZC en la UAC-LLAS, ha sido el producto de las acciones conjuntas de coordinación entre el INVEMAR, la Corporación Autónoma Regional del Cauca – CRC, la Corporación Autónoma Regional de Nariño – CORPONARIÑO y el Instituto de Investigaciones Ambientales del Pacífico –IIAP. Estas entidades han establecido convenios de cooperación técnica, logística y financiera.

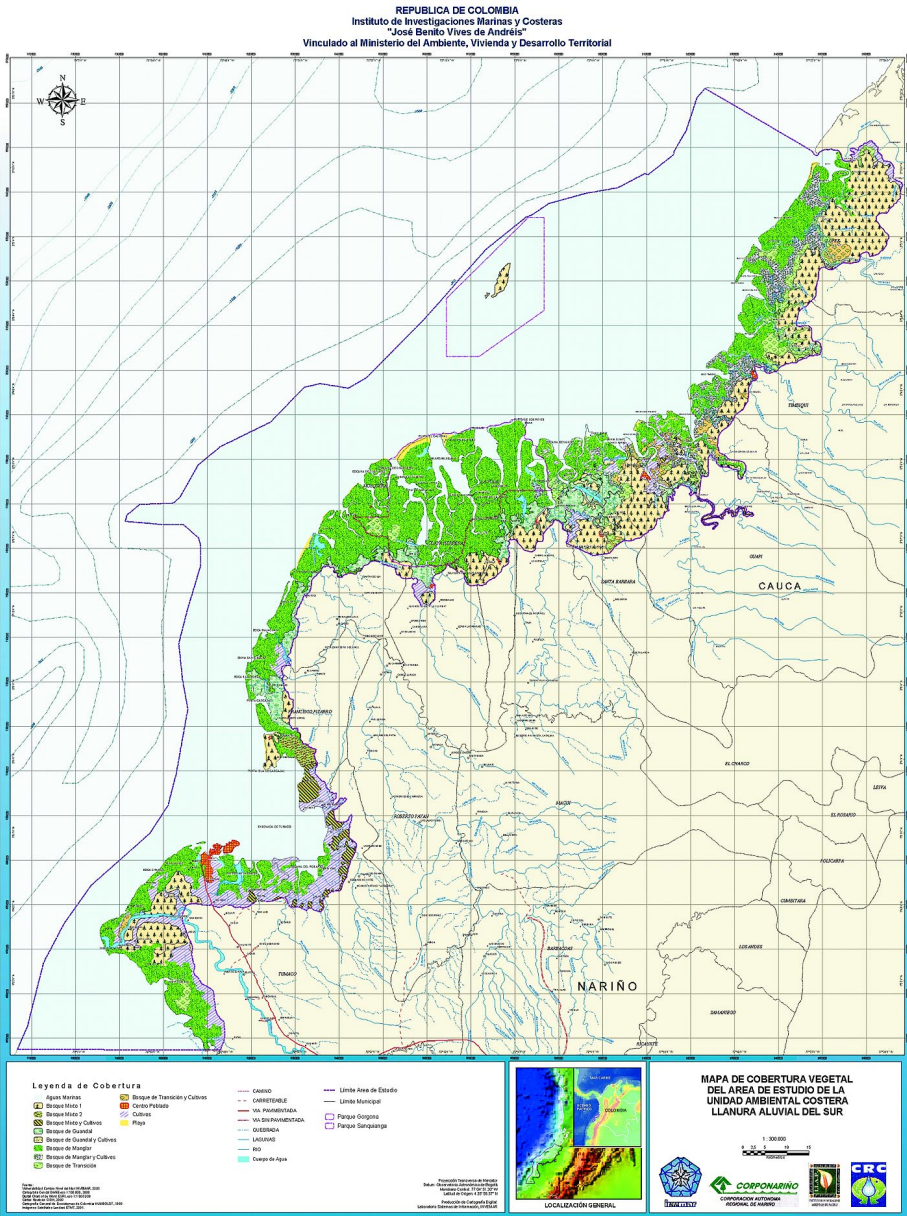


Figura 12-1. Delimitación UAC-LLAS.

Hasta la fecha el desarrollo de las actividades de MIZC en la UAC-LLAS, se han dirigido a la realización de la fase de preparación y la fase I - Caracterización y Diagnóstico, de las cuales se destacan:

- Definición del grupo técnico. Conformado por un grupo de profesionales interdisciplinarios de las instituciones que coordinan el proyecto, quienes fueron los encargados del levantamiento, análisis e integración de información biofísica, socioeconómica y de gobernabilidad, que constituye la línea base a partir de la cual se formularán posteriormente las acciones de manejo.
- Identificación de actores y realización de acuerdos con los mismos, mediante reuniones de concertación y socialización; así mismo, participación de las comunidades locales en el proceso de verificación en campo y encuestas.
- Talleres con los actores locales en Cauca y Nariño, para la delimitación de la zona costera con base en los criterios definidos en la PNAOCI y ajustándolos a la realidad local. Se realizaron talleres en Timbiquí, Guapi y Noanamito en el departamento del Cauca; y en El Charco y Tumaco en el departamento de Nariño. Se desplazaron líderes de todos los consejos comunitarios y resguardos indígenas garantizando de esta manera una amplia participación y un amplio público enterado sobre las acciones en la UAC-LLAS. De estos talleres el resultado principal fue el mapa con los límites definitivos en tierra y en mar de la UAC-LLAS y la coordinación de las futuras acciones en el área.
- Elaboración del informe y cartografía temática de la Fase I de Caracterización y Diagnóstico que estará disponible en el primer trimestre de 2006.

Unidad Ambiental Costera del Darién –UAC-Darién-

La Unidad Ambiental Costera del Darién (UAC-Darién) se encuentra ubicada desde punta Caribaná (departamento de Antioquia) hasta cabo Tiburón (Frontera con Panamá) en el departamento del Chocó (Figura 12-2). Para efectos de trabajo particularmente con la Corporación Autónoma Regional para el Desarrollo Sostenible de Urabá –CORPOURABÁ-, la UAC-Darién se ha venido abordando hasta el límite entre el departamento de Antioquia y el departamento de Córdoba, incluyendo todos los municipios antioqueños que tienen zona costera.

En esta Unidad tienen injerencia, entre otros: 2 Corporaciones Autónomas Regionales y de Desarrollo Sostenible: CORPOURABA y CODECHOCÓ; principalmente dos Institutos de Investigación vinculados al MAVDT: Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras –INVEMAR- y el Instituto de Investigaciones Ambientales del Pacífico –IIAP-. La dependencia del MAVDT Unidad Administrativa Especial de Parques Nacionales –UAESPNN- en el área de manejo especial AME-Darién. La gobernación de Antioquia y la gobernación de Chocó y los municipios con zona costera (en el Caribe) de estos dos departamentos.



Figura 12-2. Delimitación UAC-Darién

Teniendo en cuenta que el objetivo general es el de “Promover el manejo de los ecosistemas presentes en la región sur de la costa Caribe continental colombiana, a través del diagnóstico, zonificación y definición de la estructura administrativa de manejo de la Unidad Ambiental Costera Darién –UAC-Darién-, permitiendo el ordenamiento de las acciones en el territorio, la participación de las comunidades y el aprovechamiento racional y alternativo de los recursos naturales por parte de todos los actores sociales interesados en el área”, los logros obtenidos hasta el momento son:

- Límites del área de estudio verificados, teniendo en cuenta los criterios de la PNAOCI, la distribución de los ecosistemas en la UAC-Darién y las consideraciones de los investigadores, las entidades y los pobladores participantes.
- Caracterización de la UAC-Darién realizada, con base en la recopilación y análisis de la información secundaria y primaria. En el componente físico se identificó que la cuenca de Urabá se sitúa en la región occidental del Serranía del Abibe y en el bloque del Chocó. Con base en el crucero oceanográfico realizado se clasificaron los sedimentos del golfo de Urabá y el se identificó parcialmente el régimen hidrodinámico del mismo. En el componente biótico, se caracterizaron 5 ecosistemas marinos y costeros y las especies

asociadas en cada uno de ellos. En la zona terrestre y de transición se caracterizaron los ecosistemas de acuerdo con sus asociaciones, encontrándose 10 tipos de cobertura vegetal. Se caracterizaron las actividades económicas del área de estudio, a través del análisis de sus procesos productivos, discriminándolos según el grado de desarrollo tecnológico y orientación empresarial, en 6 sistemas productivos empresariales y 7 sistemas tradicionales. Tanto geomorfología, como cobertura ecosistémica y usos fueron cartografiados a escala 1:100.000 y a partir de la superposición de las capas de estos mapas se definieron 200 Unidades ecológicas del paisaje.

Unidad Ambiental Costera de la Alta Guajira –UAC-Alta Guajira-

La Unidad Ambiental Costera de la Vertiente Norte de la Sierra Nevada de Santa Marta (UAC VNSNSM) se encuentra ubicada desde la boca del río Ranchería (inclusive) en el departamento de La Guajira hasta la boca del río Córdoba (inclusive) en el departamento del Magdalena (Figura 12-3).

En esta Unidad, tienen injerencia entre otros: 2 Corporaciones Autónomas Regionales: CORPAMAG y CORPOGUAJIRA; el Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras – INVEMAR-. La dependencia del MAVDT Unidad Administrativa Especial de Parques

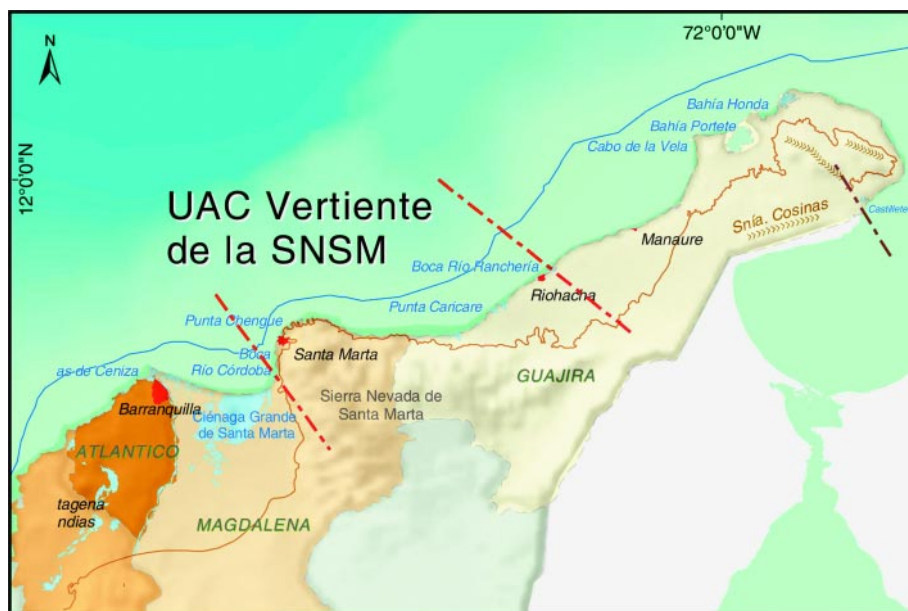


Figura 12-3. Ubicación de la UAC VNSNSM

Nacionales –UAESPNN- en el área de parques nacionales naturales de isla Salamanca y Flamencos. Los municipios con zona costera de los departamentos de La Guajira y Magdalena y Resguardos indígenas ubicados en la zona costera. Los integrantes del Consejo Ambiental Regional Sierra Nevada de Santa Marta –CAR SNSM-.

Hasta la fecha el desarrollo de las actividades de MIZC en la UAC-VNSNM se limita a la porción correspondiente a la zona costera del departamento de La Guajira entre Palomino y el río Ranchería inclusive. Actualmente se cuenta con una propuesta de investigación para llevar a cabo la preparación y la fase I y II caracterización-diagnóstico y formulación del plan de manejo integrado de la UAC-VNSNM respectivamente, incluyendo la zona costera del departamento del Magdalena entre Palomino (límite con La Guajira) y el río Córdoba. Dicha propuesta fue presentada ante el Consejo Ambiental Regional de la Sierra Nevada de Santa Marta, pero aún no cuenta con financiación, ni con la apropiación por parte de las entidades con injerencia en el área de estudio.

Dichos avances han permitido el naciente mejoramiento del manejo de los ecosistemas marinos y costeros en la zona costera del departamento del Cauca, Nariño, Antioquia y La Guajira. Se requiere mucho esfuerzo para que los avances alcanzados den frutos y pueden ser implementados por los entes locales.

La preparación de la Visión 2019, ha de incluir en toda su dimensión la implementación de la PNAOCI como base para el mejoramiento de la calidad de vida de los habitantes y la ordenación de las áreas marinas y costeras, y por ende, su preparación como territorios promisorios para la creación y puesta en funcionamiento de áreas marinas protegidas que conserven nuestra base natural (como fue el compromiso en Johannesburgo, 2002), el desarrollo del turismo, la infraestructura vial, férrea y portuaria, el mejoramiento de la calidad ambiental marina, la diversificación de productos potencialmente comerciables a partir de la bio-prospección, y el desarrollo de la investigación marina y costera, a partir de lo cual se hará de las zonas costeras áreas competitivas a nivel nacional e internacional.

A pesar de los avances, es mucho lo que hay por hacer, y en especial se destaca la importancia que amerita llevar a cabo en el próximo cuatrenio, entre otras, las siguientes acciones indicadas en la PNAOCI:

- Establecer las Unidades integrales de Planificación y Ordenamiento Ambiental Territorial en las Regiones Oceánicas y Costeras del Pacífico, Caribe y Caribe Insular, declarando a sus ecosistemas como el espacio fundamental de este ordenamiento (indicador: “directriz ministerial” con la participación del Consejo Nacional Ambiental y muy particularmente el DNP).

- Incorporar criterios ambientales en el desarrollo y funcionamiento de la infraestructura costera y el crecimiento de los sectores dinamizadores de la economía (indicador: “# planes y programas de desarrollo y expansión sectorial con criterios ambientales específicos en zonas costeras y marinas y armonizados con la conservación y restauración de ecosistemas y recursos marino-costeros”; responsabilidad de todos los ministerios y el DNP)
- Proponer e implementar soluciones a conflictos ambientales por uso y ocupación de los espacios oceánicos y zonas costeras (indicador: Subprogramas en ejecución; responsabilidad de todos los ministerios y el DNP)
- Diseñar y establecer los instrumentos que permitan prevenir y minimizar los efectos negativos de los riesgos por desastres naturales e inducidos por los usuarios costeros (indicador: “Subprograma del Plan Nacional para la Prevención y Atención de Desastres específico para esta Política”; responsabilidad de la DNPAD, MAVDT, DIMAR y entidades SINA)
- Constituir los Comités Regionales de MIZC, responsables por la coordinación y armonización de los planes subregionales y locales de MIZC (indicador: “# comités constituidos y funcionando”; responsabilidad MAVDT, DNP, entes territoriales y entidades SINA).
- Mejorar la eficiencia y efectividad de las prácticas administrativas, fortaleciendo las capacidades de las entidades ejecutoras del MIZC, especialmente, mediante la generación de programas de entrenamiento en el tema tanto en el nivel académico (doctorados y maestrías), la claridad de competencias en la zona costera de las entidades locales y la asesoría técnica a departamentos y municipios para la promoción, planificación y cumplimiento de las normas en zonas costeras.

12.3. Mapeo de la Biodiversidad Marina del Caribe Colombiano para la Planeación de la Conservación

Las redes de conservación de sitios han sido adoptadas como un acertado mecanismo para la conservación de la biodiversidad. Desde la perspectiva de la planificación para la conservación, estas acciones tenderían a abarcar una red lo más grande posible, sin embargo en la realidad, la extensión de cualquier sistema de conservación estará limitado por factores sociales y económicos.

La planeación y diseño de dichas redes se basa en el principio de representatividad como uno de los principales criterios, de allí la necesidad de conocer y espacializar apropiadamente la distribución de la diversidad biológica objeto de conservación. Hasta la fecha, en Colombia, han habido pocas iniciativas tendientes a generar mecanismos apropiados para espacializar, medir y analizar la biodiversidad marina encaminados a soportar las prioridades e intereses de todos los actores en la asignación o identificación de potenciales áreas de conservación.

Debido a la imposibilidad de representar la biodiversidad como tal, el uso de “sustitutos” o indicadores de biodiversidad se hace necesario. Algunos de estos indicadores incluyen, riqueza o presencia de especies, representantes de taxa mayores, hábitat, cadenas alimenticias, comunidades macro bénticas, patrones biogeográficos y patrones de conectividad, entre muchos otros. Sin embargo, ninguno de estos indicadores ha sido preferido o probada su aplicación universal para apoyar la selección o priorización de áreas de conservación.

El estudio *Mapeo de la Biodiversidad Marina del Caribe Colombiano con fines de Planeación para la Conservación* siguió como objetivo principal, estimar el uso de “sustitutos” o indicadores de biodiversidad marina específicos en la vertiente Caribe continental colombiana, para determinar su conveniencia como criterio de soporte a los procesos de planeación para la conservación de la biodiversidad, a través de los siguientes objetivos específicos: a) Describir la distribución espacial de las asociaciones de especies macrobénticas a través de información bio-geográfica disponible usando índices de biodiversidad, hábitat bénticos y ecorregiones como sustitutos de biodiversidad; y b) Estimar la efectividad y conveniencia del uso de las representaciones espaciales resultantes como una herramienta complementaria en los procesos usuales de priorización de sitios para conservación de la biodiversidad.

12.3.1. Métodos

La metodología adoptada sigue los primeros pasos del *Marco de Planeación Sistemática de la Conservación* propuesto por Margules y Pressey (2000), excepto que se usan estrictamente consideraciones biológicas y ambientales en la selección de sitios. En este marco los principios de representatividad, suficiencia y eficiencia son implementados en modelos matemáticos que proveen el sustento para la selección.

A través de un SIG se manejaron dos fuentes de información a) datos puntuales que representan registros de especies macrobénticas colectadas con redes demersales a lo largo de la plataforma continental del Caribe colombiano entre 20 y 500 m de profundidad y b) mapas de cobertura de hábitat bénticos marinos (praderas de fanerógamas y formaciones coralinas). Además se incluyeron las coberturas correspondientes a límites administrativos, áreas urbanas, la línea costera, batimetría, cobertura de áreas del sistema de Parques Nacionales Naturales, límites de las ecorregiones naturales, facies sedimentarias y demás información cartográfica relevante que permitió dar sustento a la predicción espacial de ensamblajes llevada a cabo a través del uso del sistema modelador ©DesktopGarp (Genetic Algorithm for the Rule-Set Production).

El Sistema de Soporte de Decisiones MARXAN (Marine Spatially Explicit Annealing fue utilizado para asistir los procedimientos de la selección de sitios. Éste programa realiza

una simulación matemática iterativa y al azar hasta encontrar la mejor opción de mínimo costo que cumpla la “meta de conservación” definida por el usuario. Se usaron dos escenarios; uno de “No reserva” que no contempló las áreas actuales del Sistema Nacional del Áreas Protegidas –SINAP, y uno de “UP semilla” que si las considera como áreas iniciales en el proceso de selección.

12.3.2. Discusión de Resultados

El análisis de comunidades macrobénticas sobre los 80 arrastres demersales incluyó 1209 especies pertenecientes a siete Phylum mayores. Del total de especies analizadas, 345 estaban representadas por un solo individuo. Esta distribución refleja la dificultad de tomar decisiones de priorización de sitios para la conservación a nivel de especies en la zona marina. De igual forma, refleja la escasa disponibilidad de información requerida para realizar una acertada representación espacial a este mismo nivel específico.

La utilización de ensamblajes como sustitutos de biodiversidad, permitió hacer representaciones de probabilidad de distribución espacial reflejando a grandes rasgos áreas con mayor biodiversidad a lo largo del área estudiada. Se destacan dentro de los mismos los sectores frente al departamento del Magdalena (Parque Nacional Natural Tayrona) y Atlántico (Bocas de Ceniza) entre 300 y 400 metros de profundidad.

Un total de once experimentos fueron desarrollados en MARXAN para la selección de sitios que reflejaran una mayor diversidad. La tabla 12-1 resume las metas de conservación propuestas y sus porcentajes para cada uno de los 20 objetos de conservación usados en los experimentos.

La selección de los mejores portafolios en cada uno de los escenarios fueron analizados y representados utilizando el SIG del estudio. Ambos escenarios fueron exitosos en el cumplimiento de la metas. El escenario de “NO reserva” seleccionó 691 UP que cubre un área aproximada de 6200 km² (Figura 12-4). El escenario de “UP Semilla” seleccionó 904 UP cubriendo un área de 8135 km² (Figura 12-5). Ambas figuras representan aquellos sitios con mayor biodiversidad en el Caribe colombiano.

Si bien es cierto que los sustitutos de biodiversidad utilizados corresponden a los mismos usados para hacer las delimitaciones *ad hoc* de las áreas marinas protegidas definidas a la fecha, el uso de herramientas y modelos matemáticos permitió identificar una concordancia con estos mismos sitios y con nuevos que albergan una gran biodiversidad y que necesitan entrar a un futuro proceso de definición de nuevas áreas de conservación de biodiversidad marina; tal es el caso de las áreas del Urabá y norte de la Guajira.

Tabla 12-1. Objetos de conservación utilizados en MARXAN para la selección de sitios. *k*: valor de conservación, *Ck*: porcentaje requerido

Criterio	k	Ck	Meta
Hábitat béntonico marino			
Arrecife de Coral	6863	30%	2059
Pastos marinos	5378	30%	1613
Ensamblajes macrobénticos			
<i>Penaeopsis serrata</i> <i>Parapeneus politus</i>	9239	30%	2772
<i>Glyphocrangon neglecta</i> <i>Hyalinoecia artifex</i>	26849	30%	8055
<i>Glyphocrangon neglecta</i> <i>Prionocrangon pectinata</i>	47996	30%	14399
<i>Hyalinoecia artifex</i> <i>Glyphocrangon neglecta</i>	22421	30%	6726
<i>Mulinia cleryana</i> <i>Trachycardium muricatum</i>	19956	30%	5987
<i>Munida longipes</i> <i>Neobythites gilli</i>	42910	30%	12873
<i>Penaeopsis serrata</i> <i>Gazza olivacea</i>	20954	30%	6286
<i>Portunus spinicarpus</i> <i>Macoma tenta</i>	107970	30%	32391
<i>Portunus spinicarpus</i> <i>Citharichthys cornutus</i>	32778	30%	9833
Eco-regiones			
Guajira- - GUA	91599	10%	9160
Tayrona - TAY	4415	10%	441
Palomino - PAL	24327	10%	2433
Magdalena - MAG	36269	10%	3627
Centro - CENT	4973	10%	497
Caribe Oceanico Continental - COO	16240	10%	1624
Atrato -ATR	22609	10%	2261
Archipiélagos Coralinos - ARCO	55018	10%	5502
Arboletes - ARB	22609	10%	2261

Tabla 12-2. Resumen de datos de las dos mejores soluciones

Criterios de conservación	Total		Escenario					
			No reserva			Semilla UP		
	UP	Área de cobertura	UP	%UP	Área de cobertura	UP	%UP	Área de cobertura
Arrecifes de coral	215	617	65	30.2	585	116	54.0	1044
Pastos marinos	262	484	78	29.8	702	73	27.9	656
Áreas de SINAP	306	1984	1984	19.9	549	306	100	2753



Figura 12-4. Sitios seleccionados por MARXAN para el escenario de “No reserva”

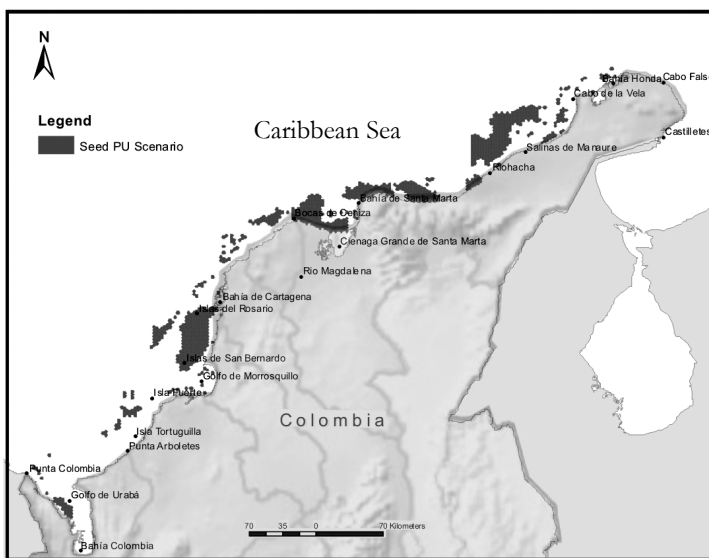


Figura 12-5. Sitios seleccionados por MARXAN para el escenario de “UP Semilla”

12.3.3. Conclusiones y Recomendaciones

- En cumplimiento con el objetivo propuesto, los resultados muestran una aproximación sistemática y objetiva para la selección de lugares de conservación, basado únicamente en aspectos biológicos y ambientales, generando un primer esquema regional, en lugar de presentar una solución definitiva.
- El uso de asociaciones biológicas como sustituto o indicador de biodiversidad muestra ser conveniente para inferir la riqueza de especies derivada de los niveles taxonómicos más altos y representaciones similares para seleccionar áreas marinas de interés para la conservación
- En la investigación se evidenció el gran potencial del SIG de Biodiversidad Marina del Caribe Colombiano para la representación, integración y agregación de información, fácilmente obtenidos y guardados para futuras referencias. Aunque se tuvo acceso a información sobre las especies, no tenía el nivel de detalle requerido, por esta razón fue necesario predecir su dispersión espacial. Sin embargo, estos métodos necesitan desarrollar una relación estadística de intervalos de confianza entre la distribución espacial de especies y los descriptores ambientales.
- Con la utilización de diferentes fuentes de información, se evidenció la dificultad para manejar datos generados por diferentes instituciones, por lo que se recomienda unificar la plataforma de información espacial mediante la utilización de formatos similares, con el fin de facilitar este tipo de iniciativas.

12.4. Modelo de Planificación de un Sistema Representativo de Áreas Marinas Protegidas para el Caribe Continental Colombiano

Con el fin de garantizar la conservación de la enorme biodiversidad del país, dentro de sus estrategias para la conservación *in situ*, Colombia ha declarado Áreas Naturales Protegidas en diversas categorías y formas de administración desde la década de 1960, para asegurar la preservación de los recursos naturales. Esta estrategia ha sido ratificada por diversos convenios internacionales firmados por el gobierno colombiano en el tema, entre estos y de mayor importancia, el Convenio de Diversidad Biológica (CDB).

A nivel nacional, dentro del SPNN actualmente existen 51 áreas protegidas en el territorio colombiano, administradas por el Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial (MAVDT), mediante la acción de la Unidad Administrativa Especial del Sistema de Parques Nacionales Naturales (UAESPNN); este número representa aproximadamente el 9% de territorio considerando solamente la parte terrestre del país y menos del 0.5 % incluyendo las áreas marinas y costeras, por lo que la representatividad de la biodiversidad

marino costera no ha sido protegida de forma significativa (Alonso, 2005). De estas áreas, solo once (11) son de carácter marino, marino-costero o costero únicamente (siete en Caribe y cuatro en el Pacífico).

A partir de la séptima reunión en Kuala Lumpur (Malasia) de la Conferencias de las Partes (COP 7) del Convenio de Biodiversidad, se establecieron unas metas de conservación para generar un sistema regional o nacional de AMP para el 2012. Sin embargo, los niveles de protección de estas áreas en Colombia son bajos debido a numerosos problemas que van desde¹: (1) la falta de declaración de AMP de forma sistémica, ya que no responden a objetivos de conservación y no existe claridad respecto a sus funciones y a criterios de selección, (2) la débil articulación en la planificación y gestión de las mismas, (3) la falta de recursos económicos y personal calificado, las inconsistencias y vacíos normativos y por último, (4) la deficiente y muchas veces inaplicable investigación, debido a la carencia de una política clara y unos lineamientos y programas debidamente definidos, así como la ausencia de mecanismos que hagan accesible la información que se genera de esta hacia los tomadores de decisión.

El planteamiento de crear sistemas o redes de AMP, se fundamenta en el enfoque ecosistémico de la conservación marina y el reconocimiento de la conectividad biofísica entre ecosistemas y poblaciones marinas, por lo cual las AMP requieren estar interconectadas físicamente en correspondencia a los flujos de materia, energía y poblaciones (Baker, 2000). Mediante esta investigación, se generaron algunos insumos para la consolidación del Subsistema Nacional de Áreas Marinas Protegidas de Colombia, tomando con área de estudio el Caribe continental colombiano, partiendo de un análisis de vacíos de representatividad de los principales hábitats marinos costeros dentro del Sistema Parques Nacionales Naturales (SPNN) y aplicando metas de conservación y criterios ecológicos de selección, así como la identificación de vacíos de información, para la consolidación de una verdadera red de AMP.

12.4.1. Selección de los objetos y metas de conservación

Aunque las especies pueden ser identificadas como objetos de conservación, dependiendo de la escala se asume que la conservación de las comunidades y sistemas, o los hábitats que las sustentan contribuye en gran medida a la conservación de las especies. Para este estudio se realizó un análisis de vacíos de representatividad por *ecorregiones* mejor llamadas

¹ Modificado de Memorias del Primer Seminario Taller Nacional sobre Áreas Protegidas de Colombia, Calima, 2003

*sistemas costeros*², a nivel de filtro grueso por hábitats de acuerdo al nivel de información disponible. En la tabla 12-3 se presentan la superficie y cobertura de cada objeto de conservación por sistema costero.

La pregunta básica de cuánta cobertura de hábitats marino costeros, en área de protección es necesaria para alcanzar los objetivos de conservación en el Caribe continental colombiano es compleja y difícil de responder, dada la escasez de información existente sobre procesos ecológicos y poblaciones de especies marinas. Teniendo en cuenta la experiencia en otros países como Estados Unidos, México, Cuba, entre otros, y la realidad colombiana, pero tratando de que sean ambiciosas pero factibles en el largo plazo, se proponen a continuación algunas metas de conservación para el sistema de áreas marinas protegidas en el Caribe continental colombiano a nivel de sistemas costeros y de tipos de hábitat, a saber:

- Representar como mínimo el 30% de cada sistema costero.
- Todos los hábitats presentes en los sistemas costeros deben estar representados dentro del sistema de AMP.
- Cada hábitat se debe proteger en más de una área, como protección a catástrofes locales, apoyar el intercambio de propágulos entre sitios, y proporcionar replicas de sitios para monitoreo e investigación.
- Todos los hábitats deberán tener un 30% de protección estricta. La determinación del área total de cada hábitat bajo protección debe estar relacionada con su proporción en cada sistema costero. Por ejemplo, si un hábitat cubre el 90% de un sistema costero, un tercio de este 90% deberá ser incorporado en el AMP.
- Representar el 100% de los hábitats únicos, raros y/o especiales.

12.4.2. Análisis de vacíos

El análisis de vacíos o brechas (conocido en inglés como “gap analysis”), es un método científico definido para identificar el grado en el cual las especies y comunidades naturales nativas están representadas en los diversos sistemas de áreas protegidas. Aquellas especies, comunidades o hábitats que no están adecuadamente representadas en estos sistemas de conservación, constituyen “brechas” de conservación. El propósito del análisis de vacíos es proporcionar amplia información geográfica sobre el estado de especies, comunidades y hábitats, con el fin de proveer a los planificadores y políticos una toma de decisión,

² Las ecorregiones están dadas por la distribución geográfica de poblaciones biológicas y a patrones físicos de mesoescala. El término sistemas costeros hace referencia a unidades fisiográficas cuya identidad esta basada en una combinación de hábitats particular, fundamentada por sus condiciones biofísicas, estas incluyen tanto el componente marino como terrestre.

Tabla 12-3. Superficie y distribución de los hábitats marinos costeros en los sistemas costeros del Caribe continental colombiano.

OBJETO DE CONSERVACIÓN (Hábitats)	SISTEMAS COSTEROS														CARIBE CONTINENTAL	
	Guajira		Palomino		Tayrona		Magdalena		Archipiélagos Coralinos		Morrosquillo		Darién			
	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%		
Arrecifes coralinos	512	2.1	0	0.0	691	2.8	767	3.1	22050	89.0	0	0.0	748	3.0	24768	100
Manglares	1756	2.3	0	0.0	11	0.0	35774	46.0	891	1.1	32071	41.2	7284	9.4	77787	100
Pastos marinos	30155	73.1	4559	11.1	97	0.2	79	0.2	3914	9.5	2359	5.7	94	0.2	41257	100
Litoral rocoso	82	17.5	12	2.6	95	20.3	0	0.0	45	9.6	30	6.4	205	43.7	469	100
Lagunas y estuarios	3913	3.7	4509	4.3	36	0.0	88227	84.5	413	0.4	7012	6.7	307	0.3	100000	100
Playas arenosas	25680	35.8	11160	15.6	3061	4.3	14420	20.1	182	0.3	4224	5.9	12951	18.1	71678	100
Fondos sedimentarios	800000	29.9	200000	8.6	64620	2.3	400000	14.1	400000	15.0	200000	5.9	700000	24.2	3000000	100

fundamentadas en la mejor información disponible sobre la conservación de la biodiversidad (Groves *et al.*, 2000).

Este análisis se hizo de manera jerárquica identificando los vacíos de AMP a nivel de sistemas costeros (Tabla 12-4) y posteriormente a nivel de hábitats dentro del SPNN (Tabla 12-5). De acuerdo con las metas de conservación preestablecidas, se determinaron tres clases de representatividad para los sistemas costeros: representado (=30%), subrepresentado (10-29%) y no representado (< 10%); y cuatro clases de representatividad para los siete tipos de hábitat marino-costero: excelentemente representado o ExR (= 60%), bien representado o BR (30-59%), subrepresentados o SubR (10-29%) y no representados o NoR (< 10%).

En la tabla 12-4, se observa que los sistemas costeros Tayrona, Magdalena y Archipiélagos Coralinos están subrepresentados (menos del 30%), y los sistemas costeros Guajira, Palomino, Morrosquillo y Darién, se consideran no representados (menos del 10%).

Es importante destacar que a pesar de que los sistemas costeros Guajira y Darién son más extensos que el resto de los sistemas, actualmente no poseen ningún AMP, por lo que su identidad (dada por el conjunto de hábitats presente en ese tramo costero) no está debidamente representada en el SINAP. La búsqueda de la conservación *in situ* a través del establecimiento de AMP en estos sistemas costeros debe ser una prioridad del SINAP.

De otro lado, en la tabla 12-5 se analiza la representatividad de los hábitats marinos costeros dentro de cada una de las AMP existentes, calculando los porcentajes bajo protección de cada hábitat y con respecto al área total. La información muestra que, en general, los arrecifes coralinos se encuentran excelentemente representados, bien representados los manglares, mientras que los pastos marinos, playas arenosas, lagunas costeras y estuarios, y fondos sedimentarios, se encuentran pobremente representados. Sin embargo, los porcentajes de inclusión de cada hábitat dentro de las actuales AMP son muy desiguales, concluyendo que es necesario enfocar esfuerzos de planificación y desarrollar un verdadero sistema de AMP, representativo de la biodiversidad a diferentes escalas de análisis jerárquica, en donde el principio de replicabilidad se adopte como base fundamental para garantizar la viabilidad misma del sistema a lo largo del acríbe continental colombiano (Alonso *et al.*, 2005).

Por lo anterior a manera de ejemplo, podemos observar que en la zona costera del norte del Departamento la Guajira, no presentan actualmente figuras nacionales de protección dentro del SPNN, aun cuándo en esta última, se encuentran cerca del 85% (34700 ha aprox.) del hábitat de praderas de pastos marinos y el 50% (36800 ha) de playas arenosas del Caribe colombiano (Alonso *et al.*, 2005).

Tabla 12-4. Área ocupada por AMP en cada sistema costero del Caribe continental colombiano. SFF: Santuario de Fauna y Flora; PNN: Parque Nacional Natural

SISTEMA COSTERO	Área total		AMP existente(s) dentro de cada sistema costero		Porcentaje de sistema costero designado como AMP
	ha	%	(número)	nombre	%
Guajira	1112522	30	(0)		0
Palomino	359824	10	(2)	SFF Flamencos, PNN SNSM	2.1
Tayrona	100868	3	(1)	PNN Tayrona	14.9
Magdalena	696613	19	(1)	SFF VIPIS	11.9
Archipiélagos Coralinos	451407	12	(1)	PNN CRSB	26.6
Morrosquillo	252066	7	(1)	SFF Mono Hernandez	1.5
Darién	762186	20	(0)		0

12.4.3. Selección de áreas prioritarias:

Se siguió la metodología desarrollada por Roberts *et al.*, (2003) en el cual se aplican:

- Los criterios de primer orden o de representación: (1) *Representatividad de hábitats*, el cual busca asegurar la protección de todos los hábitats principales presentes; (2) *heterogeneidad de hábitats*, este último se aplica cuando hay dos o más áreas candidatas rivales a declararse como AMP; uno de los principales criterios de selección es el número de hábitats que éstas puede contener.
- Los criterios de segundo orden o de exclusión: (3) *Amenaza humana* y (4) *catástrofes naturales*. En el primero dada la falta de indicadores directos de afectaciones humanas para el Caribe continental colombiano, como el agotamiento de especies, deterioro de hábitats costeros por construcciones costeras, arrastre de fondos y la navegación, es necesario utilizar *indicadores de amenaza* como, presencia de ciudades costeras, presencia de puertos y aporte de contaminantes marinos por desembocaduras de los ríos.
- Los criterios de tercer orden o de modificación: (5) *Presencia de etapa de vida vulnerables*, (6) *presencia de especies o poblaciones de interés especial*, (7) *tamaño* y (8) *conectividad*. Estos modifican el valor de los sitios, y pueden ser aplicados en cualquier secuencia. Así, el orden en que se utilizan depende en gran parte de los objetivos considerados para cada AMP. Estos últimos criterios muestran la necesidad de realizar investigaciones en el corto plazo para llenar vacíos de información como los patrones de circulación oceánica y dispersión larval, la localización de agregaciones reproductivas de peces, moluscos y

Tabla 12-5. Distribución de cada uno de los hábitats marino costeros (en porcentaje de área) dentro de cada una de las AMP del SINAP a lo largo del Caribe continental colombiano y su grado de representatividad (**a**: excelentemente representado; **b**: bien representado; **c**: subrepresentado; **d**: no representado) (se sombrea en negro cuando el hábitat no está presente).

OBJETO DE CONSERVACIÓN (Hábitats)	ÁREAS PROTEGIDAS														CARIBE	
	SFF LOS		PNN		PNN		SFF CGSM		SFF VIPIS		PNN CRSB		SFF MONO		CONTINENTAL	
	FLAMENCOS		SNSM		TAYRONA								HERNANDEZ		TOTAL	
	ha	%	ha	%	Ha	%	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%
A. coralinos					649	2.6			122	0.5	17234	69.6			18005	73 ^a
Manglares					11	<0.1	14746	19	8958	11.5	659	0.9	1961	2.5	26335	34 ^b
Pastos marinos					91	0.22					3342	8.1			3433	8 ^d
Litoral rocoso			12	2.7	83	17.6					12	2.7			107	23 ^c
Lagunas y estuarios	1730	1.7			30	<0.1	8985	8.6	10431	10	270	0.3	312	0.3	21758	21 ^c
Playas arenosas	850	1.2			2165	3.0			7000	9.8	182	0.3			10197	14 ^c
Fond. sedimentarios					2259	0.1			27878	1	99425	3.5			129562	5 ^d

crustáceos, entre otros, y otros datos socioeconómicos, con el fin de agregar estos criterios a la selección de áreas prioritarias de conservación.

La selección de áreas prioritarias de conservación a partir de los criterios de representación y heterogeneidad de hábitats, es un primer paso en la creación de una red representativa de AMP para el Caribe continental colombiano que proteja el espectro completo de la biodiversidad.

Los datos analizados sugieren la existencia de una serie de posibles áreas de conservación a escala subregional para el Caribe continental colombiano ubicadas de manera general en las zonas marcadas como de mayor diversidad de hábitat, adicional a las que se encuentran actualmente (Figura 12-6). Estas áreas sirven de marco general para complementar el actual sistema y trabajar sobre una futura red de AMP, que requiere de la aplicación de otros criterios ecológicos a una escala mucho más fina, no sólo para la ubicación de sitios prioritarios, sino también para la elaboración de los esquemas de manejo.

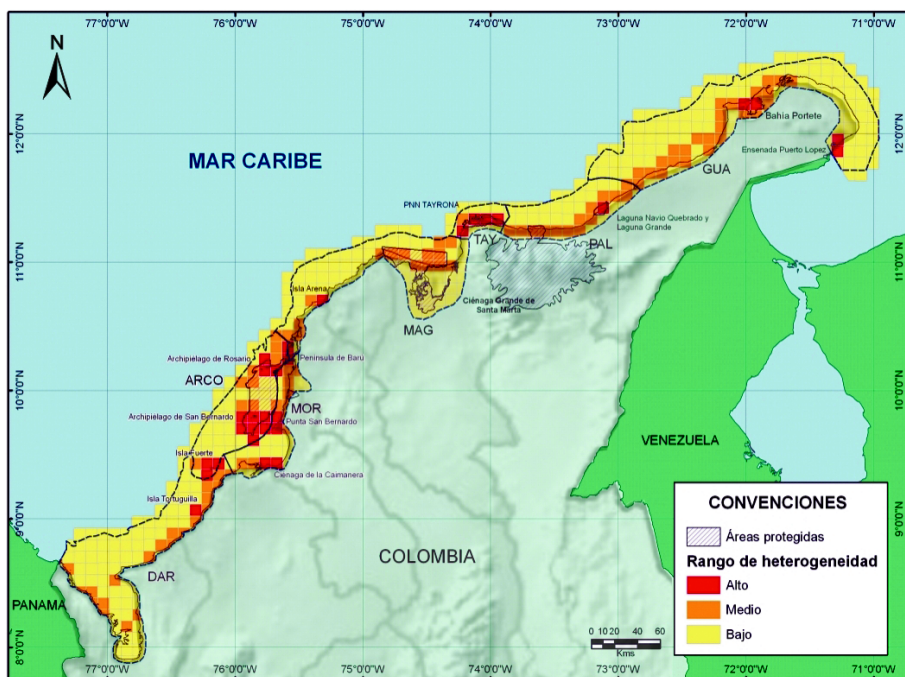
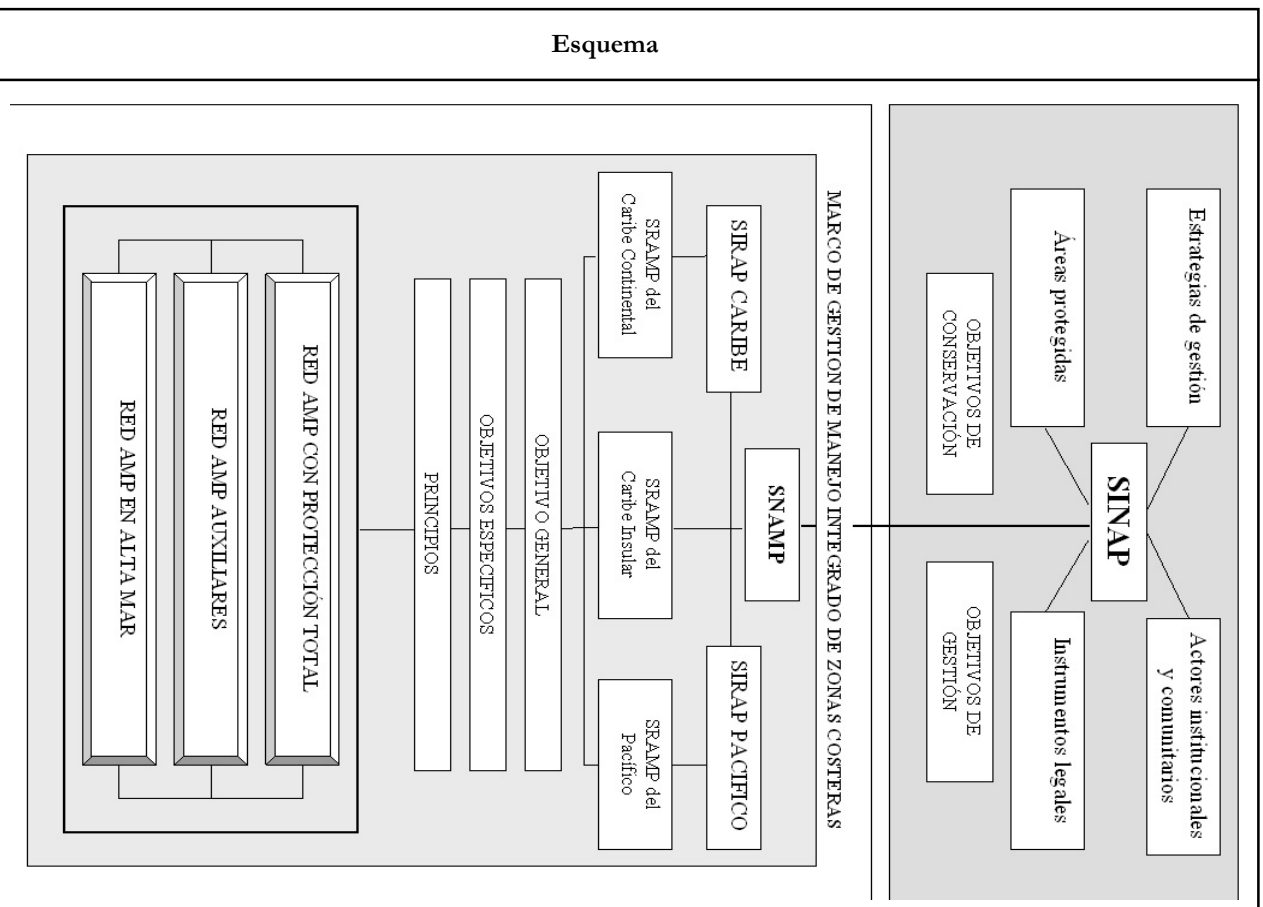


Figura 12-6. Áreas con mayor heterogeneidad de hábitats y áreas marinas protegidas existentes del SINAP en el Caribe continental colombiano.

12.4.4. Sistema representativo de Áreas Marinas Protegidas

Como parte del ejercicio se proponen la consolidación de un Subsistema Nacional de Áreas Marinas Protegidas (SNAMP) con sus respectivos Sistemas Representativos de AMP (SRAMP) para cada región costera (Caribe Insular, continental y Pacífico) a partir de la identificación de los objetivos, principios y el esquema donde se articularía el mismo dentro del SINAP:

Objetivo General	Establecer y manejar un sistema integrado, adecuado y representativo de AMP (principios CAR por su sigla en inglés, “comprehensive”, “adequate” y “representative”) para contribuir a la viabilidad en el largo plazo de los sistemas marino costeros, reduciendo las afectaciones a la estructura y funcionamiento de las poblaciones y comunidades biológicas.
Principios	Marco regional: proporcionar un marco de planificación armónico nacional y regional para desarrollar el Sistema Integralidad: incluir una gama completa de la diversidad del ambiente marino y costero Tamaño: el tamaño, configuración y replicación de las AMPs deberán asegurar el mantenimiento de la viabilidad ecológica Representatividad: la ubicación de las áreas debe considerar los diferentes tipos de comunidades, hábitats o ecosistemas en cada sistema costero y su variabilidad en diferentes regiones biogeográficas. Protección estricta: las AMP deben contener zonas estrictamente protegidas o reservas marinas o pesqueras con prohibición de todo tipo de usos extractivos. Precaución: busca evitar riesgos innecesarios que podrían generar pérdidas ambientales irreversibles. Concertación: los procesos de elaboración del plan de manejo de las AMP se realizarán mediante consultas públicas con la comunidad y grupos interesados Participación: la conservación y uso sostenible de los recursos marinos costeros es responsabilidad de todos los ciudadanos Aplicación y acatamiento de la ley: el sistema debe contar con los mecanismos legales y de aplicación de la ley que permitan que las regulaciones sean cumplidas. Financiamiento: El sistema debe contar con diversos mecanismos y fuentes de financiamiento que garanticen sus sostenibilidad en el largo plazo. Monitoreo: el sistema debe contar con medios para monitorear los indicadores que permitan medir su efectividad.



La red de AMP con protección total, tiene por objetivo, proporcionar valores intrínsecos, para permitir entender mejor el medio ambiente marino y costero, contribuir a la recuperación del ambiente marino y actuar como un seguro contra las fallas en el manejo. Pero también contribuirán a otros objetivos, incluso el bienestar socioeconómico, el uso sostenible de las pesquerías en zonas contiguas y el disfrute del público en general (SCBD, 2004).

Para el Caribe continental, las áreas que comprenderían esta red podrían equivaler a las que se seleccionaron anteriormente como áreas prioritarias de conservación (Figura 12-6), las cuales deberán a su vez cumplir con la meta de conservación propuesta del 30% de cada tipo de hábitat, y así de esta forma representar todos los hábitats, contener ejemplos de toda la diversidad biológica marino costera y abarcar una superficie suficiente y replicable en otras regiones con el fin de asegurar el cumplimiento de los objetivos y su viabilidad ecológica. Estas áreas corresponden a lo que se denomina a nivel internacional como reservas marinas o reservas pesqueras (“no take”), en Colombia corresponderían a la Reservas Naturales (equivalente a la categoría I de la IUCN), principalmente por identificarse con fines científicos o con fines de protección de la naturaleza.

Esta Red deberá ser viable a perpetuidad, frente a las amenazas cambiantes y al cambio ambiental a largo plazo (p.e. cambio climático). Las AMP incluidas en la Red deberán ser permanentes. La viabilidad podría depender de asuntos tales como el carácter de la protección jurídica, la presencia de réplicas, el diseño de cada AMP individual y la conectividad entre las mismas (directamente o usando la red auxiliar como conexión).

La red de AMP auxiliares, permitirán los usos extractivos (pesca), aunque regulados. Entre esas regulaciones estarán restricciones de artes de pesca, tamaños mínimos de captura, vedas estacionales, construcciones costeras, controles de contaminación y sedimentación, restricciones a la navegación, etc. (UNEP-CBD-SBSTTA, 2002).

La red auxiliar de AMP deberá tener un objetivo explícito de conservación de la biodiversidad o un efecto reconocido en esta, y corresponderían a las categorías de manejo II, III, IV, V o VI de la UICN, las cuales en el Anexo 4 se observa claramente a que categorías equivaldrían del SPNN de Colombia. Sin embargo, estas áreas igualmente podrán contener áreas de protección total dentro de sus esquemas de zonificación interna.

La red de AMP de alta mar, comprenden las zonas de “alta mar” es decir, la parte del océano mundial que se encuentra fuera del Mar Territorial y la Zona Económica Exclusiva (ZEE). Estas cubren aproximadamente el 50% de la superficie de la tierra, el 64% de la superficie de los océanos e incluyen la columna de agua y el fondo marino mas allá de la

jurisdicción nacional (Young, 2003). La incertidumbre actual sobre el estado de los recursos vivos en alta mar y las consecuencias de su uso podría justificar la adopción de un enfoque preventivo sobre la explotación de esos recursos (Gubbay, 2003).

Aunque no existen actualmente experiencia ni instrumentos nacionales claros para abordar la protección de estas áreas, si existen algunos instrumentos internacionales y regionales (UNEP-CBD-SBSTTA, 2002). Por ello, se propone la creación de redes de AMP de alta mar, como una estrategia a mediano plazo frente a los riesgos potenciales del impacto de la pesca, el cabotaje, la minería de extracción, y la bio-prospección a escala comercial en estas zonas, con escasa documentación. El concepto de AMP de alta mar podría aplicarse al Caribe colombiano como un instrumento legal para proteger recursos pesqueros similares al existente en áreas de pesca comunes, como ocurre actualmente en el área entre Colombia y República Dominicana, pero específicamente estas áreas tienen su potencial en el Pacífico colombiano. Esta categoría requeriría una de manejo de la UICN equivalente a un AMP dentro de la red y dentro del SINAP del país o países involucrados en el proceso.

12.5. Avances del Sistema de Parques Nacionales Naturales de Colombia en el Manejo de las Áreas Marinas y/o Costeras Protegidas

Las áreas protegidas se constituyen en uno de los principales instrumentos de conservación y uso sostenible de los recursos marinos y costeros, pero resultan insuficientes por el desconocimiento de las mismas y sus altos costos de administración. Sin embargo, hay un creciente interés sobre la diversidad biológica marina y costera, que se refleja en los compromisos adquiridos en este tema durante la Cumbre de Johannesburgo y la Séptima Conferencia de las Partes –COP 7-, donde se insta a adoptar medidas inmediatas en cumplimiento de las decisiones de dicha conferencia.

El Sistema de Parques Nacionales Naturales en un esfuerzo por avanzar en el cumplimiento de su misión, orienta un ejercicio de construcción conjunta de los planes de manejo de sus áreas protegidas, entre los equipos de trabajo de las áreas y el nivel central de la institución, donde se presenta un avance significativo en los años 2004 – 2005. Con un gran esfuerzo humano, técnico y financiero realizado por toda la Unidad de Parques, se lograron articular los tres niveles: local, territorial (regional) y central (nacional), para consolidar en el 2004 un proceso conceptual y metodológico de planificación desarrollado durante varios años, de manera que sirviera de soporte para la formulación de los planes de manejo articulados a procesos participativos de conservación, contando con el respaldo de la Embajada de Holanda en el marco de los Programas de Fortalecimiento y Parques del Pacífico.

Durante el año 2005 se avanzó en la formulación de planes de manejo conformados por tres componentes:

1. Diagnóstico: retoma la información existente sobre el Área Protegida para establecer los problemas de conservación y de manejo.
2. Ordenamiento: establece una zonificación de manejo articulada a sistemas de ordenamiento y de acuerdos de manejo, en el marco de un análisis de escenarios.
3. Plan estratégico: es la ruta estratégica para solucionar los problemas identificados en el diagnóstico de acuerdo con la zonificación de manejo para cumplir los objetivos de conservación.

Actualmente los valores objeto de conservación de las áreas protegidas del Sistema se encuentran en proceso de ajuste. Los ecosistemas marinos y costeros que contienen dichos objetos son los arrecifes coralinos, manglares y bosques de transición, sistemas de playas, acantilados y litorales rocosos, estuarios, deltas y lagunas costeras, pastos marinos y fondos blandos de la plataforma continental.

De acuerdo a los planes estratégicos de los planes de manejo de las áreas marinas y/o costeras del Pacífico y el Caribe del Sistema de Parques Nacionales Naturales, que se formularon en el año 2005 y que actualmente se encuentran en ajuste, consolidan las estrategias de manejo en tres procesos con el fin de disminuir amenazas o presiones y dar solución a los problemas prioritarios por solucionar: manejo de la información, contribución al ordenamiento ambiental del territorio y fortalecimiento administrativo.

12.5.1. Proyecto: Corredor Marino de Conservación del Pacífico Este Tropical, entre las Islas Cocos, Galápagos, Malpelo, Coiba y Gorgona

La Iniciativa del Corredor Marino de Conservación del Pacífico Este Tropical, entre las islas Cocos (Costa Rica), Galápagos (Ecuador), Coiba (Panamá), y Malpelo y Gorgona (Colombia), tiene como propósito asegurar la conectividad entre los principales ecosistemas marinos de la Región Biogeográfica del Pacífico Este Tropical y varias de sus Ecorregiones, constituyendo un gran área bajo régimen de administración especial encaminada al desarrollo sostenible y la conservación del corredor a nivel regional.

En el desarrollo de la iniciativa se estableció un nivel técnico, responsable de las acciones que se definan para la implementación del Corredor, conformado por un delegado del Ministerio de Ambiente de cada país, y por una Secretaría Técnica encargada de ejecutar las acciones que se definan para la gestión integral del proyecto. La Presidencia Pro Tempore y la Secretaría Técnica tienen un carácter rotativo entre los cuatro países, donde ambas instancias ejercen sus funciones en una misma sede, por un período de dos años. Desde el 2004 dicha función la ejerce Costa Rica. Además, se conformó un Grupo Asesor Técnico

cuya función consiste en preparar los insumos y propuestas científicas y técnicas para apoyar la gestión del Corredor.

En este marco técnico, se nombró el Comité Técnico Regional que se reunió por primera vez en Gorgona del 1 al 5 de septiembre del 2005. El Comité estableció algunos lineamientos básicos para el avance del proceso de consolidación del Corredor Marino.

Con respecto al Plan de Acción para la implementación del Corredor se tomaron como grandes ejes temáticos: la biodiversidad, la pesca, el turismo responsable y la prevención y el control. Dentro de ellos se propusieron 5 líneas de acción: información, investigación y monitoreo; política y legislación; planificación y ordenamiento; fortalecimiento de la capacidad; y coordinación regional.

Actualmente la iniciativa cuenta, para su implementación y consolidación, con el apoyo de importantes instituciones internacionales dedicadas a la conservación del medio ambiente y al desarrollo sostenible. Dentro de éstas se destacan el GEF, CI-WALTON, UNESCO, MARVIVA y la Fundación Malpelo, entre otras, con quienes se ha venido concertando diferentes proyectos encaminados a apoyar la iniciativa y a garantizar su pleno desarrollo. No obstante se hace necesario seguir reforzando el esquema de cooperación internacional para generar una sostenibilidad de la iniciativa. Para ello se hace necesario el apoyo constante en tres líneas fundamentales: la técnica, la económica y la logística.

12.6. Avances de la Comisión Colombiana del Océano en la Coordinación de Actividades Relacionadas con el Manejo de los Ambientes Marinos y Costeros en Colombia

12.6.1. Política Nacional del Océano y de los Espacios Costeros

De acuerdo con el decreto 347 de 2000, que reorganizó la Comisión Colombiana de Oceanografía hoy Comisión Colombiana del Océano - CCO, la principal tarea de la CCO es proponer la Política Nacional del Océano y de los Espacios Costeros. Durante el presente año se elaboró, con base entre otros, en los Lineamientos de la Política Nacional del Océano y de los Espacios Costero – LPNOEC, en los resultados de la “Mesa Permanente de la Sociedad Civil para Pensar el Océano”, y las conclusiones y recomendaciones del Congreso Nacional de Desarrollo Marítimo y Costero EXPOMARES - 2004, una versión actualizada de la Política Nacional del Océano y de los Espacios Costeros, que puede ser consultada en la página www.cco.gov.co. El capítulo ambiental de esta política se encuentra representado en la Política Nacional Ambiental para el Desarrollo Sostenible de los Espacios Oceánicos y Zonas Costeras e Insulares de Colombia promulgada por el Consejo Nacional Ambiental en el año 2000.

12.6.2. Comités Técnicos Nacionales - CNT de la CCO

En la actualidad los Comités Técnicos Nacionales tienen como función hacer seguimiento y articulación interinstitucional en el nivel nacional de las políticas, planes y programas específicos elaborados por ellos o con su participación. Los CNT existentes son:

- Comité Técnico Nacional de Alerta contra Tsunami
- Comité Técnico Nacional para el Estudio del Fenómeno El Niño
- Comité Técnico Nacional para la Prevención de la Contaminación Marina
- Comité Técnico Nacional de Programas de la COI
- Comité Nacional de Manejo Integrado de Zonas Costeras –MIZC- liderado en conjunto con el Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial –MAVDT-. El cual cuenta con el grupo de expertos en MIZC a cargo de la CCO.
- Comité de Cultura y Educación Marítima
- Comité Jurídico Interinstitucional

Los CNT se ocupan de las siguientes políticas, planes y programas específicos: “Plan Decenal de Acción del Programa de Estudio Integral del Fenómeno de El Niño”; “Plan Nacional para la Gestión del Riesgo por Tsunami – PNGR”; Plan Nacional para la Investigación, Evaluación, Prevención, Reducción y Control de la Contaminación Generada al Mar por Fuentes Terrestres y Marinas – PNICM”, y “Política Nacional Ambiental para el Desarrollo Sostenible de los Espacios Oceánicos y Zonas Costeras e Insulares de Colombia”. Así mismo, se apoya la implementación del “Plan Local de Emergencia y Contingencia por Tsunami en Tumaco”, en cuyo marco se realizó el primer simulacro nacional de evacuación por sismo, licuación y tsunami, el 29 abril de 2005.

El Comité Jurídico Interinstitucional de la CCO continúa laborando con el fin de armonizar el marco jurídico marítimo nacional. El Comité trabaja en la propuesta sobre la actualización de la Ley 10 de 1978.

El Comité de Cultura y Educación Marítima trabaja en el desarrollo del Programa de Recuperación de la Identidad Nacional con el Mar, creado en el 2003 y de su estrategia de comunicación “Colombia debe Saber a Mar”, que incluye actividades de difusión en medios masivos de comunicación.

12.7. Literatura citada

- Alonso D. 2005. Modelo de planificación de un sistema representativo de áreas marinas protegidas para el Caribe continental colombiano. M.Sc. Tesis. Universidad de las Palmas de la Gran Canaria. 135 p.
- Alonso, D., Bustamante, G. y D. Roza. 2005. Biodiversity Representativeness Gap Analysis in the Continental Colombian Caribbean Marine Protected Areas. Noviembre de 2005. Memories, 58 Reunion

- Global Caribbean Fisheries Institute -GCFI en San Andrés Isla – Colombia.
- Baker, J. L. 2000. "Guide to Marine Protected Areas". Department for Environment and Heritage, Government South Australia. Adelaide (Australia).
- Ball, I. and H. Possingham, Marxan (v1.8.2). Marine Reserve Design using Spatially Explicit Annealing. 2000: Queensland, Australia. p. 70.
- Comisión Colombiana del Océano. 2000. Lineamientos de la Política Nacional del Océano y los Espacios Costeros. Colombia.
- Groves C. B; Valutis L., Vosick D., Neely B., Wheaton K., Touval J. y B. Runnels. 2000. "Diseño de una geografía de la esperanza: Manual para la planificación de la conservación ecorregional". The Nature Conservancy, Vol. I y II. 2a Edición.
- Gubbay S. 2003. "Protecting the natural resources of the High Seas". Proceedings of the experts Workshop on High Seas Marine Protected Areas, IUCN, WCPA, WWF. Málaga.
- Margules, C.R. and R.L. Pressey, Systematic conservation planning. *Nature*, 2000. 405: p.243-253.
- Ministerio del Medio Ambiente (MAVDT). 2000. Política Nacional Ambiental para el Desarrollo Sostenible de los Espacios Oceánicos y las Zonas Costeras e Insulares de Colombia. Bogotá.
- PRIMER-E Ltd, PRIMER 5 for Windows Demo. 2004: Plymouth, United Kingdom.
- Roberts, C.R.; Branch G., Bustamante R., Castilla J.C. Dugan J. Halpern B., Lafferty K., Leslie H., Lubchenco J., McArdle D., Ruckelshaus M. y R. Warner. 2003. "Application of ecological criteria in selecting marine reserves and developing reserve networks". *Ecological Applications*. 13 (1): 199- 214.
- SCBD. 2004. "Biodiversity issues for consideration in the planning, establishment and management of protected area sites and networks: Some considerations on marine and coastal protected areas network design". Secretariat of the Convention on Biological Diversity -SCBD, CBD Technical Series No. 13. Montreal.
- The University of Kansas Center for Research, DesktopGarp. 2002: Kansas, USA. p.DesktopGarp homepage.
- UAESPNN-Unidad Administrativa Especial del Sistema de Parques Nacionales, El Sistema de Parques Nacionales Naturales de Colombia., ed. Minambiente. 1998, Santafé de Bogotá: I/M Editores. 498.
- UNEP-CBD-SBSTTA. 2002. "Diversidad Biológica Marina y Costera. Informe del grupo especial de expertos técnicos sobre áreas protegidas marinas y costeras". Órgano Subsidiario de Asesoramiento Científico, Técnico y Tecnológico –SBSTTA/8/1. Montreal.
- Vides Casado, M.P. (2005) Colombian Caribbean marine biodiversity mapping for conservation planning. Enschede, ITC, 2005. 59 p.