

Serie de Publicaciones Periódicas

Numero 8



Octubre de 2007

Santa Marta, Colombia

ISSN: 1692-5025

Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras "José Benito Vives De Andrés", Vinculado al Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial

INFORME DEL ESTADO DE LOS AMBIENTES MARINOS Y COSTEROS EN COLOMBIA: AÑO 2006



INFORME DEL ESTADO DE LOS AMBIENTES MARINOS Y COSTEROS EN COLOMBIA: AÑO 2006

INSTITUTO DE INVESTIGACIONES MARINAS Y COSTERAS
"JOSÉ BENITO VIVES DE ANDRÉS"
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 Andreis INVEMAR
Vinculado al Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial
Cerro Punta Betín, Santa Marta, DTCH
Teléfonos (+ 57) (+ 5) 4214413/4214775 Ext. 251, 125 Fax (5) 4312975 A. A. 1016
www.invemar.org.co

Coordinación General
Jesús A. Garay Tinoco
Subdirector Coordinación de Investigaciones

Corrección de estilo y Compilación de textos
Diana Isabel Gómez-López
Coordinadora de Línea ODI

Foto Portada
Petrochirus diógenes
Diana Isabel Gómez L.

Diagramación
Luigi Pérez Lopsant

Impresión
Litoflash

Las líneas de delimitación fronteriza presentados 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 Andreis" INVEMAR

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

Citar la obra completa

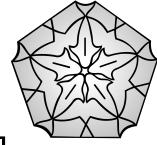
INVEMAR. 2007. Informe del Estado de los Ambientes Marinos y Costeros en Colombia: Año 2006. Serie de Publicaciones Periódicas No. 8. Santa Marta, 378 Pág.

Citar Capítulos

Autores. 2007. Título. Pp (intervalo de páginas). En: INVEMAR. 2007. Informe del Estado de los Ambientes Marinos y Costeros en Colombia: Año 2006. Serie de Publicaciones Periódicas No. 8. Santa Marta, 378 Pág.

ISSN: 1692-5025

Palabras Clave: Recursos Costeros, Recursos Marinos, Ecosistemas Marinos, Colombia



INVEMAR

CONTENIDO

Capítulo I

1. MARCO GEOGRÁFICO 3
Blanca Oliva Posada (bposada@invemar.org.co)
y Daniel Rozo(drozo@invemar.org.co)
- 1.1. Características generales de la región Caribe continental 3
- 1.2. Características generales de la región Caribe insular 7
- 1.3. Características generales de la región Pacífico continental e Insular 8
- 1.4. Literatura Citada 10

Capítulo II

Estado del Conocimiento del Medio Ambiente Abiótico

2. ASPECTOS FÍSICOS DEL MEDIO MARINO Y COSTERO 13
Blanca Oliva Posada (bposada@invemar.org.co)
y Georgina Guzmán (gguzman@invemar.org.co)
- 2.1. Región Caribe continental 13
- 2.2. Región Caribe Insular 15
- 2.3. Región Pacífico Continental 19
- 2.4. Región Pacífico Insular 21
- 2.5. Literatura citada 23
3. LA CALIDAD AMBIENTAL MARINA Y COSTERA 25
Walberto Troncoso O. (wtroncoso@invemar.org.co),
Martha Liliana Gómez G. (mlgomez@invemar.org.co),
Janet Vivas A. (janeti@invemar.org.co)
y Luisa Fernanda Espinosa (lespinosa@invemar.org.co)
- 3.1. Estado actual de las fuentes de contaminación generada en los mares y costas 25
- 3.2. Estado de la calidad de las aguas costeras 29
- 3.3. Indicadores de la calidad de las aguas costeras 33
- 3.4. Ejercicio de representación de los indicadores ICAMPFFM y ICAMRAPM 37
- 3.5. Conclusiones del estado de las aguas marino-costeras evaluadas mediante indicadores 39
- 3.6. Literatura citada 39

Instituto de Investigaciones
Marinas y Costeras
"Jose Benito Vives De Andrés"
INVEMAR

Director General
Francisco A. Arias Isaza

Subdirector Coordinación
de Investigaciones
(SCI)
Jesus Antonio Garay Tinoco

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

Coordinador Programa
de Biodiversidad y
Ecosistemas Marinos (BEM)
Gabriel R. Navas Suárez (E)

Coordinador Programa Valoración y
Aprovechamiento de Recursos
(VAR)
Mario E. Rueda Hernandez

Coordinador Programa
Calidad Ambiental Marina
(CAM)
Luisa Fernanda Espinosa

Coordinadora Programa Investigación
para la Gestión Marina y Costera
(GEZ)
Paula Cristina Sierra Correa

Coordinadora Programa
Geociencias Marinas y Costeras
(GEO)
Georgina Guzman Ospitia

Coordinador Servicios Científicos
(CSC)
Oscar David Solano Plazas

Santa Marta, 2006

Capítulo III

Estado del Conocimiento de Los Ecosistemas

Marinos y Costeros

4.	ESTADO DEL CONOCIMIENTO DE LOS ARRECIFES CORALINOS	45
4.1.	Definición, Importancia, Distribución y Extensión de los Arrecifes de Coral	45
4.2.	Consideración Inicial al Estado de los Arrecifes en 2006	46
4.2.1.	Monitoreo SIMAC y Evaluación en el Área de Santa Marta	48
	Raúl Navas-Camacho (rnavas@invemar.org.co)	
	Alberto Rodríguez-Ramírez (betorod@invemar.org.co),	
	María Catalina Reyes-Nivia (catareyes@invemar.org.co),	
	Nadiezhdá Santodomingo (nadiaks@invemar.org.co),	
	Kelly Gómez-Campo (kelly_gomez@invemar.org.co),	
	Katherine Bernal (Katherine_bernal@invemar.org.co),	
	Johanna Vega-Sequeda (johavega@gmail.com),	
	Julián Olaya-Restrepo (julianolaya80@yahoo.com),	
	Diego Luís Gil-Agudelo (diego.gil@invemar.org.co),	
	Jaime Garzón-Ferreira (anisotremus@gmail.com),	
	Fernando Zapata Rivera (fazapata@univalle.edu.co),	
	Nacor Bolaños (nacorwbc@yahoo.com),	
	Alfredo Abril (alfredoabril@hotmail.com),	
	Guillermo Duque-Nivia (gduque@lsu.edu),	
	Diego Luís Duque (pnncorales@yahoo.com),	
	Alex Taborda (alexandertaborda@hotmail.com)	
4.2.2.	Estado de las Formaciones Arrecifales y sus Comunidades de Peces en el Área de Santa Marta	58
	Alberto Rodríguez-Ramírez (betorod@invemar.org.co),	
	María Catalina Reyes-Nivia (catareyes@invemar.org.co),	
	Nadiezhdá Santodomingo (nadiaks@invemar.org.co),	
	Julián Olaya-Restrepo (julianolaya80@yahoo.com),	
	Johanna Vega-Sequeda (johavega@gmail.com),	
	Raúl Navas-Camacho (rnavas@invemar.org.co),	
	Kelly Gómez-Campo (Kelly_gomez@invemar.org.co),	
	Katherine Bernal (Katherine_bernal@invemar.org.co)	
4.2.3.	Sobrevivencia, Crecimiento y Salud de <i>Acropora palmata</i> en el Parque Nacional Natural Tayrona (PNNT) y el Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo (PNNCRSB)	67
	Bibiana Molina-Tinjacá (molina.bibiana@gmail.com),	
	Ivonne Galvis-Galindo (ivonnegalga@hotmail.com),	
	Adolfo Sanjuan-Muñoz (adolfo.sanjuan@utadeo.edu.co)	

- 4.2.4. Sobrevivencia, Crecimiento y Salud de *Acropora cervicornis* en el Parque Nacional Natural Tayrona (PNNT) y en el Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo (PNNCRSB) 69
 Bibiana Molina-Tinjacá (molina.bibiana@gmail.com),
 Ivonne Galvis-Galindo (ivonnegalga@hotmail.com),
 Adolfo Sanjuan-Muñoz (adolfo.sanjuan@utadeo.edu.co)
- 4.2.5. Reproducción Sexual de los Corales Hermatípicos *Eusmilia fastigiata* y *Solenastrea bournonii* (Scleractinia: Caryophyllidae-Faviidae) en el Área de Santa Marta, Caribe Colombiano 71
 Katrin Perilla Rocha (katrin.perilla@gmail.com),
 Adriana Santacruz Castro (nanisam2003@yahoo.com.ar),
 Adolfo Sanjuan-Muñoz (adolfo.sanjuan@utadeo.edu.co)
- 4.2.6. Corales escleractinios juveniles como evidencia del mantenimiento y renovación de las formaciones coralinas en el archipiélago de las Islas del Rosario 73
 Tomás López-Londoño (tomas.lopez@invemar.org.co),
 Raúl Navas-Camacho (rnavas@invemar.org.co),
 Diego Luis Gil-Agudelo (diego.gil@invemar.org.co)
- 4.2.7. Estado actual del crecimiento coralino en el Caribe colombiano: coral lechuga *Agaricia tenuifolia* (Dana 1846) y la pluma de mar *Pseudopterogorgia acerosa* (Pallas, 1766). 77
 Silvia Cáceres (s-cacere@uniandes.edu.co),
 Johanna Cadena (mi-caden@uniandes.edu.co)
 Juan Armando Sánchez (juansanc@uniandes.edu.co)
- 4.2.8. Estado actual de las poblaciones de *Acropora cervicornis*, *Acropora palmata*, *Diploria labyrinthiformis* y *Siderastrea siderea* en el área marina protegida corales del Rosario y San Bernardo. Uso como indicadores biofísicos de efectividad de manejo 84
 Ana María Giraldo (giraldoanam@yahoo.com),
 Daniel Salazar (salazarsalamanca@yahoo.com)
 Diana Rodríguez (estrellaelectricamarilla@gmail.com),
 Elvira Alvarado (elvira.alvarado@utadeo.edu.co),
 Juan Armando Sánchez (juansanc@uniandes.edu.co)
- 4.2.9. Estado de la Efectividad en el Manejo del Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo: Tendencias Preliminares 87
 Carolina Camargo (c-camar1@uniandes.edu.co),
 Juan Armando Sánchez (juansanc@uniandes.edu.co),
 Jorge Maldonado (jmaldona@uniandes.edu.co),
 Rocío Moreno (rpmoreno@humboldt.org.co),
 Elvira Alvarado (elvira.alvarado@utadeo.edu.co),
 Juan D Osorio (davi-oso@uniandes.edu.co),
 Andrés Mogollón (an-mogol@uniandes.edu.co),
 Nelson Manrique (na.manrique47@uniandes.edu.co)

4.2.10. Tamaño y composición de dos formaciones coralinas del santuario de fauna y flora malpelo, pacífico colombiano	96
Luis Chasqui (lchasqui@hotmail.com)	
y Fernando A. Zapata (fazapata@univalle.edu.co)	
4.2.11. Estructura de la comunidad de peces en dos formaciones coralinas de isla malpelo, pacífico colombiano	98
Adriana Alzate (adriana_alzate@yahoo.com)	
y Fernando A. Zapata (fazapata@univalle.edu.co)	
4.3. Literatura citada	104
5. ESTADO DEL CONOCIMIENTO DE LOS MANGLARES	115
Jorge Restrepo Martínez, (jrestrepo@invemar.org.co),	
Silvana Espinosa, (silvanaespinosa@invemar.org.co),	
Juan Carlos Pino R, (jcpino@yahoo.com),	
Alejandro Zamora Guzmán, (alzagu1867@yahoo.com),	
Marnan Copete Hidalgo, (hidlgo@msn.com),	
Alberto Rodríguez-Ramírez, (betorod@invemar.org.co),	
Raúl Navas-Camacho, (rnavas@invemar.org.co),	
Johanna Katherine Bernal, (katherine_bernal@invemar.org.co),	
Kelly Gómez. (kelly_gomez@invemar.org.co),	
Jaime R. Cantera (jcantera@univalle.edu.co),	
Maria Catalina Sánchez G. (kafka39@yahoo.com),	
Julio Cesar Rodríguez, (julio.cesar@crc.gov.co)	
y Gerardo Arteaga (gerardotumaco@hotmail.com)	
5.1. Introducción	115
5.2. Estado de los Manglares	115
5.2.1. Departamento de La Guajira Bahía Portete	116
5.2.2. Departamento del Atlántico	118
5.2.3. Departamento del Magdalena	120
5.2.4. Departamento de Sucre	126
5.2.5. Departamento de Antioquia-Golfo de Urabá	126
5.2.6. Departamento del Chocó	127
5.2.7. Departamento del Valle del Cauca- Bahía Málaga	130
5.2.8. Departamento del Cauca- Llanura aluvial del sur	131
5.2.9. Departamento de Nariño	135
5.3. Conclusiones	136
5.4. Literatura citada	137
6. ESTADO DEL CONOCIMIENTO DE LOS PASTOS MARINOS	139
6.1. Definición e Importancia	139
6.2. Distribución de los pastos marinos	140
6.3. Estado actual	141

6.3.1.	Estructura vegetal y productividad foliar de praderas de <i>Thalassia testudinum</i> (Banks ex König, 1805) en el departamento de La Guajira, Caribe colombiano en época seca Diana I. Gómez-López (digomez@invemar.org.co), y Margarita Rosa Albis (mralbiss@unal.edu.co)	143
6.3.2.	Monitoreo de <i>Thalassia testudinum</i> en la bahía de Chengue, PNN Tayrona: 1994-2006 Alberto Rodríguez-Ramírez (betorod@invemar.org.co), Raúl Navas-Camacho (rnavas@invemar.org.co), Johanna Katherine Bernal (Katherine_bernal@invemar.org.co) y Kelly Gómez (kelly_gomez@invemar.org.co)	156
6.4.	Recomendaciones Diana I. Gómez-López (digomez@invemar.org.co)	158
6.5.	Literatura citada	158
7.	ESTADO DEL CONOCIMIENTO DE LOS LITORALES ROCOSOS	161
7.1.	Definición, Importancia y Generalidades	161
7.2.	Distribución y litología de los litorales rocosos	164
7.3.	Amenazas que Enfrentan los Litorales Rocosos de Colombia Adriana Osorno Arango (adrianaosorno@invemar.org.co)	164
7.4.	Estudios Recientes en los Litorales Rocosos del Caribe Colombiano	166
7.4.1.	Composición Biótica, Estado y Distribución de los Litorales Rocosos de Islas del Rosario (Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo - PNNCRSB), Caribe Colombiano. Adriana Osorno Arango (adrianaosorno@invemar.org.co) y Diego Luís Gil Agudelo (diego.gil@invemar.org.co)	166
7.4.2.	Comparación de la Diversidad de Cangrejos en el Litoral Rocosos de Isla Periquito, Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo (PNNCRSB), Caribe Colombiano, con Tres Diferentes Influencias de Oleaje Macías Luis Felipe (pipe84@lycos.es), Parra Sierra Ángela (nitaparra@gmail.com) y Ruiz Sáenz Edgardo (edgatoru@hotmail.com)	171
7.5.	Estudios Recientes en los Litorales Rocosos del Pacífico Colombiano: Luz Marina Mejía-Ladino (mardeluz@invemar.org.co), Jaime Ricardo Cantera Kintz (jcantera@univalle.edu.co), Gustavo Castellanos (gustavo80@yahoo.com), Silvana Espinosa (silvanaespinosa@invemar.org.co), Carlos Guevara (cefletcher8@hotmail.com),	175

	Juan Lazarus (jflazarus@gmail.com), Luz Ángela López de Mesa (gnazul@hotmail.com), Ángela Oviedo (angela_mobula@yahoo.com), Germán Parra (inciva@gmail.com), Juan Segura (juriseso@hotmail.com), Pilar Lozano (plozano@invemar.org.co)	
7.5.1.	Fondos sumergidos	176
7.5.2.	Playas rocosas	176
7.5.3.	Acantilados	178
7.5.4.	Diversidad de la Fauna	180
7.5.5.	Geomorfología de la Isla Malpelo y Desarrollo de Comunidades en el Litoral Rocoso	182
	Mateo López-Victoria (sv6682@uni-giessen.de) y Daniel Rozo (drozo@invemar.org.co)	
7.5.6.	Fauna Asociada a los Procesos de Bioerosión en Acantilados Rocosos Terciarios en la Bahía de Buenaventura, Pacífico Colombiano	186
	A.M. Cobo Viveros (almacovi@hotmail.com) y J.R. CanteraKintz (jcantera@univalle.edu.co)	
7.5.7.	Estructura Comunitaria del Intermareal Rocoso De Isla de Palma (Bahía Málaga) e Isla Gorgona	189
	José Luís Cuellar (ecologia@univalle.edu.co) y Alan Giraldo (agiraldo@univalle.edu.co)	
7.5.8.	Estructura de la Comunidad de Peces de Arrecifes Rocosos en Ambientes Marinos y Estuarinos	191
	Adriana Alzate (adriana_alzate@yahoo.com) y Fernando A. Zapata (fazapata@univalle.edu.co)	
7.5.9.	Peces de Pozos Intermareales en Áreas Rocosas	195
	Gustavo Castellanos-Galindo (gustavo80@yahoo.com), Alan Giraldo (agiraldo@univalle.edu.co) y Fernando A. Zapata (fazapata@univalle.edu.co)	
7.6.	Literatura citada	198
8.	ESTADO DEL CONOCIMIENTO DE LOS FONDOS BLANDOS	205
8.1.	Introducción	205
	Ángela Guzmán-Alvis, Néstor E. Ardila, Erika Montoya-Cadavid (erika_montoya@invemar.org.co)	
8.2.	Estado actual	206
8.2.1.	Fondos sumergidos del Pacífico colombiano	207
	Luz Marina Mejía-Ladino (mardeluz@invemar.org.co), Jaime Ricardo Cantera Kintz (jcantera@univalle.edu.co),	

	Gustavo Castellanos (gustavo80@yahoo.com),	
	Silvana Espinosa (silvanaespinosa@invemar.org.co),	
	Carlos Guevara,	
	Juan Lazarus (jflazarus@gmail.com),	
	Luz Ángela López de Mesa (gnazul@hotmail.com),	
	Ángela Oviedo (angela_mobula@yahoo.com),	
	Germán Parra (inciva@gmail.com),	
	Juan Segura (juriseso@hotmail.com),	
	Pilar Lozano (plozano@invemar.org.co)	
8.2.2.	Playas arenosas	211
8.2.3.	Planos lodosos	211
8.3.	Diversidad de la fauna del Pacífico colombiano	212
8.4.	Literatura citada	213

Capítulo IV

Estado del Conocimiento de

La Diversidad de Especies

9.	DIVERSIDAD DE ESPECIES MARINAS	217
	Martha Cecilia Díaz (mardiaz@invemar.org.co) y Gabriel Navas (grnavas@invemar.org.co)	
9.1.	Integración de la Información en Biodiversidad	217
9.1.1.	Integración del Sistema de Información en Biodiversidad Marina (SIBM) con OBIS Regional Caribe	218
	Adriana Gracia (agracia@invemar.org.co), Gabriel Navas S (gnavas@invemar.org.co), Martha Díaz-Ruiz (mardiaz@invemar.org.co), Luz Marina Mejía (mardeluz@invemar.org.co), Erika Montoya (erika_montoya@invemar.org.co), Julio Bohórquez (sinam@invemar.org.co), Leonardo Arias (ljarrias@invemar.org.co), Julián José Pizarro (jbetancourt@invemar.org.co)	
9.2.	Inventarios del Caribe	219
9.2.1.	Estado actual en el Conocimiento de la Diversidad de Zooxantelas asociadas a Corales duros	220
	Alejandro Grajales (grajal@uniandes.edu.co), Luis Chasqui (lchasqui@hotmail.com), Juan A. Sánchez (juansanc@uniandes.edu.co) y Fernando Zapata (fazr@biologia.univalle.edu.co)	
9.2.2.	Los Galatheidae y Chirostylidae	228
	Gabriel R. Navas (gnavas@invemar.org.co), Adriana Bermúdez Tobón (abermudezt@gmail.com),	

- Néstor Hernando Campos (nhcampos@invemar.org.co),
 Margarita Fierro Rengifo (mafierro@unal.edu.co)
- 9.2.3. Algas Marinas Bentónicas 233
 Martha Díaz-Ruiz (mardiaz@invemar.org.co),
 Guillermo Díaz-Pulido (g.diazpulido@uq.edu.au),
 Alejandro Rabgel (ajrangelc@yahoo.com),
 Lennin Flórez (lenin.florez@gmail.com),
 Dagoberto Pontera (theriididae@yahoo.com)
- 9.2.4. Peces Ophiidiformes 234
- 9.2.5. Biodiversidad de Comunidades de Corales Azooxantelados en el 234
 AMP Corales del Rosario San Bernardo e Isla Fuerte
 Nadiezhda Santodomingo (nadiaks@invemar.org.co),
 Javier Reyes (jreyes@invemar.org.co),
 Adriana Gracia-Clavijo (agracia@invemar.org.co),
 Inger Daniel (inger_daniel@invemar.org.co),
 Andrés Martínez,
 Juan Diego Urriago (urriago@gmail.com)
- 9.2.6. Fauna Sésil Asociada a las Raíces de *Rhizophora mangle* en la 237
 Ciénaga de Cholón, Isla Barú, Municipio de Cartagena, Caribe
 Colombiano
 Allan G. Valle (allan_valle@invemar.org.co),
 Adriana Osorno (agracia@invemar.org.co),
 Diego L. Gil-Agudelo (diego.gil@invemar.org.co)
- 9.2.7. Inventario, Aspectos Ecológicos, Ensayos de Bioactividad 240
 y Potencial de Cultivo de los Holoturidos de la Región
 de Santa Marta
 Marisol Santos (msantos@invemar.org.co),
 Giomar Borrero (giomarborrero@yahoo.es),
 Gabriel Navas (gnavas@invemar.org.co)
- 9.3. Inventarios de flora y fauna marina del Pacífico 242
 Luz Marina Mejía-Ladino (mardeluz@invemar.org.co),
 Jaime Ricardo Cantera Kintz (jcantera@univalle.edu.co),
 Gustavo Castellanos (gustavo80@yahoo.com),
 Carlos Guevara (cefletcher8@hotmail.com),
 Juan Lazarus (jflazarus@gmail.com),
 Luz Ángela López de Mesa (gnazul@hotmail.com),
 Ángela Oviedo (angela_mobula@yahoo.com),
 Wilson Devia (wildevia@telecom.com.co),
 Leonardo Herrera (lherrera@univalle.edu.co),

	Raúl Neira (rneria@univalle.edu.co),	
	Armando Ortega-Lara (tictiologo71@yahoo.com),	
	Enrique Peña (epeña@univalle.edu.co),	
	Efraín Rubio (erubio@univalle.edu.co),	
	Patricia Falk (falkfernandez@hotmail.com),	
	Lilian Flórez-González (lilianyubarta@emcali.net.co),	
	Fernando Castillo (calidris@calidris.org.co),	
	Carlos Ruiz (calidris@calidris.org.co),	
	Richard Johnston (rjohnston@calidris.org.co)	
9.3.1.	Moluscos	242
9.3.2.	Peces	242
9.3.3.	Crustáceos	243
9.3.4.	Pacífico Oriental Tropical y del Pacífico colombiano (peces de los ordenes Gadiformes, Ophidiiformes y Lophiiformes)	244
9.3.5.	Bahía Málaga	245
9.4.	Colecciones biológicas de organismos marinos	251
9.5.	Diagnóstico de Especies Amenazadas	253
9.5.1.	Estado de la Población de <i>Diadema antillarum</i> en Islas del Rosario (Caribe colombiano)	254
	Alberto Acosta (laacosta@javeriana.edu.co),	
	Guillermo Forero (jgferro@javeriana.edu.co),	
	Martha Y. Vallejo (vallejom@javeriana.edu.co)	
9.5.2	Algunos aspectos ecológicos y socioculturales de la cigüa (<i>Cittarium pica</i>) en el Darién caribe colombiano	257
	Beatriz Toro (beatriz.toro@ucaldas.edu.co),	
	Javier Rosique Gracia (csrogrja@antares.udea.edu.co),	
	Juan Gonzalo Marín (jgmarin1@une.net.co),	
	Tatiana Correa (tatimares@hotmail.com)	
9.5.3.	Estado actual de las poblaciones de piangua <i>Anadara tuberculosa</i> en la costa Pacífica colombiana	261
	Silvana Espinosa G (silvanaespinosa@invemar.org.co),	
	Luis A. Zapata (lazapata@wwf.org.co),	
	Carmen Candelo (ccandelo@wwf.org.co),	
	María Ximena Zorrilla (lazapata@wwf.org.co),	
	Gerardo Arteaga (gerardotumaco@hotmail.com),	
	María Fernanda Delgado (maria_delgado@invemar.org.co),	
	Bernardo Orobio (bernardo_orobio@invemar.org.co),	
	Diego L. Gil-Agudelo (diego.gil@invemar.org.co)	
9.6.	Literatura citada	268

Capítulo V

Estado del Conocimiento de Los Recursos

Sometidos A Explotación

10.	ESTADO DEL CONOCIMIENTO DE LOS RECURSOS SOMETIDOS A EXPLOTACIÓN	295
10.1.	Recursos Marinos Mario Rueda (mrueda@invemar.org.co)	295
10.2.	Recursos sometidos a explotación por pesca Mario Rueda (mrueda@invemar.org.co), Juan Carlos Narváez (jnarvaez@invemar.org.co), Efraín Vloria (evloria@invemar.org.co), Nayibe Madrid, Farit Rico, Jacobo Blanco (jblanco@invemar.org.co)	295
10.3.	Recursos sometidos a explotación por acuicultura y bioprospección Javier Gómez- León (jgomez@invemar.org.co), Marisol Santos-Acevedo (msantos@invemar.org.co), Claudia Castellanos (claudiac@invemar.org.co)	322
10.4.	Avance hacia el conocimiento del valor de uso de las áreas marinas protegidas César Rojas (cesar_rojas@invemar.org.co), Mario Rueda (mrueda@invemar.org.co)	340
10.5.	Literatura citada	343

Índice de Figuras

- Figura 1-1. Localización de áreas marinas y costeras de Colombia (Modificado de INVEMAR, 2001)
- Figura 2.1. Ciénaga de Mallorquín y su relación con el río Magdalena (Tomado de Capitanía Puerto Barranquilla en Taller erosión costera, 2006, Informe BPIN, Posada *et al.*, 2006)
- Figura 2-2. Mapa generalizado de La Isla de San Andrés donde se ubican todos los sectores mencionados en el texto (Tomado de INVEMAR, 2003a)
- Figura 2-3. Distribución de la sismicidad 1964-2002, con Magnitud > 5.0, reportada en el catálogo EHB (Engdahl, *et al.*, 1998; 2002), para el área este de la cuenca de Panamá y oeste de Colombia, en función de la profundidad de los sismos indicada por la escala de colores
- Figura 2-4. Variabilidad anual vertical de la temperatura y la salinidad en la zona pelágica de Isla Gorgona. (Tomado de Giraldo *et al.*, 2007)
- Figura 3-1. Fuentes de contaminación al medio marino, más relevantes en Colombia
- Figura 3-2. Distribución de las áreas de recreación que sobrepasaron los límites permisibles para actividades de contacto primario durante el 2006
- Figura 3-3. Distribución de las áreas de recreación aptas para actividades de contacto primario en el primer semestre de 2006, acordes a la norma (Decreto 1594 de 1984; <200 NMP Cf/100 ml).
- Figura 3-4. Puntos de monitoreo con mayor presencia de hidrocarburos en aguas en las zonas costeras de Colombia, durante los años 2001 - 2006.
- Figura 3-5. En el ejemplo se aprecia que para el pH, los valores naturalmente encontrados en aguas marinas (8.2) tienen una buena calificación. Todos los parámetros que hacen parte del algoritmo para el cálculo del indicador, posee una función calificadora similar.
- Figura 3-6. Representación gráfica de los indicadores de calidad de aguas marinas año 2001, para Preservación de Flora y Fauna (PFFM) y para Recreación, Actividades Náuticas y Playas (RAPM).
- Figura 3-7. Representación gráfica de los indicadores de calidad de aguas marinas año 2003, para Preservación de Flora y Fauna (PFFM) y para Recreación, Actividades Náuticas y Playas (RAPM).
- Figura 3-8. Representación gráfica de los indicadores de calidad de aguas marinas año 2006, para Preservación de Flora y Fauna (PFFM) y para Recreación, Actividades Náuticas y Playas (RAPM).

- 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 2005-2006 en Chengue, San Andrés y Gorgona, y 2004-2006 en Rosario, Urabá Chocoano y San Bernardo. 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 en corales pétreos para las estaciones SIMAC del Caribe colombiano de 2004 a 2006. En el año 2005 no pudo realizarse el monitoreo para las estaciones de Rosario, San Bernardo y Urabá.
- Figura 4-4. Promedios generales y errores estándar de la prevalencia de las enfermedades de Plaga Blanca (arriba) y Lunares oscuros (abajo) en corales pétreos para las estaciones SIMAC entre 2004 y 2006. En el año 2005 no pudo realizarse el monitoreo para las estaciones de Rosario, San Bernardo y Urabá.
- Figura 4-5. Promedios generales y errores estándar de la prevalencia del fenómeno fisiológico de blanqueamiento en corales pétreos para las estaciones SIMAC del Caribe colombiano de 2004 a 2006. En el año 2005 no pudo realizarse el monitoreo para las estaciones de Rosario, San Bernardo y Urabá.
- Figura 4-6. Enfermedades coralinas comúnmente registradas por el SIMAC en las estaciones ubicadas en los arrecifes del Caribe colombiano. A) Banda Negra en *Diploria strigosa*. B) Banda Blanca en *Acropora cervicornis*. C) Plaga blanca en *Diploria labyrinthiformis*. D) Banda Amarilla en *Montastraea faveolata*. E) White Pox en *A. palmata*. y F) Lunares Oscuros en *Siderastrea siderea*.
- Figura 4-7. Prevalencia general y error estándar del fenómeno fisiológico de blanqueamiento en las estaciones de Gorgona para los años 2004 a 2006.
- Figura 4-8. Densidad promedio de erizos (individuos / 20m²) y error estándar, integrando los niveles somero y medio de profundidad en las áreas de

monitoreo SIMAC del Caribe y Pacífico colombianos para los años 2004 y 2006. SAN=San Andrés; IRS=Islas del Rosario; CHE=bahía de Chengue; ISB=Islas de San Bernardo; UCH=Urabá chochoano; SMT=Santa Marta y GOR=Gorgona.

- Figura 4-9. Densidad promedio de erizos de la especie (*Diadema antillarum*) (individuos/20m²) y error estándar en las parcelas del nivel somero de las estaciones SIMAC de San Andrés, Islas del Rosario, Chengue y Urabá chochoano.
- Figura 4.10. Densidad promedio general (\pm error estándar; individuos en 60 m²) de las familias selectas en el área de estudio en las dos épocas climática evaluadas. Para el cálculo se incluyeron todas las estaciones evaluadas n=20. ACA=Acanthuridae; CAR=Carangidae; CHA=Chaetodontidae; HAE=Haemulidae; LAB=Labridae; LUT=Lutjanidae; POM=Pomacanthidae; POC=Pomacentridae; SCA=Scaridae; SER=Serranidae. Valores resultantes de promediar todas las estaciones.
- Figura 4-11. Promedio de las principales categorías del sustrato en el área de Santa Marta en las dos épocas climática evaluadas (arriba=SECA. Abajo=Lluviosa). Para el cálculo se incluyeron todas las estaciones evaluadas n=20. AL = algas, CO = corales duros, SA = sustrato abiótico, ES = esponjas, CB = corales blandos, CY = cianofíceas y OT = otros organismos sésiles.
- Figura 4.12. Frecuencia de visitas de buceo en los sectores del área de Santa Marta y el PNN Tayrona. Datos recolectados de 2777 inmersiones entre Abril de 2005 y Julio de 2006.
- Figura 4.13. Especies con mayor frecuencia de pesca en el área de Santa Marta y el PNN Tayrona. Datos recolectados de 2370 faenas de pesca entre Mayo de 2005 y Octubre de 2006.
- Figura 4-14. Incremento promedio mensual de *A. palmata* con su respectivo error estándar.
- Figura 4.15. Frecuencia de las condiciones de deterioro encontradas. A.e. (anomalías esqueléticas), I.a. (invasión algal), Blanq. (Blanqueamiento), A.s. (agresión por peces del género *Stegastes*), M.r. (mortalidad reciente), A.c. (Agresión por cangrejos).
- Figura 4-16. Incremento promedio mensual (\pm error estándar) de *A. cervicornis* en el PNN y el PNNCRSB durante la época seca de 2005.
- Figura 4-17. Frecuencia de las condiciones de deterioro encontradas. A.e. (anomalías esqueléticas), I.a. (invasión algal), Blanq. (blanqueamiento), A.s. (agresión

- por peces del género *Stegastes*), M.p. (mortalidad parcial), M.r. (mortalidad reciente), I.e. (invasión por esponjas).
- Figura 4-18. Ubicación del Archipiélago de las Islas del Rosario en el Caribe colombiano y de las ocho localidades muestreadas.
- Figura 4-19. Proporción de los taxa de corales juveniles encontrados. Otros corresponde a *C. natans*, *D. strigosa*, complejo *Montastrea spp.*, *M. areolata*, *Solenastrea spp.*, *D. stokesi*, *M. meandrites*, *E. fastigata*, *Madracis spp.*, *P. porites*, *Stephanocoenia spp.*
- Figura 4-20. Ubicación de los arrecifes aledaños a Cartagena monitoreados durante el presente estudio.
- Figura 4-21. a. Método del peso boyante mediante una balanza in situ b. Fotocuadrante de 25 X 25 cm de *A. tenuifolia*. c. Cuadrícula de referencia de *P. acerosa* (10 x 10 cm).
- Figura 4-22. Porcentaje del crecimiento relativo semestral a partir del área inicial colonial en *A. tenuifolia*.
- Figura 4-23. Porcentaje del crecimiento relativo semestral a partir del peso boyante inicial colonial en *A. tenuifolia*.
- Figura 4-24. Colonia de *Pseudopterogorgia acerosa* previamente podada por el hombre exhibiendo altos signos de regeneración (Burbujas, 12m, 2005). Detalle (izquierda) y colonia completa (derecha). Fotos: Juan A. Sánchez.
- Figura 4-25. Porcentaje del crecimiento relativo semestral a partir de la longitud inicial de la rama madre en *P. acerosa*.
- Figura 4-26. Estructura de la metodología investigación socioeconómica.
- Figura 4-27. Porcentaje de cobertura (promedio con desviación estándar) de los principales grupos presentes en las diferentes estaciones de muestreo. Comparación entre áreas con y sin manejo .
- Figura 4-28. Análisis estacional realizado por la comunidad de Barú.
- Figura 4-29. Medidas de El Arrecife en una vista plana. Las longitudes son dadas en metros y las profundidades en pies. El tamaño de los círculos es proporcional al tamaño relativo (estimado) de los parches. 1. *P. capitata* y *P. lobata*. 2. *P. capitata* con algunas colonias de *P. lobata* y *P. clavus*. 3. Zona de *P. clavus* con crecimiento tabular. 4. *P. lobata*, *G. planulata* y *P. gigantea*. 5. *P. lobata*. 6. *P. eydouxii*. 7. *P. lobata* y *P. eydouxii*. 8. El Arenal. Arena sin coral, solo al final una pared con *P. capitata*. 9. Colonias como repollos de *Pocillopora eydouxii?* (*capitata?*). 10. *P. gigantea*. 11. *P. clavus* y *G. planulata*. 12. *P. capitata*

sobre arena y cascajo. 13. Esqueletos viejos de *Pocillopora spp.* 14. Rocas grandes con *P. lobata*. 15. *P. capitata* y *P. lobata* sobre grandes rocas muy cerca de a la pared de la isla. 16. *P. capitata* y *P. lobata*. 17. Predominan *P. varians* y *P. davus*. 18. Roca y arena con escasas colonias de *G. planulata* y *P. chiriquiensis*. 19. *P. capitata*. 20. *P. maldivensis*. 21. *P. davus*, *P. chiriquiensis* y *G. planulata*. 22. Zona de derrumbe con pocas colonias de *P. capitata* y *P. lobata*. 23. *P. capitata* y *P. chiriquiensis*. 24. Varias colonias grandes de *P. chiriquiensis* y algunas *P. davus*. 25. Parche grande de *P. lobata* con algunas colonias de *P. davus*. 26. *P. eydouxi*, *P. capitata* y *P. lobata*. 27. *G. planulata*. 28. Termina la formación en una pared bajo “La Cara del Fantasma”. Colonias de *P. lobata* en forma de tejados, algunas *P. davus* creciendo perpendicularmente a la pared y escasas colonias de *P. capitata*.

Figura 4-30. Medidas de La Nevera en una vista plana. Las longitudes son dadas en metros y las profundidades en pies. El tamaño de los círculos es proporcional al tamaño relativo (estimado) de los parches. 1. *P. varians*. 2. *P. gigantea*. 3. *P. davus*. 4. *P. maldivensis*. 5. *P. lobata*. 6. *P. maldivensis* y *P. varians*. 7. Tejados de *P. lobata* color verde creciendo en la pared entre 26 a 52 pies. 8. *P. chiriquiensis*. 9. *P. gigantea* y *P. maldivensis*. 10. Predomina *P. gigantea*, pero también hay *P. davus* y *P. varians*. 11. Zona grande de *P. lobata* hasta aproximadamente 49 pies. 12. Colonias dispersa de *P. gigantea*, *P. maldivensis*, *P. lobata*, *P. varians* y *P. chiriquiensis*. 13. Termina la formación como un continuo, pero aproximadamente a los 280m hay nuevamente grandes parches de *P. maldivensis* y *P. varians*.

Figura 4-31. Formaciones coralinas del Santuario de Fauna y Flora Malpelo. Arriba izquierda: Colonias de *Pocillopora eydouxi* con crecimiento a manera de “repollo” entre los 10 a 13m de profundidad en El Arrecife. Arriba derecha: Vista desde abajo de colonias de *Pavona davus* creciendo perpendiculares a la pared en La Nevera (costado norte) entre los 10 a 15m de profundidad. Abajo izquierda: Vista lateral de colonias de *Porites lobata* creciendo a manera de “tejados” en La Nevera hasta los 15m de profundidad. Abajo derecha: Vista desde arriba de tejados de *Porites lobata* en La Nevera entre los 8 a los 16m de profundidad. Fotos: Alberto Rodríguez-Ramírez, INVEMAR.

Figura 4-32. Comparación de la abundancia relativa de las 20 especies más abundantes en dos formaciones coralinas de Isla Malpelo.

Figura 4-33. Dendrograma de agrupamiento de las comunidades de peces registradas en 30 transectos cinturón hechos en dos formaciones coralinas de Isla Malpelo.

- Figura 5-1. Disposición de *R. mangle* encapsulado en la barra de la Ciénaga de Mallorquín luego de tres meses de sembrado.
- Figura 5-2. Aspecto general de la siembra de manglar en la Ciénaga de Mallorquín
- Figura 5-3. a) Aspecto de apertura o rehabilitación de caños y canales en áreas de manglar. b). Apertura o rehabilitación de caños y canales en áreas de manglar sobre playón deteriorado.
- Figura 5-4. Estaciones de muestreo del monitoreo de manglares en el complejo lagunar Ciénaga Grande de Santa Marta.
- Figura 5-5. Variación del valor medio de la salinidad intersticial durante las épocas secas (enero-marzo) de 1994, 1999-2006 en cinco áreas de manglar de la ecorregión CGSM. Las barras representan el error estándar.
- Figura 5-6. Frecuencia porcentual de plántulas de las tres especies de mangle en cada una de las estaciones de la ecorregión CGSM, durante el año 2006.
- Figura 5-7. Variación de los promedios (error estándar) de la tasa de caída de hojarasca ($\text{g}/\text{m}^2/\text{día}$) del bosque de *R. mangle* durante los meses de octubre y noviembre desde 1995 hasta 2006 en las parcelas de monitoreo de la Bahía de Chengue.
- Figura 5-8. Distribución de individuos por categorías diamétricas. I (10-20 cm), II (21-40), III (41-60), IV (61-80).
- Figura 5-9. Distribución por categorías diamétricas de los árboles de mangle del Litoral del San Juan. I (10-20 cm), II (21-40), III (41-60), IV (61-80).
- Figura 5-10. Densidad (ind/0.1 ha) de brinzales, latizales y fustales de *Rhizophora* sp en las estaciones de muestreo de la zona costera de Bahía Málaga (Tomado de: INVEMAR *et al.*, 2006).
- Figura 5-11. Ubicación de los sectores de muestreo de manglares en los departamentos de Cauca y Nariño.
- Figura 5-12. Densidad (ind/0,1 ha) de brinzales, latizales y fustales de *Rhizophora* sp en cinco sectores del departamento del Cauca. Proyecto UAC LLAS.
- Figura 6-1. Áreas de praderas de fanerógamas marinas en el Caribe colombiano. Tomado de INVEMAR 2002b.
- Figura 6-2. 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), Tagüaya (MGP12), Ballenas (MGP13) y Mayapo (MGP14). Tomado de LabSI-INVEMAR.

- Figura 6-3. Promedio del ancho y longitud foliar de *T. testudinum* por estación. Departamento de La Guajira, época seca, 2006. Warreo (W), Puerto Portete (PP), Cabo de La Vela 1(CV1), Cabo de La Vela 2 (CV2), Punta Cocos (PC), Frente a la laguna Torima (FT), Santa Rosa 1 (SR1), Ballenas (B), Mayapo (MY), El Cardón (EC), Manaure 1 (M1), Manaure 2 (M2), Santa Rosa 2 (SR2), Musichi (MU), Tagüaya (T).
- Figura 6-4. Valores de biomasa en pie, biomasa rizoidal y biomasa total de *T. testudinum* por estación y profundidad. Departamento de La Guajira, época seca, 2006. Warreo (W), Puerto Portete (PP), Cabo de La Vela 1(CV1), Cabo de La Vela 2 (CV2), Punta Cocos (PC), Frente a la laguna Torima (FT), Santa Rosa 1 (SR1), Ballenas (B), Mayapo (MY), El Cardón (EC), Manaure 1 (M1), Manaure 2 (M2), Santa Rosa 2 (SR2), Musichi (MU), Tagüaya (T).
- Figura 6-5. Análisis cluster para observar las relaciones entre las praderas de *T. testudinum* en el departamento de La Guajira, época seca (2006), utilizando como método de agrupamiento el promedio de medias y la distancia Euclidiana. Warreo (W), Puerto Portete (PP), Cabo de La Vela 1(CV1), Cabo de La Vela 2 (CV2), Punta Cocos (PC), Frente a la laguna Torima (FT), Santa Rosa 1 (SR1), Ballenas (B), Mayapo (MY), El Cardón (EC), Manaure 1 (M1), Manaure 2 (M2), Santa Rosa 2 (SR2), Musichi (MU), Tagüaya (T).
- Figura 7-1. Mapa de Barú e Islas del Rosario. Se indica la ubicación de las estaciones (E) de muestreo en el ecosistema de litoral rocoso.
- Figura 7-2. Abundancia de cangrejos en los sitios de muestreo.
- Figura 7-3. Porcentajes de cobertura en los diferentes sitios de muestreo.
- Figura 7-4. Promedio de erizos y quitones por lugar de muestreo.
- Figura 7-5. Ubicación de los acantilados de Bahía Málaga; estos representan una cobertura geográfica mayor al 80% (INVEMAR *et al.*, 2006).
- Figura 7-6. Mapa de la Isla de Malpelo y sus islotes aledaños.
- Figura 7-7. Representaciones gráficas del mapa de la Isla de Malpelo e islotes aledaños en Modelo Digital de Elevación (MDE).
- Figura 7-8. Variación de la abundancia y riqueza de especies respecto a la altura mareal.

- Figura 7-9. Comparación de la riqueza por zonas (Alta | , Media - - ? - - , Baja --? --), basada en el log10 abundancia. Nótese la diferencia en la inclinación de las curvas, relacionada con la equidad de cada zona.
- Figura 7-10. Aantilados rocosos del Pacífico colombiano. A. Vertical (Isla Palma). B. Escalonado (Isla Palma). C. Canto rodado (Isla Gorgona).
- Figura 7-11. Curvas de rangos de abundancia o diversidad-dominancia para comunidades de peces de arrecifes rocosos en un ambiente marino (Isla Gorgona) y uno estuarino (Isla de Palma) del Pacífico colombiano.
- Figura 7-12. Patrón de agrupamiento por composición de especies en comunidades de peces de arrecifes rocosos observadas en 10 transectos de Isla Gorgona y 4 transectos de Isla de Palma.
- Figura 8-1. Ubicación de los fondos blandos dentro de los límites del Caribe y Pacífico colombiano; estos representan una cobertura geográfica del 99.5% de los fondos marinos del país. La barra indica la profundidad y la altitud medida en metros.
- Figura 8-2. Ubicación de los fondos de Bahía Málaga; estos representan una cobertura geográfica mayor al 50% de los fondos marinos de la bahía (INVEMAR *et al.*, 2006).
- Figura 9-1. Algunos de los grupos taxonómicos presentes en el Pacífico colombiano (Invemar *et al.* 2006).
- Figura 9-2. Patrones de Taq1 RFLP's para amplificaciones del gen 18SrRNA en un gel de poliacrilamida. 1, Escalera de 100 bp; 2 y 3, *Gardineroseris planulata* (C, E), 4 y 6, *Pavona maldivensis* (C, D, E); 5, *Porites lobata* (C, D); 7, *Pavona chiriquiensis* (C, D, E); 8, *Pocillopora capitata* (D); 9, no cortó; 10, *Pavona clavus* (C, D, E). Las letras entre paréntesis representan los clados de Symbiodinium encontrados en cada especie de coral.
- Figura 9-3. Distribución de las especies de Galatheidae y Chirostylidae del Atlántico neotropical.
- Figura 9-4. Distribución de las especies de Galatheidae y Chirostylidae del Pacífico neotropical.
- Figura 9-5. Distribución de las especies de Galatheidae y Chirostylidae en el mar Caribe colombiano con relación a las ecorregiones definidas por el INVEMAR (2000).
- Figura 9-6. Ubicación de las estaciones de muestreo de fauna asociada a las raíces de *Rhizophora mangle* en la ciénaga de Cholón.

- Figura 9-7. Quince grupos taxonómicos marino-costeros encontrados en Bahía Málaga INVEMAR *et al.* 2006).
- Figura 9-8. Densidad promedio y desviaciones estándar de la población de *D. antillarum* para cada arrecife muestreado en el estudio.
- Figura 9-9. Densidad promedio y desviación estándar de la población de *D. antillarum* para las tres profundidades (se reunió la información de todos los arrecifes para cada profundidad).
- Figura 9.10. Estructura de tallas de *D. antillarum*, total y para cada arrecife. Se indica en barras las frecuencias observadas y en la curva normal la tendencia poblacional esperada. Note el sesgo de las poblaciones hacia las clases de menor talla. Clase de tallas = cm de diámetro de testa.
- Figura 9-11. Área de estudio. Las estaciones de muestreo El Aguacate, La Coquerita, La Diana y Punta Rubén en el municipio de Acandí. Tomado y modificado de Acero y Garzón, 1987.
- Figura 9-12. Piangüa *Anadara tuberculosa*.
- Figura 9-13. Distribución de tallas de *Anadara tuberculosa* en Bazán (El Charco, Nariño).
- Figura 9-14. Distribución de tallas de *Anadara tuberculosa* en Nerete (Tumaco, Nariño).
- Figura 10-1. Producción pesquera interanual industrial y artesanal para el Caribe y Pacífico colombianos (1990-2006). 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 (a) y Caribe (b) colombiano en el año 2006. Fuente: Grupo de Investigaciones de la Subgerencia de Pesca del INCODER.
- Figura 10-3. Composición de la captura de pescados en el Pacífico colombiano en el año 2006. Fuente: Grupo de Investigaciones de la Subgerencia de Pesca del INCODER.
- Figura 10-4. Composición de la captura de crustáceos en el Pacífico colombiano en el año 2006. Fuente: Grupo de Investigaciones de la Subgerencia de Pesca del INCODER.
- Figura 10-5. Composición de la captura de moluscos en el Pacífico colombiano en el año 2006. Fuente: Grupo de Investigaciones de la Subgerencia de Pesca del INCODER.

- Figura 10-6. Composición de la captura de pescados en el Caribe colombiano en el 2006. Fuente: Grupo de Investigaciones de la Subgerencia de Pesca del INCODER.
- Figura 10-7. Composición de la captura de crustáceos en el Caribe colombiano en el 2006. Fuente: Grupo de Investigaciones de la Subgerencia de Pesca del INCODER.
- Figura 10-8. Composición de la captura de moluscos en el Caribe colombiano en el 2006. Fuente: Grupo de Investigaciones de la Subgerencia de Pesca del INCODER.
- Figura 10-9. Variación anual de las capturas comerciales en la CGSM discriminadas por grupos de especies (2000-2006). Fuente SIPEIN® V.3.0.
- Figura 10-10. Composición de las capturas comerciales de moluscos y crustáceos entre años para la CGSM (2000-2006). Fuente SIPEIN® V.3.0.
- Figura 10-11. Composición de las capturas comerciales de pescados entre años para la CGSM (2000-2006). Fuente SIPEIN® V.3.0.
- Figura 10-12. Variación anual de la CPUE promedio (+EE) multiespecífica de peces para la atarraya y trasmallo en la CGSM (2000-2006). Fuente: SIPEIN® V.3.0.
- Figura 10-13. 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 10-14. 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). Fuente: SIPEIN® V.3.0.
- Figura 10-15. Variación anual de la renta económica promedio (\pm EE) por pescador en la CGSM y su ubicación con respecto a una renta umbral (Q).
- Figura 10-16. 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 Deltáico Estuarina del río Sinú “ZDERS” coordinado por la Coordinación de Servicios Científico del INVEMAR.
- Figura 10-17. Composición de las capturas comerciales de pescados entre años para la ZDERS (2001-2006). Fuente: SIPEIN® V.3.0 del proyecto Plan de seguimiento y monitoreo de la Zona Deltáico Estuarina del río Sinú “ZDERS” coordinado por la Coordinación de Servicios Científico del INVEMAR.

- Figura 10-18. Composición de las capturas comerciales de (a) moluscos y (b) crustáceos entre años para la ZDERS (2001-2006). Fuente: SIPEIN® V.3.0. del proyecto Plan de seguimiento y monitoreo de la Zona Deltáico Estuarina del río Sinú “ZDERS” coordinado por la Coordinación de Servicios Científico del INVEMAR.
- Figura 10-19. Variación anual de la CPUE promedio (+EE) de multiespecies de peces para la atarraya y trasmallo en la ZDERS (2001-2006). Fuente: proyecto Plan de seguimiento y monitoreo de la Zona Deltáico Estuarina del río Sinú “ZDERS” coordinado por la Coordinación de Servicios Científico del INVEMAR.
- Figura 10-20. 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 Deltáico Estuarina del río Sinú “ZDERS” coordinado por la Coordinación de Servicios Científico del INVEMAR.
- Figura 10-21. 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: SIPEIN® V.3.0 del proyecto Plan de seguimiento y monitoreo de la Zona Deltáico Estuarina del río Sinú “ZDERS” coordinado por la Coordinación de Servicios Científico del INVEMAR.
- Figura 10-22. Variación anual de la renta económica promedio (\pm EE) por pescador en la ZDERS y su ubicación con respecto a una renta umbral (Q). Fuente: SIPEIN® V.3.0 del proyecto Plan de seguimiento y monitoreo de la Zona Deltáico Estuarina del río Sinú “ZDERS” coordinado por la Coordinación de Servicios Científico del INVEMAR.
- Figura 10-23. Variación interanual de los desembarcos de camarón blanco producidos por las flotas industrial y artesanal del Pacífico colombiano. Fuente: Estadísticas del INPA e INCODER.
- Figura 10-24. Relación abundancia (CPUE) y esfuerzo de pesca aplicado al camarón blanco por la flota industrial arrastrera de aguas someras en el Pacífico colombiano.
- Figura 10-25. Relación de la abundancia (CPUE) y el esfuerzo de pesca aplicado al camarón blanco por la flota industrial del Pacífico colombiano. La curva describe una tendencia de extinción exponencial de la pesquería. El recuadro muestra la función ajustada y la variabilidad explicada.
- Figura 10-26. Composición específica en peso (kg) de la captura objetivo en la pesquería del CAS del Pacífico.

- Figura 10-27. Composición porcentual en peso (kg) por grupos taxonómicos de fauna acompañante (pastel) y composición en peso (kg) de las principales familias de fauna acompañante (barras) en la pesquería del CAS del Pacífico colombiano. CI: captura incidental; D: descarte
- Figura 10-28. Variación de la captura (tn) por especie y global del recurso camarón de aguas profundas durante la serie de tiempo 1992-2005 en el Pacífico colombiano
- Figura 10-29. Variación del esfuerzo (días de pesca) ejercido sobre el recurso camarón de aguas profundas, durante la serie de tiempo 1992-2005 en el Pacífico colombiano
- Figura 10-30. Relación abundancia (CPUE) esfuerzo para el recurso camarón de aguas profundas, durante la serie de tiempo 1993-2005 en el Pacífico colombiano
- Figura 10-31. Composición porcentual por especies de la captura en peso discriminada por arte de pesca en (a) la CGSM y (b) en ZDERS para 2006. Fuente: SIPEIN ® V.3.0
- Figura 10-32. Estructura de la cadena productiva de camarón de cultivo (Agrocadenas, 2005)
- Figura 10-33. Número de visitantes anuales al PNN Tayrona. Fuente: UAESPNN (2004)

Índice de Tablas

- Tabla 1-1. Algunas cifras importantes de las áreas marinas y costeras de Colombia (Tomado de INVEMAR, 2002).
- Tabla 2-1. Puntos en donde los habitantes de la isla de San Andrés han observado erosión a lo largo de los años. (Tomado de Invemar, 2006).
- Tabla 2-2. Estudios presentados por las entidades, Isla de San Andrés (Tomado de INVEMAR, 2006).
- Tabla 3.1. Fuentes de contaminación sobre las áreas marinas y costeras del Caribe y Pacífico colombiano. Información suministrada por las CARs costeras a través de la REDCAM (Tomado de Marín *et al.*, 2005).
- Tabla 4.1. Listado de las 30 especies con mayores frecuencias de observación (FO) y abundancias relativas (AR) promedio de estaciones dentro y fuera del AMP-PNNT. En negrita se resaltan las especies que sólo alcanzaron este estado en una de las zonas.
- Tabla 5.1. Áreas de manglar estimadas en la ecorregión CGSM con base en imágenes satelitales (1995-2003) y ecuaciones de regresión para el período 2004-2006.
- Tabla 5.2. Promedios (PROM) y error estándar (EE) de los atributos 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 a partir del año 2001. 1=según Golley *et al.*, (1962).
- Tabla 5.3. Composición florística de los manglares del Bajo Baudó.
- Tabla 5.4. Abundancia, frecuencia y dominancia relativas para el cálculo del Índice de Valor de Importancia (%IVI) de los manglares del Bajo Baudó.
- Tabla 5.5. Composición florística de los manglares del Litoral del San Juan.
- Tabla 5.6. Abundancia, frecuencia y dominancia relativas para el cálculo del Índice de Valor de Importancia (%IVI) de los manglares del Litoral del San Juan.
- Tabla 5.7. Sitios de muestreo de manglar en zona costera del Cauca. Proyecto UAC LLAS.
- Tabla 5.8. Sitios de muestreo de manglar en zona costera de Nariño. Proyecto UAC-LLAS.
- Tabla 6-2. Ubicación geográfica y profundidad de las praderas de *T. testudinum* medidas por estación en el departamento de La Guajira, época seca, 2006 .

- Tabla 6-3. Principales grupos taxonómicos de algas encontrados en las praderas de *T. testudinum* en el departamento de La Guajira. Cf (confirmar), CfCc (Confirmar con corte) Ep (epífitas de pastos), Épa (epífitas de algas).
- Tabla 6-4. Promedio, desviación estándar, máximos, mínimos y coeficiente de variación de los atributos estructurales medidos en las praderas de *T. testudinum* del departamento de La Guajira, época seca, 2006.
- Tabla 6-5. Clasificación del sedimento presente en las praderas de *T. testudinum* del departamento de La Guajira, época seca (2006), mediante el programa SFT (2000-2001).
- Tabla 6-6. Producción primaria, tasa de renovación, tasa de crecimiento y biomasa en pie de las praderas de *T. testudinum* en Warreo y Cabo de la Vela 1, Alta Guajira, época seca, 2006 (promedio \pm 1 error estándar) .
- Tabla 6-7. Comparación de la producción primaria, tasa de renovación, tasa de crecimiento y biomasa en pie de las praderas de *T. testudinum* en Warreo y Cabo de La Vela 1, departamento de La Guajira, en la época climática de transición a lluvias y lluvias en el 2005 (Garzón, 2007), y la época climática seca mayor en el 2006. WT (Warreo transición), WLL (Warreo lluvias), CV (Cabo de La Vela transición), CVT (Cabo de La Vela lluvias), WS (Warreo época seca), CVS (Cabo de La Vela época seca).
- Tabla 6-8. Características ambientales de las praderas de *T. testudinum* medidas por estación en el departamento de La Guajira, época seca, 2006. Profundidad, CP., salinidad, S., transparencia Tr., temperatura, T., intensidad de la luz, Iz., contenido de materia orgánica, M.O.
- Tabla 6-9. Atributos ambientales y estructurales sobresalientes de las praderas de *T. testudinum* de La Guajira en época seca (2006), en cada uno de los grupos (1-5) resultantes en la prueba de clasificación. (Promedio \pm 1 error estándar).
- Tabla 6-10. 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. Se incluyen los promedios globales entre 1994 y 2006 (PROM 94-06). *=No hay dato.
- Tabla 7-1. Especies de fauna identificadas para las estaciones (E) de muestreo de litoral rocoso y los promedios (Ind./ m²) correspondientes
- Tabla 7-2. Especies de algas identificadas para las estaciones (E) de muestreo de litoral rocoso y sus promedios (% de Cobertura/ m²).
- Tabla 7-3. Especies de Cangrejos en las tres zonas de litoral rocoso muestreadas en isla periquito.

- Tabla 7-4. Comparaciones múltiples por Dunn.
- Tabla 7-5. Índices de riqueza por sitio.
- Tabla 7-6. Índices de similitud por sitio.
- Tabla 7-7. Diferenciación de hábitats de algunas localidades de Bahía Málaga según la altura mareal: ARP_Archipiélago La Plata; MAY_Mayordomo; MUE_La Muerte; CHI_Isla Curichichi; LNG_Los Negros; SIE_La Sierpe; DES_La Despensa; CHU_Chucheros; BJL_La Barra-Juanchaco-Ladrilleros; IPM_Isla Palma-Morro Chiquito (INVEMAR *et al.*, 2006).
- Tabla 7-8. Número de especies por grupo taxonómico en Isla de Palma y Gorgona.
- Tabla 7-9. Especies representativas para cada zona intermareal. Las densidades de las algas están dadas por porcentaje de cobertura / m². La densidad para el resto de especies esta dado en número de individuos/m².
- Tabla 7-10. Comparación del porcentaje del No. total de individuos de especies residentes, transitorias y/o accidentales en diferentes estudios realizados en zonas en tropicales y templadas del mundo (Castellanos - Galindo *et al.* 2005).
- Tabla 7-11. Familias y número de especies de peces de pozos intermareales encontradas en diferentes estudios sobre el Pacífico Oriental.
- Tabla 8-1. Número de especies, géneros y familias de los fondos sumergidos blandos de Bahía Málaga: ARP_Archipiélago La Plata; MAY_Mayordomo; LNG_Los Negros; MON_Isla Monos; CHI_Curichichi; IPM_Isla Palma-Morro Chiquito; BJL_La Barra-Juanchaco-Ladrilleros; LNE_Los Negritos (INVEMAR *et al.*, 2006).
- Tabla 8-2. Fauna asociada a las playas arenosas de Bahía Málaga (Tomado y modificado de Cantera *et al.*, 1994).
- Tabla 9-1. Listados nacionales de fauna y flora marinas de Colombia. Datos consolidados de las revisiones y artículos sobre nuevos registros y/o especies, hechas por 1Betancur y Martínez (2003). 2Zea (1987, 1998). 3Reyes y Barrios (1998). 4Barrios *et al.* (2002). 5Sánchez (en prep.). 6Acosta *et al.* (2005). 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). 17 Gracia *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 (2004).

31Díaz-Púlido y Díaz-Ruiz (2003). 32Bula-Meyer (1987). 33Gerra-García *et al.* (2006). 34Aguirre-Aguirre *et al.* (2006). 35Simone y Gracia (2006a). 36Simone y Gracia (2006b). 37 Bermúdez, *et al.* (2005), 38 Reyes *et al.*, en revisión. 39 Gómez-Lemos *et al.* (2006). 40 Chacón-Gómez *et al.* (en revisión.) (a) 23 morfotipos, 18 especies identificadas (-) no hay consolidado disponible. FAM: No. de familias, GEN: No. de géneros, SP: No. de especies.

- Tabla 9-2. Huésped muestreado e identidad genética de *Symbiodinium* spp. La identificación del tipo de simbiote fue realizada a partir de dos secuencias variables del RNA ribosomal (RFLPs de la secuencia de 18S rRNA y análisis de la secuencia del ITS 2 en DGGE). Las muestras fueron tomadas en los arrecifes de Cartagena de Indias y las Islas de San Bernardo, en octubre del 2005 y junio del 2006.
- Tabla 9-3. Clados de zooxantelas asociados a las diferentes especies de corales hermatípicos en las formaciones coralinas del Parque Nacional Natural Gorgona y el Santuario de Fauna y Flora Malpelo, identificados a partir de los patrones de bandas en gel de poliacrilamida al cortar con Taq1 las secuencias amplificadas del gen 18SrRNA.
- Tabla 9-4. Distribución de los géneros y especies de las familias Galatheidae y Chirostylidae registradas para el neotrópico y el número de especies presentes en el territorio Colombiano.
- Tabla 9-5. Índices ecológicos de diversidad biológica calculados para la comunidad faunística asociada a las raíces de *Rhizophora mangle* en tres estaciones (E) de muestreo de la ciénaga de Cholón.
- Tabla 9-6. Especies de Holoturidos ingresadas al Museo de Historia Natural Marina de Colombia durante el 2006 en el marco de este proyecto.
- Tabla 9-7. Índices ecológicos de diversidad biológica calculados para la comunidad faunística asociada a las raíces de *Rhizophora mangle* en tres estaciones (E) de muestreo de la ciénaga de Cholón.
- Tabla 9-8 Número de especies por grupo por área: AGU_Los Agujeros; AIA_Isla El Aguante-Iguanero-Aguacate; ARP_La Plata - Isla Ultima-Isla Grande-Isla Cabezon; BJL_La Barra - Juanchaco Ladrilleros; CHI_Isla Curichichi; CHU_Playa Chucheros; DES_La Despensa; IPM_Isla Palma - Morro del Medio - Morro Chiquito; LNE_Los Negritos; LNG_Los Negros; LUI_Luisico; MAY_Mayordomo; MON_Isla Monos-Caleta Cabezon-Caracas; MUE_La Muerte; PAB_Punta Alta - Base Naval-Rampa Suecos-La Jota; SIE_La Sierpe; TIG_Juan de Dios - Playa Dorada - El Tigre; VAL_Estero Valencia - Estero Alegria - E. Corozal (INVEMAR *et al.* 2006).

- Tabla 9-9. 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 10-1. Producción de camarón de cultivo en las costas Caribe y Pacífica de Colombia en 2005. Fuente: Asociación Nacional de Acuicultores de Colombia.
- Tabla 10-2. Consumo nacional de camarón de cultivo (toneladas) (Agrocadenas, 2005)
1. Consumo per cápita: Kg/Hab 2. Import/CA: Participación de las importaciones en el consumo aparente 3. Export/Prod: Participación de las cantidades exportadas en la producción nacional.
- Tabla 10-3. Proyectos relacionados con el cultivo de moluscos.
- Tabla 10-4. Proyectos que se desarrollan en el tema de bioprospección marina.

AGRADECIMIENTOS

La Subdirección de la Coordinación de Investigaciones de INVEMAR agradece a las instituciones listadas a continuación y a todos aquellos profesionales y estudiantes quienes aportaron valiosa información, con la cual se actualizó para el año 2006 el estado de los ambientes marinos y costeros del país

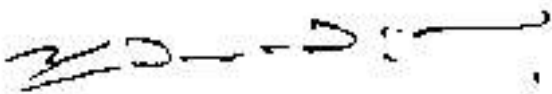
- Asociación para el Desarrollo Guajiro
- Asociación para el estudio y conservación para el estudio y conservación de las aves acuáticas en Colombia- CALIDRIS
- Centre for Marine Studies, The University of Queensland, Australia.
- Corporación Autónoma Regional de La Guajira (CORPOGUAJIRA)
- Corporación Autónoma Regional de Nariño (CORPONARIÑO)
- Fondo Mundial para la Naturaleza (WWF, Colombia)
- Fundación Yubarta. Cali, Colombia
- Instituto para la Investigación y Preservación del Patrimonio Cultural y Natural del Valle del Cauca- INCIVA
- Pontificia Universidad Javeriana Departamento de Biología, Unidad de Ecología y Sistemática, UNESIS
- Programa Biodiversidad y Ecosistemas Marinos BEM-INVEMAR
- Programa Calidad Ambiental Marina CAM-INVEMAR
- Programa de Investigación en Geociencias Marinas GEO-INVEMAR
- Programa de Investigación para la Gestión en Zonas Costeras GEZ- INVEMAR
- Unidad Administrativa Especial del Sistema de Parques Nacionales Naturales, UAESPNN
- Universidad de Antioquia
- Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano
- Universidad de Caldas
- Universidad de los Andes Departamento de Ciencias Biológicas, Laboratorio de Biología Molecular Marina, BIOMMAR
- Universidad Nacional de Colombia (con sede en INVEMAR)- Departamento de Biología y Centro de Estudios en Ciencias del Mar, CECIMAR
- Universidad del Magdalena Programa de Biología e Instituto de Investigaciones Tropicales, INTROPIC
- Universidad del Valle Departamento de Biología

PRESENTACIÓN

Colombia cuenta con un enorme potencial en sus zonas costeras, marinas y oceánicas tanto en el Pacífico como en el Caribe, las cuales ocupan alrededor del 50 % del territorio nacional y vienen siendo objeto permanente de estudio y consideración en los procesos de planificación y desarrollo de alternativas de uso y manejo por diferentes actores sociales.

El Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras “José Benito Vives de Andreis” INVEMAR, desde su función de ley relacionada con 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, con el fin de 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 éstas, 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, presenta el Informe del Estado de los Ambientes Marinos y Costeros en Colombia 2006.

Este informe, construido con los avances de los diferentes programas de investigación del INVEMAR y el aporte de los estamentos que hacen parte del Sistema Nacional Ambiental SINA, compila una base de información y los avances en el conocimiento de los ecosistemas marinos y costeros del país, sus recursos asociados y los usos de los mismos, con el propósito de contribuir a la toma de decisiones sobre la riqueza que tiene el país en sus mares y costas.



FRANCISCO ARMANDO ARIAS ISAZA
Director General

Capítulo I

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 500m de altura, a excepción de la Sierra Nevada de Santa Marta, que se levanta como un macizo aislado con alturas de hasta 5770m 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).

Se resalta en la costa del departamento del Atlántico el delta del río Magdalena, a partir del



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

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 (Vermette, 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 Pacífico	Área Insular
Línea de Costa (Km)	1642	2188	52
Área terrestre (Km ²)	194513	131246	62
Mar territorial (Km ²)	524981	367823	
Departamentos costeros	8	4	1
Población total	10406466	5952871	49094
Municipios costeros	35	16	2
Población costera	2919348	543594	65000

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 m³ 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 ton/año (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/seg, ha permitido la formación de un delta en Tinajones que ha crecido a un velocidad de 0.5 km²/año (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 ton/año (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/seg; se utilizan principalmente en Riohacha, Santa Marta y Tolú 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 52km aproximadamente y un área terrestre de 62km². 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 10m 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 600m mientras que en la parte sur alcanza 1,5km 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 32km 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 1300km, un área terrestre de 131246km² y una zona económica de 367823km², 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 chocono 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 375km de longitud, está constituida por costas altas muy accidentadas, de acantilados sobre rocas terciarias de la serranía del Baudó que alcanzan hasta 100m 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/seg y sedimentos en suspensión del orden de 16 millones ton/año (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/seg (IGAC, 1992). La cuenca del río Micay tiene 2511 km² y un caudal promedio del río de 289 m³/seg (INVEVAR, 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 J.J. Restrepo. 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, CARSUCE, 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., O. Aristizábal y I.D. Correa. 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 II

ESTADO DEL MEDIO AMBIENTE ABIÓTICO MARINO Y COSTERO

2. ASPECTOS FÍSICOS DEL MEDIO MARINO Y COSTERO

Los litorales colombianos adolecen de problemas generalizados e inquietantes de erosión que afectan severamente la infraestructura física y las actividades socio-económicas de sus habitantes. Para el Caribe colombiano, por ejemplo, se han estimado velocidades de retroceso de litoral costero de hasta 40 m/año en algunos sitios entre Arboletes y Puerto Rey (Departamentos de Córdoba y Antioquia respectivamente) mientras que valores entre 1 y 7 metros por año son tendencias comunes en otros sectores.

A partir del 2006 el INVEMAR por intermedio del Programa de Geociencias Marinas y Costeras (GEO) se propuso como meta dar inicio al macro proyecto denominado “Diseño e Implementación de un programa de prevención y propuestas para la mitigación de La Erosión Costera en Colombia” mediante el cual, con un plan de acción a 10 años debidamente concertado con las entidades relacionadas, busca dar solución a los problemas aquí contenidos y al monitoreo permanente de la evolución física de la zona costera.

La propuesta inicialmente proporcionaría una descripción general de los aspectos físicos regionales del Caribe colombiano, para luego particularizar en cada uno de los departamentos costeros sobre los aspectos relevantes, para entender la dinámica litoral y proponer acciones para abordar las situaciones encontradas en cada sector (Posada *et al.*, 2006), para lo cual, los resultados iniciales del diagnóstico preliminar de las costas en el mar Caribe (Posada *et al.*, 2006) se presentarán a continuación.

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 y destrucción de praderas marinas, entre otros.

Estudios llevados a cabo por INGEOMINAS (1998) mostraron procesos erosivos altos en 280 de los 1700 km de línea de costa, es decir en 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.

La situación más crítica detectada durante la elaboración de este diagnóstico se refiere a un tramo de la isla de Salamanca que está retrocediendo a tasas excesivamente altas, y actualmente está poniendo en peligro la estabilidad de la carretera que une a Barranquilla y su puerto, con el interior del país y con el resto de la costa Caribe. Esta situación además, ha incrementado la acción de la erosión sobre los ecosistemas costeros como manglares y muy especialmente las lagunas costeras, que ahora se están viendo comunicadas directamente con el mar, y por consiguiente sufriendo un deterioro ambiental que podría ser irreversible.

De importancia similar, es la barra que separa a la ciénaga de Mallorquín del mar, por su magnitud y por la afectación que está ejerciendo sobre los ecosistemas y la estabilidad de un tramo muy importante de la línea de costa. En sólo 33 años se registraron retrocesos mayores de 1 km, como consecuencia de la construcción del tajamar occidental del río Magdalena. El espejo de agua de la ciénaga se ha disminuido en más de 700 ha. (Figura 2-1)

Numerosas pequeñas poblaciones costeras se encuentran en riesgo de perder parte de sus viviendas por la acción del oleaje. Para mencionar sólo las que tienen una situación crítica que debe ser atendida de inmediato están: El Pájaro y Remedios en La Guajira; Palmira, Tasajera e isla del Rosario en Pueblo Viejo; Puerto Escondido, Paso Nuevo, La Rada, No te Cebes y Santander de la Cruz en Córdoba; Necoclí, Zapata, Damaquiel-Uveros y Punta de las Vacas en la región de Urabá.

Adicionalmente existen sectores altamente turísticos que requieren atención inmediata como la Primera Ensenada en Coveñas y las playas de Tolú; los sectores de El Laguito, Castillogrande y la playa entre el Hilton y el hotel Caribe en Cartagena y por último playa Blanca en San Antero Córdoba.

Se plantea dentro de las recomendaciones la urgencia de atender estos casos, algunos de los cuales ya cuentan con una información base muy completa para iniciar el proceso de recuperación; otros sectores en cambio, requieren que se levante la información oceanográfica, geológica, geomorfológica y de procesos hidrodinámicos necesaria para determinar el tipo de intervención que debe hacerse sin que se afecten los sectores aledaños y que constituya una solución real y duradera.

Se convoca a las entidades del orden municipal, departamental y a las corporaciones autónomas para que se unan en el marco de este proyecto BPIN (Banco de Proyectos de Inversión Nacional) que lidera el INVEMAR, para hacer frente a los procesos de erosión que afronta la zona costera del Caribe.



Figura 2.1. Ciénaga de Mallorca y su relación con el río Magdalena (Tomado de Capitanía Puerto Barranquilla en Taller erosión costera, 2006, Informe BPIN, Posada *et al.*, 2006)

2.2. Región Caribe Insular

Es bien conocido que los fenómenos climáticos y oceanográficos son en gran parte los responsables de la erosión o acreción de las playas. Para el caso particular de San Andrés, las playas crecieron sobre un sustrato rocoso, lo que hace que localmente éstas presenten un espesor muy delgado, que puede ser fácilmente removido en caso de tormentas fuertes, huracanes o mares de leva. Tal es el caso de las playas Sound Bay San Luis y Sprat Bight, (Figura 2-2) conformadas como el resto de las playas del archipiélago por arenas de origen coralino, es decir resultado de la destrucción o muerte de parte de los arrecifes coralinos, que como una barrera se extienden en forma natural protegiendo a la isla de los procesos hidrodinámicos.

El resultado del monitoreo realizado sobre las playas ha mostrado que la erosión y sedimentación de playas es un fenómeno cíclico, es decir, que de acuerdo con las variables climáticas (épocas seca o de lluvias) las playas se sedimentan o se erosionan, dando como resultado neto un equilibrio dinámico, en algunos sectores, mientras que en otros se ha notado la pérdida notable de la franja de playa, como es el caso de Sound Bay, alejamiento a la vía circunvalar.

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. (Figura 2-2).

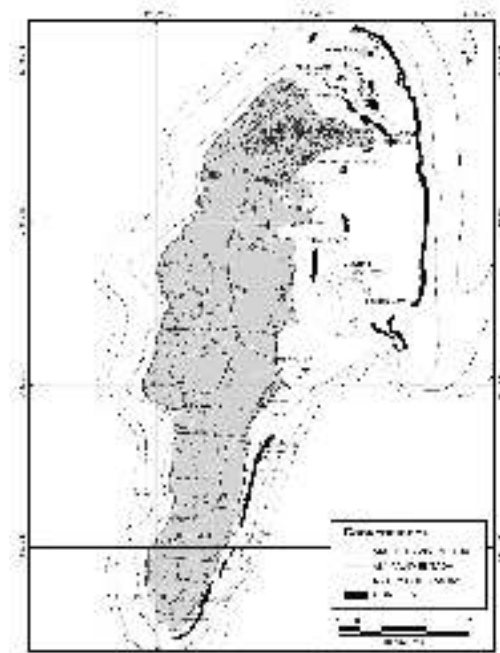


Figura 2-2. Mapa generalizado de La Isla de San Andrés donde se ubican todos los sectores mencionados en el texto (Tomado de INVEMAR, 2003a)

Durante los últimos 50 años, como resultado del desarrollo urbano de las islas se han producido cambios sustanciales como:

- Variaciones en el tamaño y extensión de las playas.
- Actividades de extracción de arenas y dragado para construcciones civiles,
- Reconfiguración de la línea costera,
- Rellenos de humedales y zonas someras de las costas norte y este de la isla.
- Construcción de espolones y otras estructuras de defensa que en vez de proteger las playas de los embates de las olas, fueron obstáculos para la libre circulación de las corrientes de deriva y sedimentos.

Las casas, muelles, vías e infraestructura de servicios y turística localizada en las playas, también actuaron como obstáculos para la libre circulación de los sedimentos a lo largo de las playas y posibilitaron la contaminación de las mismas y del medio marino, con consecuencias graves sobre la barrera coralina, cuya cobertura se calcula se ha disminuido en un 30% aproximadamente, con la consiguiente disminución de los sedimentos que alimentan las playas.

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, los cuales se relacionan en la Tabla 2-1.

Todas las anteriores denuncias han sido evaluadas y contestadas a su debido tiempo por las instituciones interesadas. Algunos de los estudios que se han mencionado o realizado para atender estos procesos erosivos se enuncian en los respectivos descargos presentados por las entidades y son los siguientes Tabla 2-2.

Tabla 2-1. Puntos en donde los habitantes de la isla de San Andrés han observado erosión a lo largo de los años. (Tomado de INVEMAR, 2006)

Fecha	Sitio	Denuncia
27 de Junio de 2002	Playa de Sound Bay	El fuerte oleaje desplazo gran cantidad de arena de la playa entre los km 21 y 23, modificando esta franja de 15 m a 5 m, socavando los suelos de 4 viviendas, desprendiendo palmeras y dejando muros en el aire y las vigas sin cimientos
3 de Julio de 2002	Frente al hotel Tiuna y Jenno´s Pizza	Tres de los 5 kioscos que se encuentran en el sector tienen sus bases socavadas por efectos del oleaje, ocasionando que la tubería de los postes del alumbrado público, que contienen el cableado queden expuestos
5 de Julio de 2002	Sound Bay-San Luis	Gran parte de la población se ha afectado la infraestructura física de 7 viviendas.
5 de Julio de 2002	Sprath Bight	4 kioscos tienen socavadas sus bases así como también 6 palmeras quedaron inestables.
16 de Junio de 2002	Hotel Calipso	Deterioro del espolón ubicado frente al hotel.
29 de Octubre de 2002	Playas sector Sprath Bight Hasta las del hotel Casablanca	Mal estado de las playas del Centro
29 de Octubre de 2002	Playas Sound Bay en san Luis(sector de los Bohíos)	el impacto de las olas ha hecho desaparecer media playa y amenaza con afectar la carretera y los inmuebles cerca de la orilla del mar.
24 de Abril de 2004	Costas surorientales	Las costas están siendo atacada por altas marejadas lo que está afectando la carretera circunvalar y construcciones aledañas

Tabla 2-2. Estudios geológicos presentados por las entidades, Isla de San Andrés
(Tomado de INVEMAR, 2006)

Autor	Estudio
Gilliam Cambers	Estudios de efectividad de espolones en las zonas costeras y condiciones necesarias para que estos funcionen adecuadamente
Universidad del Norte	Estudio de los diseños de las obras de protección de la vía circunvalar de San Andrés km 6, 17-18 y 2C. Contratado por INVIAS y el cual fue entregado a la Subdirección de Conservación en Febrero de 2003.
Georges Vernet (2003)	Visita técnica a las playas del Centro (Sprath Bight y San Luis – Sound Bay. Informe y recomendaciones.
Zea <i>et al.</i> (1988)	Descripción de unidades geomorfológicas marinas.
INVEMAR	Observaciones de la cobertura de los arrecifes coralinos.
INGEOMINAS (1996)	INGEOMINAS, 1996. Estudio de las amenazas geológicas de la isla de San Andrés
SENA-SECAB-CORALINA (1998)	Estudio morfodinámico de las zonas costeras del Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina
CORALINA (2002)	Estudios de capacidad de carga para las playas de mayor importancia turística en la isla de San Andrés: Sector Sprath Bight y San Luis.
CARICOMP (1998- a la fecha)	Monitoreo del estado de los arrecifes y los pastos marinos de la isla.
CORALINA (2002)	Reserva de Biosfera Archipiélago Caribe: Sistema Regional de Áreas Marinas Protegidas.
CORALINA 2000-2002	Monitoreo de perfiles de playa
CORALINA (Richard Chow Maya)	Diagnóstico de la situación de las playas de la Avenida Colombia.
Capitanía de Puerto San Andrés	Toma de corrientes superficiales en 10 estaciones, sectores Nenes Marina, Sun Rise Park, Antillana S.A., hotel Mar Azul, playa principal SAI.
DIMAR (1974)	Estudio de costas y playas de la isla de San Andrés (CETIH), sector Sound Bay
DIMAR (1978)	Para el sector de Sound Bay, informes presentados por la Oficina de Ingenieros Especializados de Obras hidráulicas (SIATH).
DIMAR (1982)(Miguel Gallardo, Universidad de Chile)	Estudio de estabilidad y formación playas Sardinas y Abacoa
DIMAR (1993)	Condiciones oceanográficas y ambientales de Bahía Hooker.
DIMAR (1997)	Informe técnico de evaluación hidrodinámica de las bahías de Hooker e Iacos.

Continuación Tabla 2-2.

Autor	Estudio
DIMAR (1992)	Estudio oceanográfico aplicado al área de influencia del sector La Piscinita
DIMAR (1984)	Contribución al estudio oceanográfico químico del Archipiélago de San Andrés, Providencia: Boletín Científico No. 5
DIMAR (1997)	Evaluación hidro y litodinámica en el sector de la estación de guardacostas.
DIMAR (1995)	Estudio ambiental estación de guardacostas.
DIMAR (1993)	Niveles de hidrocarburos de petróleo en la isla de San Andrés. Boletín científico No. 13
DIMAR (2000)	Estudio para concepto técnico espolón Tiuna
DIMAR (2001)	Propuesta para el desarrollo de un estudio morfodinámico y de alternativas para la estabilidad de la línea de costa en el área del litoral de San Andrés
DIMAR (2001)	Muestreo de corrientes, batimetría y perfiles de playa realizado en San Andrés.
DIMAR (2002)	Proyecto caracterización para el diagnóstico ambiental de las islas de San Andrés, Providencia y Santa Catalina.

2.3. Región Pacífico Continental

Una de las características del litoral Pacífico Colombiano es su alta actividad sísmica, como se puede observar en la Figura 2-3, que afecta no solo el área litoral sino a los departamentos del Chocó, Valle, Valle del Cauca y Nariño que han sido afectados en el pasado por terremotos de considerable magnitud, todo esto ha hecho que se genere una inquietud acerca del comportamiento de la zona litoral Pacífica frente a las amenazas naturales asociadas al ascenso del nivel del mar (Martínez *et al.*, 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, El Morro; Salahonda, y la playa de Pasacaballos (CCCP, 1998, 2003a). 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, 2006).

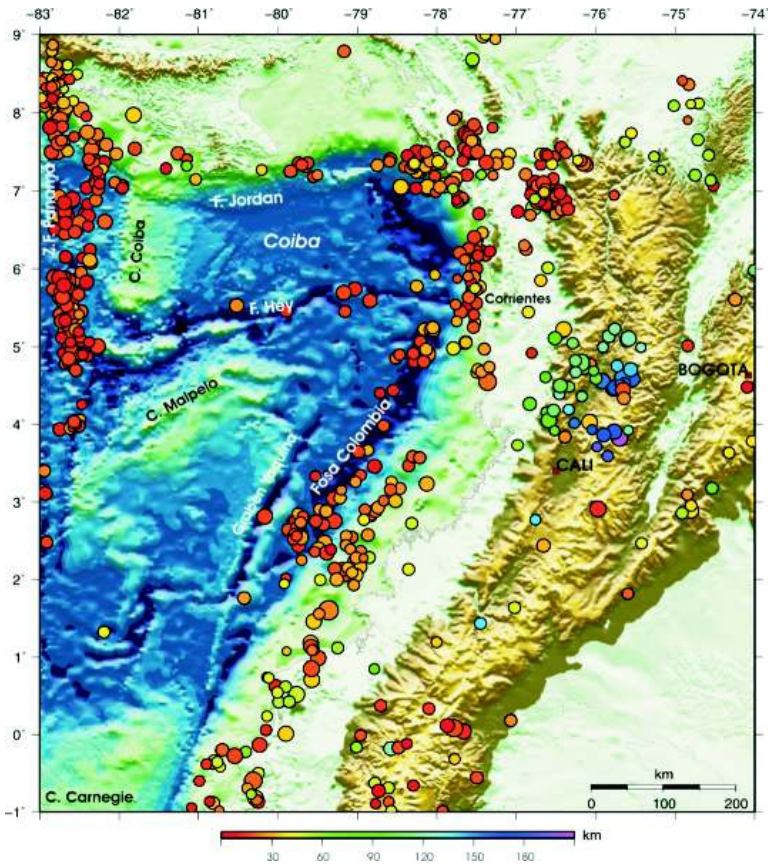


Figura 2-3. Distribución de la sismicidad 1964-2002, con Magnitud > 5.0, reportada en el catálogo EHB (Engdahl, *et al.*, 1998; 2002), para el área este de la cuenca de Panamá y oeste de Colombia, en función de la profundidad de los sismos indicada por la escala de colores

El litoral Pacífico colombiano con una longitud de 1495 Km, se extiende a lo largo de las planicies fluvio-marinas de extensión variable en el sector sur y central, mientras que al norte se levanta la serranía del Baudó con acantilados prominentes 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 Pacífica colombiana en el sector sur y central 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 (INVEMAR, 2006).

Las variaciones de la línea de costa se reflejaron esencialmente por las modificaciones en las islas barreras por acreción y/o pérdida de área o 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).

Al realizar una evaluación de las amenazas naturales potenciales que afectarían el litoral pacífico, se debe tener en cuenta un gran número de variables que directa o indirectamente incidirían en el comportamiento de esta área frente a una amenaza potencial, entre ellas las geoformas que constituyen los paisajes del litoral pacífico (Martínez *et al.*, 2005) y la evolución geológica de la franja occidental del territorio colombiano que da como respuesta un sinnúmero de eventos sísmicos asociados a eventos tectónicos regionales; esta es una manera de ver una problemática desde el punta de vista regional, para minimizar errores de estimación al proponer modelos de susceptibilidad (ver Pabón y Lozano, 2005).

2.4. Región Pacífico Insular

Las aguas adyacentes a Isla Gorgona, en el Pacífico colombiano, son parte de un área marina protegida de importancia única, toda vez que albergan ecosistemas estratégicos escasos en el Pacífico Oriental Tropical como lo son los arrecifes coralinos (Barrios y López-Victoria, 2001). A pesar de la importancia de esta área para la diversidad biológica marina, la descripción sistemática de sus condiciones oceanográficas generales es inadecuada; de ahí la importancia de evaluar la dinámica espacio-temporal de variables como la temperatura y la salinidad.

Con este propósito investigadores de La Facultad de Biología de La Universidad del Valle, iniciaron una investigación tendiente a comprender la dinámica temporal de estos parámetros físico-químicos en la zona pelágica de Isla Gorgona. (Giraldo *et al.*, 2007), para lo cual se utilizaron los registros de CTD correspondientes a Septiembre y Diciembre de 2005, y Marzo y Junio de 2006, obtenidos en el marco del proyecto de investigación "Factores físicos, entorno oceanográfico y distribución espacial de los arrecifes coralinos del PNN Isla Gorgona (Colciencias-Univalle: código 1106-09-17092, Contrato 243-2004, CI 7670, Permiso DTSO-035)". Para realizar el muestreo se siguió una grilla conformada por 8 radiales que partían desde Isla Gorgona, hasta 6km mar afuera, definiéndose en cada radial 3 estaciones de muestreo.

Se identificaron dos períodos contrastantes en las condiciones de temperatura y salinidad en la capa superficial (0 -50m) de la columna de agua en el área de estudio: un período cálido y de baja salinidad superficial entre Junio -Diciembre en el que la profundidad promedio de la termoclina (considerada como la profundidad de la isoterma de 22°C) fue de 47m, y un período frío y salino en marzo en el que la profundidad promedio de la termoclina fue de 7.5 m (Figura 2-4).

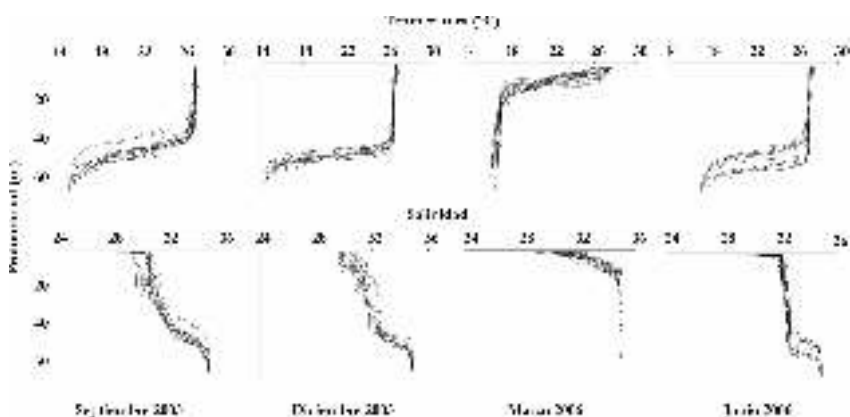


Figura 2-4. Variabilidad anual vertical de la temperatura y la salinidad en la zona pelágica de Isla Gorgona. (Tomado de Giraldo *et al.*, 2007)

Además, en la zona de estudio se han registrado dos períodos climáticos bien definidos (Díaz *et al.*, 2001): un período lluvioso entre mayo-octubre, seguido de un período de menor precipitación entre diciembre-febrero. Esta condición tendría alta influencia en las características oceanográficas superficiales de la zona, ya que además del efecto directo de la precipitación (4000 -8000mm/año), la cercanía al Delta del Río Patía-Sanquianga (50 km) favorece la influencia de agua continental, lo cual se refleja en la alta variabilidad salina de la parte superficial de la columna de agua durante septiembre y diciembre (Figura 2-4).

Por otra parte, es de esperar que procesos oceanográficos-atmosféricos regionales influyan en las condiciones oceanográficas de la zona de estudio. Por ejemplo, el desplazamiento de la Zona de Convergencia Intertropical (ZCIT) hacia el Sur entre diciembre-marzo y subsiguiente intensificación de los vientos alisios del Norte (Chorro de viento de Panamá), generan una respuesta oceánica (surgencia oceánica) en la Ensenada de Panamá (ver Rodríguez-Rubio *et al.*, 2003). Este proceso oceanográfico de mesoescala, estaría afectando a toda la zona de influencia costera de Isla Gorgona, con la presencia de agua fría y salina durante Marzo, condición que ha sido erróneamente asociada a un evento local de surgencia (e.g., Díaz *et al.*, 2001).

En conclusión, aunque es claro que la dinámica oceanográfica del entorno marino de Isla Gorgona está fuertemente influenciada por su proximidad a la zona continental, procesos climáticos-oceanográficos de mesoescala, estarían afectando drásticamente las condiciones de temperatura y salinidad de la columna de agua.

2.5. Literatura Citada

- Barrios, L.M. y M. López-Victoria. 2001. Gorgona Marina: contribución al conocimiento de una isla única. INVEMAR, Serie Publicaciones Especiales no. 7, Santa Marta.
- Centro Control Contaminación del Pacífico. 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.
- Díaz, J.M., J.H. Pinzón, A.M. Perdomo y M. López-Victoria. 2001. Generalidades. p 17 26 en L.M. Barrios y M. López-Victoria (eds.). *Gorgona marina*: contribución al conocimiento de una isla única. INVEMAR, Serie Publicaciones Especiales no. 7, Santa Marta.
- Engdahl. E.R., R.D. Van der List, y R. Buland. 1998. Global teleseismic earthquake relocation with improved travel times and procedures for depth relocation. Bull. Seism. Soc. Am., 88: 722-743. Op dated in 2002.
- Giraldo A., F. Zapata, y B. Valencia, 2007. Condiciones oceanográficas de la zona pelágica de la isla de Gorgona: análisis temporal del perfil térmico y halino. Universidad del Valle, Facultad de Ciencias, Departamento de Biología, Grupo de Investigación en Ecología de Arrecifes Coralinos. A.A. 25360, Cali-Colombia. E-mail: Oceanografia@univalle.edu.co
- INVEMAR. Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras, 2006. Propuesta para los estudios de mitigación de la erosión en la zona costera de La Isla de San Andrés Caribe colombiano. Propuesta Técnica presentado por Programa de Geociencias Marinas y Costeras GEO, para el Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial MVADT. Noviembre 24 de 2006.
- 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, I y J. 21: 1-73.
- Martínez N.J., O. Jaramill y K. Robertson. 2005. Amenazas naturales en el litoral Pacífico colombiano asociadas al asenso del nivel del mar. Cuadernos de geografía, Universidad Nacional de Colombia. No 14, pp. 83-96
- Pabón J.D. y J.A. Lozano. 2005. Aspectos relacionados con las estimaciones globales y regionales del asenso del nivel del mar, y su aplicación en Colombia. Cuadernos de geografía, Universidad Nacional de Colombia. No 14, pp.97-106

- Posada B., M. Zuluaga, y W. Henao. 2006. Diseño e implementación de un programa de prevención y propuestas para la mitigación de la erosión costera en Colombia: Diagnostico de la Erosión Costera en el Caribe Colombiano. INVEMAR-Programa de Geociencias Marinas y Costeras GEO.
- Rodríguez-Rubio, E., W. Schneider y R. Abarca del Río. 2003. On the seasonal circulation within the Panama Bight derived from satellite observations of wind, altimetry and sea surface temperature. *Geophysical Research Letters* 30 (7): 1410.
- Tejada, C., L. Otero, L. Castro, F. Afanador, J. Solano, M. A. Fonseca. 2003. Aportes al Entendimiento de la Bahía de Tumaco. Entorno Oceanográfico, Costero y de Riesgos. CCCP, Serie de Publicaciones Especiales Volumen 2. 183 p.
- Tovar V., Alejandro. 2005. Evolución histórica reciente 1958 - 2000 de la línea de costa del sector suroeste de la ensenada de Tumaco, costa Pacifica Colombia. Trabajo de grado presentado para obtener el título de Geólogo en la Universidad EAFIT. Medellín, 102 p.

3. LA CALIDAD AMBIENTAL MARINA Y COSTERA

La constitución política de Colombia (1991) consagra en su artículo 79 que “Todas las personas tienen derecho a gozar de un ambiente sano” incluyendo el entorno marino. La ley 99 de 1993, establece los lineamientos principales en la creación del sistema nacional ambiental (SINA) y la importancia de cuidar el ambiente, como una prioridad nacional y mundial. La protección del ambiente, aunque esta centrada en el Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial (MAVDT) en lo regional y local tiene la asistencia de las corporaciones autónomas regionales y los DAMAS. Entidades como los Institutos de Investigación, le permiten al MAVDT y a las corporaciones mantener actualizada la información ambiental nacional.

INVEMAR, como uno de los institutos adscritos al MAVDT, tiene dentro de sus funciones hacer el seguimiento de la calidad de los ambientes marinos y costeros, de acuerdo con la Ley 99 de 1993. Como parte de su labor, en la actualidad se realiza el monitoreo de la calidad de las aguas marinas y costeras. La información generada, se constituye en herramienta básica para el desarrollo de políticas y normas que permitan la conservación del ambiente en Colombia. En este documento se presenta la evaluación de los ambientes costeros del país y en especial la calidad de las aguas marino-costeras, como contribución al Sistema Nacional Ambiental (SINA).

3.1. Estado actual de las Fuentes de Contaminación generada en los mares y costas

Entre los factores que han contribuido al deterioro de las condiciones ambientales y laborales en muchos lugares del mundo, incluida Colombia, se destacan el desarrollo industrial, la poca preocupación sobre los efectos que causa la explotación indiscriminada de los recursos naturales, y el crecimiento de los asentamientos poblacionales sin adecuada planeación (Echavarría *et al.*, 2004). En el caso colombiano, a pesar de que mediante la expedición del Decreto ley 2811 de 1974, el ambiente viene siendo tenido en cuenta y sobre él se han realizado múltiples estudios, aun hoy se siguen generando vertimientos a los cuerpos de agua, principalmente por los alcantarillados de los municipios y pequeños poblados en el país (Marín *et al.*, 2005).

Para proteger las zonas costeras, es necesario saber donde se ubican, cuales son los ecosistemas que en ellas hay y en que condiciones se encuentran, para lo cual se han usado como herramienta los programas de seguimiento (Garay *et al.*, 2004). Los recursos marino-costeros del Caribe y Pacífico colombiano incluyen una variedad de ecosistemas conformados principalmente por estuarios, lagunas costeras, áreas arrecifales y manglares, que soportan una importante biodiversidad y están expuestos directamente a las actividades humanas marítimas y costeras e indirectamente a las que se desarrollan en el

interior del país, debido a las descargas de los ríos y de las escorrentías que transportan los contaminantes desde las cuencas hidrográficas a las zonas costeras. Dentro de las actividades que se realizan en las zonas marinas y costeras se encuentran la industria manufacturera, de agroquímicos y refinería del petróleo, la minería, agricultura, pesquerías, pesca deportiva, las terminales marítimas internacionales y de cabotaje, los desarrollos urbanos costeros y la industria turística. Adicionalmente, sobre algunas de estas zonas se adelantan actividades de conservación (Bonilla *et al.*, 2000).

Según Pachón (2004), las cuatro principales fuentes terrestres que alteran la calidad de las corrientes de agua y en consecuencia la calidad de las aguas costeras de Colombia son las aguas residuales domésticas, las residuales industriales, las residuales agrícolas y pecuarias y el transporte terrestre, fluvial y marítimo. En la Figura 3-1 y la Tabla 3-1, se presenta de manera general una descripción cualitativa de las principales fuentes de contaminación de



Figura 3-1. Fuentes de contaminación al medio marino, más relevantes en Colombia

las aguas costeras y marinas en el Caribe y Pacífico colombiano.

En Colombia, el total de la población es de 42 millones (DANE, 2007), de los cuales aproximadamente el 12 % vive en la región costera, donde la mayoría de sus aguas residuales domésticas se vierten directamente y sin tratamiento previo a los cuerpos de agua, principalmente a la cuenca hidrográfica del río Magdalena que comprende 31 tributarios principales (Ramírez *et al.*, 2006).

Tabla 3-1. Fuentes de contaminación sobre las áreas marinas y costeras del Caribe y Pacífico colombiano. Información suministrada por las CARs costeras a través de la REDCAM (Tomado de Marín *et al.*, 2005)

Zona costera	Fuentes de contaminación	Entidad control
Golfo de Urabá (Chocó y Antioquia)	Actividad minera (platino, oro, plata) Aguas servidas domésticas. Residuos Agroquímicos	CODECHOCO CORPOURABA
Departamento Guajira (Límites con Venezuela a Río Palomino)	Aguas servidas domésticas. Manejo de carbón mineral. Residuos sólidos	CORPOGUAJIRA
Departamento Magdalena (Río Palomino a Río Magdalena)	Aguas servidas domésticas e industriales Residuos agroquímicos. Actividad turística Manejo de carbón mineral Terminal de oleoducto (Pozos colorados)	CORPAMAG
San Andrés y Providencia	Residuos sólidos. Aguas servidas domésticas. Actividad turística y portuaria.	CORALINA
Departamento Atlántico	Aguas servidas domésticas e industriales. Actividad turística. Actividad Portuaria Descargas del Río Magdalena	CRA
Departamento de Bolívar	Aguas servidas domésticas e industriales Residuos sólidos. Actividad turística Descargas del Canal del Dique	CARDIQUE
Departamentos de Córdoba y Sucre	Aguas servidas domésticas. Actividad petrolera (Coveñas) Descargas de ríos Sinú y San Jorge	CVS
Departamento de Chocó	Aguas servidas domésticas. Actividad turística Descargas de ríos Nuqui y Valle Actividad Portuaria (Playa Esso)	CODECHOCO
Departamento Valle del Cauca	Aguas servidas domésticas. Actividad turística Descargas de ríos Potedó y Anchicayá. Actividad Portuaria (Buenaventura) Residuos agroquímicos	CVC
Departamento del Cauca	Descargas de ríos Guapi, Guaji, Timbiquí y Micay Actividades de extracción y transformación de madera	CRC
Departamento de Nariño	Aguas servidas domésticas. Actividad turística Residuos sólidos y agroindustriales. Actividades de extracción y transformación de madera Terminal de Ecopetrol (Tumaco)	CORPONARIÑO

En el litoral Caribe continental e insular, se ubican cinco ciudades capitales de gran población: Barranquilla, Cartagena, Santa Marta, Riohacha y San Andrés y, otros centros urbanos menores como Ciénaga, Coveñas, Tolú, Turbo y Providencia (IGAC, 2002). Las zonas costeras de Cartagena, Barranquilla y Santa Marta, se encuentran influenciadas por una marcada actividad portuaria. Cartagena y Barranquilla adicionalmente cuentan con una fuerte actividad industrial, mientras que Cartagena y Santa Marta por actividades turísticas.

De igual forma en el litoral Pacífico, los principales problemas de contaminación al medio marino se concentran en los centros urbanos de Buenaventura y Tumaco, que corresponden a los dos polos de desarrollo de la región y en menor cantidad, por los vertimientos arrojados por pequeñas poblaciones como Guapi, Bahía Solano y Ladrilleros.

Otras fuentes de contaminación a las zonas costeras de Colombia son las actividades agrícolas, que contribuyen aproximadamente con el 50% de las fuentes de contaminación total del agua superficial, por enriquecimiento de nutrientes, principalmente de los iones amonio (NH_4) y nitrato (NO_3) derivados de los fertilizantes agrícolas (Garay *et al.*, 2001). Durante el 2006, el amonio alcanzó valores mayores a 300 $\mu\text{g/l}$, en zonas con poca circulación de las aguas y en lugares que son fuentes receptoras de vertimientos durante el recorrido que realizan los diferentes tributarios, como son los ríos Volcán y León en el departamento de Antioquia, el caño Guainí en Sucre y Punta Norte en San Andrés. El ión nitrato, en promedio alcanzó valores de 43 $\mu\text{g/l}$ NO_3 y 47 $\mu\text{g/l}$ NO_3 en el Pacífico y el Caribe respectivamente. Desde el punto de vista ambiental, esos valores indican claramente el ingreso de nutrientes desde el continente al medio marino, ya que estas concentraciones no son normales en las aguas marinas, aunque los mismos puedan ser asimilados en las actuales condiciones de las aguas costeras del país, el riesgo aumenta debido a que el ingreso de esos nutrientes son constantes y generar un aumento desmedido de algas, que en algunas ocasiones pueden ser venenosas (Peña *et al.*, 2001; Val y MacKinlay 2004).

Además de los nutrientes, la agricultura genera contaminación a los cuerpos de agua por el uso de plaguicidas. Los principales cultivos de Colombia en los que se usan plaguicidas, son el arroz, en los Departamentos del Cesar, Magdalena, Bolívar, Sucre, Córdoba, Guajira, Cauca y Chocó; el banano y el plátano en la zona de Urabá y en el Magdalena; el algodón en Córdoba; la palma africana en Magdalena, Cesar, Atlántico y Nariño; el café en la Sierra Nevada de Santa Marta y Cesar; la caña de azúcar en el Valle del Cauca; y los cultivos ilícitos en Cauca y Nariño. Por las características de las principales cuencas hidrográficas del país, los ríos Magdalena y Cauca que vierten sus aguas, sedimentos y residuos son los que generan mayor impacto al Mar Caribe (Bonilla *et al.*, 2000).

3.2. Estado de la calidad de las aguas costeras

Se ha estimado que el flujo de contaminantes producidos por actividades humanas ha afectado más de la mitad de las franjas costeras mundiales, en un grado de riesgo entre moderado y alto. Cerca del 17% de las franjas costeras sudamericanas y el 6% de las mesoamericanas están en alto riesgo, a causa del efecto de las descargas de aguas contaminadas por drenajes municipales, por la escorrentía agrícola entre otras causas. Además cabe resaltar que cerca del 90% de la contaminación producida al interior de los países es transportada por los ríos al mar (Escobar, 2002). En Colombia se ha venido monitoreando la calidad de las aguas costeras y marinas, tanto en el Caribe como del Pacífico. A continuación se presenta una descripción de los principales resultados obtenidos durante el año 2006.

Los sólidos suspendidos totales (SST), son aportados a las zonas costeras por los diferentes tributarios. Estos están asociados principalmente a las actividades humanas que generan deforestación y erosión en las cuencas hidrográficas (Garay *et al.*, 2001; UNEP, 2006). En el Caribe, cerca del 88 % los sólidos suspendidos fueron aportados al área de influencia del río Magdalena (Ciénaga Grande de Santa Marta, Bahía de Cartagena), seguidas de los ríos que desembocan en el Golfo de Urabá, especialmente el Atrato. En el Pacífico los ríos Nuquí en Chocó (cuyas descargas históricas, principalmente para primer semestre de cada año están entre 475 y 643 mg/l) y Timbiquí (máximo 157 mg/l) en Cauca, fueron las estaciones con mayores valores de SST. En la actualidad, las aguas costeras, no presentan alteración por el ingreso de sedimentos suspendidos, no obstante, su análisis es relevante ya que las descargas de sólidos suspendidos tienen efectos sobre la dispersión de contaminantes químicos y sobre las poblaciones de organismos marinos (Szefer, 2000).

El oxígeno disuelto, el pH y la temperatura registrados, estuvieron dentro de los límites naturales de acuerdo con los períodos climáticos normales de lluvias y sequías. Excepto en la zona costera del Chocó Caribe, donde los promedios de oxígeno estuvieron por debajo de 4 mg/l, que es el límite establecido por la ley colombiana (Ministerio de Agricultura, 1984). Los valores se encontraron entre 2.11 y 3.07 mg/l, que reflejan las condiciones de los ríos en la zona Chocoana Caribe, así como los sitios de descargas de los mismos. Sin embargo, es de aclarar que esos valores son locales y puntuales, por lo que no se puede generalizar para toda la zona costera, ni para todo el ciclo climático.

Las aguas costeras de Colombia, no presentan alteración por el ingreso de nutrientes, en realidad se considera que el ingreso de nutrientes desde el continente al mar, es necesario para mantener la productividad (CARICOMP, 2004). Los mayores aportes de nutrientes inorgánicos se registraron en la zona costera de Antioquia, siendo los ríos Volcán, Currulao y León los que descargan mayor cantidad de nutrientes al mar (con registros por encima de los 100 µg/l).

La contaminación fecal a la zona costera de Colombia se ha registrado en las áreas cercanas a los asentamientos humanos y en aquellas estaciones usadas como emisarios emergentes de aguas domésticas. En el Departamento del Atlántico, las estaciones ubicadas en las Flores y frente a la Base Naval se pueden considerar como vertimientos puntuales, con niveles entre 500.000 - 160.000 NMP de Coliformes totales y fecales/100 ml respectivamente. Estos valores se pueden considerar altos para actividades de contacto secundario, donde la legislación permite hasta 5.000 NMP CF/100 ml. En el Departamento del Magdalena, la estación con mayor concentración de Coliformes se localizó en el emisario submarino, con 110.000 NMP CF/100 ml. En el Pacífico las áreas costeras que presentaron problemas de contaminación por Coliformes fecales durante el 2006, fueron la Bahía de Buenaventura, Guapi, Bahía Solano y la Ensenada de Tumaco, donde se encuentran los principales asentamientos humanos. Igualmente en las desembocaduras de los ríos Guapi y Guajui (Cauca); Jella (Chocó); Mira y Mataje (Nariño).

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 generan impacto por contaminación fecal, representando uno de los principales problemas sanitarios y ecológicos de las zonas costeras. Durante el 2006, los mayores niveles de Coliformes termotolerantes se encontraron en los departamentos de Sucre y Antioquia, en las áreas de recreación ubicadas en Coveñas Coquerita (90.000 NMP Cf/100 ml), Tolú Hotel Montecarlo (16.000 NMP CF/100 ml), Playa Francés (9.000 NMP Cf/100 ml) y Playa Turbo (15.000 NMP Cf/100 ml) (Figura 3.1). En el Pacífico colombiano se reportaron las playas de Bahía Solano Esso (Chocó), el Morro y Pasacaballos (Nariño), con rangos entre 201 - 500 NMP CF/100 ml. Todas estas estaciones, sobrepasaron los límites permisibles para actividades de contacto primario (200 NMPCF/100 ml), según el decreto 1594 de 1984 (Ministerio de Salud, 1984) (Figura 3-2).

En la Figura 3-3, se muestran las áreas de recreación que se encontraron aptas para actividades de contacto primario durante el 2006 (según la norma del Decreto 1594 de 1984), los cuales fueron representados gráficamente en una escala de 2 a 200 NMP/100 ml. Cabe resaltar las siguientes estaciones que sólo presentaron concentraciones de 2 NMP CF/100 ml (buena calidad del agua para contacto primario): Callo Cangrejo, Punta Hansa y Frente Sharkys en San Andrés; Santa Verónica en Atlántico; Boca Canoa, Isla Barú y Crespo en Bolívar; Isla Palma en Sucre; Playas del Parque Tayrona en el Magdalena; y playas de Huína, Jurubida y Utria en Chocó.

La contaminación por residuos de hidrocarburos en las zonas costeras del país, tiene su origen en actividades portuarias y marítimas de exploración, explotación, transporte, refinación y usos del petróleo y sus derivados (Garay, 1994; Marrugo *et al.*, 1999; Tejada *et al.*, 2003). Además, de las aguas servidas municipales, que pueden contener cantidades considerables de hidrocarburos aromáticos polinucleares - HAP (Bidleman *et al.*, 1990;

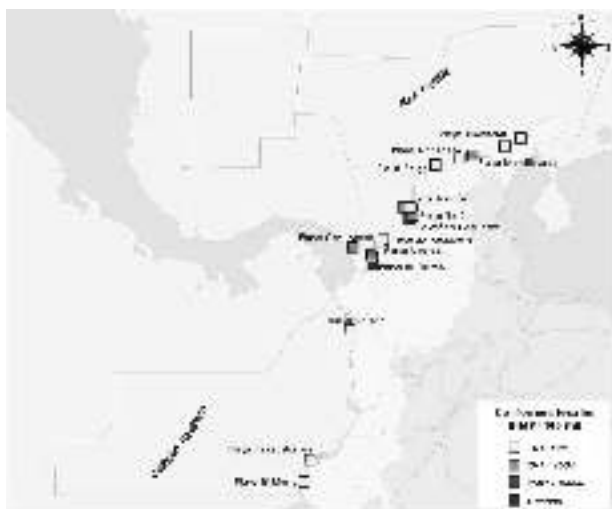


Figura 3-2. Distribución de las áreas de recreación que sobrepasaron los límites permisibles para actividades de contacto primario durante el 2006.



Figura 3-3. Distribución de las áreas de recreación aptas para actividades de contacto primario en el primer semestre de 2006, acordes a la norma (Decreto 1594 de 1984; <200 NMP Cf/100 ml)

Menzie *et al.*, 1992; Tchovanoglous y Burton, 1995). En el Caribe colombiano, las zonas costeras más afectadas por hidrocarburos derivados del petróleo son Santa Marta, Barranquilla, Cartagena y 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 de los departamentos de Magdalena y la Guajira permanecen relativamente limpias. En el Pacífico las zonas más afectadas son Buenaventura, Tumaco (Garay *et al.*, 2006) y Guapi; 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.

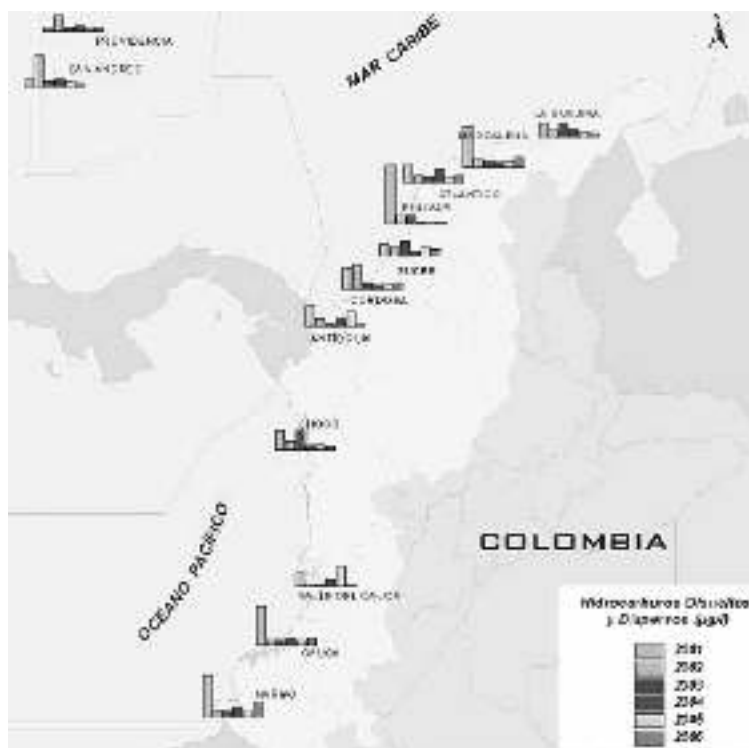


Figura 3-4. Puntos de monitoreo con mayor presencia de hidrocarburos en aguas en las zonas costeras de Colombia, durante los años 2001 - 2006

Desde el año 2001 hasta el 2006, en general se observa una disminución en las concentraciones de hidrocarburos en las zonas costeras del Caribe y Pacífico Colombiano (Figura 3-4). En el año 2006 la mayor concentración de hidrocarburos dispersos disueltos (HDD) se registró en el departamento del Magdalena (5.92 $\mu\text{g/L}$), en la boya dos de la Bahía de Santa Marta. Al comparar los datos históricos de HDD reportados para cada departamento costero con el valor de referencia de 10 $\mu\text{g/L}$ (Atwood *et al.*, 1988), se encontró que todos los departamentos han presentado sitios, en los cuales en algún momento las concentraciones de hidrocarburos han superado el valor de referencia establecido, afortunadamente la mayoría de los sitios críticos ambientalmente sometidos a los riesgos de contaminación son zonas cerradas y bien delimitadas, por lo cual corresponde a información de carácter puntual y que no debe ser generalizada. Por ejemplo, el valor más alto de HDD en Bolívar se debió a los niveles encontrados en la Bahía de Cartagena que es un cuerpo de agua cerrado y de bastante desarrollo marítimo. Sin embargo, el resto de la zona costera de este departamento no presenta contaminación por hidrocarburos.

Para fines de diagnóstico ambiental de la contaminación por plaguicidas organoclorados totales (OCT) en las aguas costeras del país, los resultados del análisis se compararon con el valor de referencia de 30 ng/L , utilizado como indicador umbral de alto riesgo en aguas marinas (CONAMA, 1986).

Las concentraciones inferiores a 5 ng/L se consideran bajas y no representan un riesgo para el ambiente, concentraciones entre 5 y 15 ng/L representan un riesgo bajo; y entre 15 y 30 ng/L representan un riesgo medio por contaminación con OCT (Marin *et al.*, 2001). Durante el 2006 en el Caribe colombiano, las concentraciones registradas fueron inferiores a 30 ng/L . Esto se debe a que el uso de organoclorados fue prohibido hace más de diez años y en la actualidad se están usando otros plaguicidas como carbamatos, piretrinas y organofosforados, entre otros.

Existen reportes históricos de presencia de OCT, principalmente en los departamentos de Magdalena, Bolívar y Atlántico, debido a que en estos departamentos, junto con Córdoba y Sucre se han presentado a lo largo de la historia los desarrollos agrícolas más grandes de las llanuras costeras del País. Sin embargo, en el 2006 para todo el territorio nacional sólo en un punto del Muelle de Santa Isabel (Providencia) y en el departamento del Chocó, en el Río Nuquí, se han encontrado concentraciones altas de OCT (59 y 27 ng/l).

3.3. Indicadores de la calidad de las aguas costeras

La calidad de las aguas marinas y costeras como un concepto integrado, depende de los factores que se miden y del uso que se le da a la misma. El análisis de variables individuales no permite visualizar claramente cual es la calidad del recurso agua, por lo cual se ha

venido trabajando en la generación de la batería de indicadores de calidad de aguas (ICAM), que sirvan de base para aportar al tema de normatividad y estandarización de los niveles permisibles de tóxicos químicos y contaminantes sanitarios presentes en el medio marino. Si bien se ha avanzado en el tema, aun hace falta hacer algunos ajustes a la batería de indicadores de calidad de aguas marino-costeras del país. No obstante, en el presente documento se presentan los avances del ICAM mediante un ejercicio que pretende mostrar el potencial de dicha herramienta.

El ICAM parte del algoritmo original:

$$ICAM = \sum_{i=1}^n (Q_{fi} \times F_i) - \sum_{i=1}^n (Q_{ct} \times F_i)$$

Donde:

Q_i es la representación de la calidad del agua a partir de cada parámetro considerado como variable del ICAM

Q_{fi} es la calificación de las variables fisicoquímicas del agua, mientras que Q_{ct} es la calificación de los contaminantes medidos

F_i son los pesos específicos asignados a cada parámetro (factor de ponderación, según la importancia del parámetro)

Cada parámetro medido, es calificado en función de su concentración, la calificación es obtenida mediante curvas de funcionamiento cuyos valores oscilan entre 0 y 100, para cada variable existe su curva de funcionamiento y difiere de acuerdo al tipo de agua a considerar (Figura 3-5).

Para el cálculo del $ICAM_{PPFM}$ (Preservación de flora y fauna marinas), se utilizan las medidas de los siguientes variables:

Variables Fisicoquímicas

- Oxígeno disuelto (OD)
- Otorfosfatos (3- PO_4)
- Sumatoria de Nitritos (- NO_2) y Nitratos (- NO_3)
- Salinidad (SAL)
- pH
- Sólidos Suspendidos Totales (SST)

Los descriptores de calidad para las variables fisicoquímicas son:

Descriptor	Rango de calificación	Color
Excelente	76 - 100	Verde
Buena	51 - 75	Amarillo
Regular	26 - 50	Naranja
Mala	0 - 25	Rojo

Variables Contaminantes

- Demanda bioquímica de oxígeno en 5 días (DBO₅)
- Coliformes Fecales (CFS)
- Coliformes Totales (CTT)
- Metales pesados (Hg, Pb, Cd, Cr y Cu)
- Hidrocarburos del petróleo (HDD)
- Plaguicidas Organoclorados (OCT)

Los descriptores de calidad para los parámetros contaminantes son:

Descriptor	Rango de calificación	Color
Excelente	0 - 25	Verde
Buena	26 - 50	Amarillo
Regular	51 - 75	Naranja
Mala	76 - 100	Rojo

Cada parámetro es calificado según una función que se ajusta para que los resultados se aproximen al funcionamiento natural de la misma. Un ejemplo de la función se muestra en la Figura 3-5 como representación de la función ($Y = a + b \exp(-0.5((x-c)/d)^2)$) que califica la calidad del agua entre 0 y 100 (línea roja). Según los valores encontrados para el pH, las mejores calificaciones (100) se encuentran a pH entre 7 y 8.5.

El esquema matemático propuesto está dado por la diferencia del conjunto de las variables fisicoquímicas menos las variables microbiológicas y contaminantes y es el mismo para toda la batería de indicadores que conforman el ICAM, variando únicamente los factores de ponderación (f) de acuerdo tipo de agua.

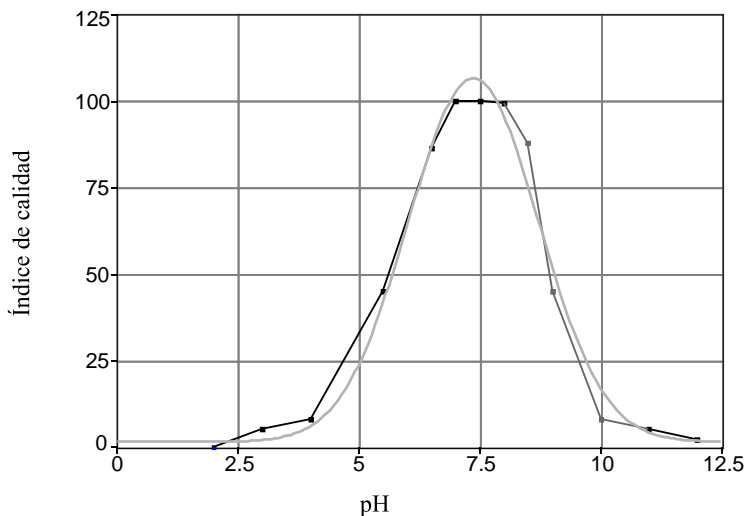


Figura 3-5. En el ejemplo se aprecia que para el pH, los valores naturalmente encontrados en aguas marinas (8.2) tienen una buena calificación. Todos los parámetros que hacen parte del algoritmo para el cálculo del indicador, posee una función calificadora similar

A continuación se describen dos indicadores, el de preservación de flora y fauna, ($ICAM_{PPFM}$) y el de Recreación, Actividades náuticas y Playas ($ICAM_{RAPM}$) para aguas marinas, los cuales se calculan de la siguiente manera:

$$ICAM_{PPFM} = [(0.21)OD + (0.18)SST + (0.17)PO4 + (0.16)NI + (0.15)pH + (0.13)SAL] \\ [(0.2)HDD + (0.19)DBO + (0.18)CFS + (0.15)CTT + (0.14)OCT + (0.14)MET]$$

$$ICAM_{RAPM} = [(0.20)SST + (0.18)OD + (0.17)SAL + (0.16)PH + (0.15)PO4 + (0.14)NI] \\ [(0.21)CFS + (0.19)CTT + (0.17)DBO + (0.16)HDD + (0.14)OCT + (0.13)MET]$$

Los descriptores del ICAM son:

Nro	Descriptor	RRNICAM%	Color
1	Malo	0 - 25	Rojo
2	Regular	26 - 50	Naranja
3	Bueno	51 - 75	Amarillo
4	Excelente	76 - 100	Verde

RRNICAM% = Rango de Representación Numérica del Indicador ICAM en porcentaje

Para el $ICAM_{RAPM}$ juegan un papel preponderante los parámetros microbiológicos. Dentro de éstos, los coliformes adquieren una importancia diferente dependiendo del tipo de agua a considerar, para las aguas marinas los coliformes fecales (CFS) tienen mayor importancia y por tanto tiene el más alto factor de ponderación, seguido de los coliformes totales (CTT); para las aguas estuarinas los CTT son el parámetro de mayor ponderación. Estas consideraciones están de acuerdo con el Decreto 1594 de 1984 donde se establecen los niveles permisibles para la destinación del recurso hídrico con fines recreativos mediante contacto primario y secundario (Ministerio de Agricultura, 1984; Marín *et al.*, 2003).

3.4. Ejercicio de representación de los indicadores $ICAM_{PPFM}$ y $ICAM_{RAPM}$

Con la información disponible en la Base de Datos REDCAM se hicieron promedios de los datos obtenidos durante los años 2001, 2003 y 2006 y se calcularon las ecuaciones base de cada indicador, según el uso y el tipo de agua. Es decir que para el cálculo del Indicador de Preservación de Flora y Fauna se aplicó la ecuación presentada como $ICAM_{PPFM}$ y para el Indicador de Recreación, Actividades náuticas y Playas se utilizó la ecuación del $ICAM_{RAPM}$ (Figuras 3-6, 3-7 y 3-8).



Figura 3-6. Representación gráfica de los indicadores de calidad de aguas marinas año 2001, para Preservación de Flora y Fauna (PPFM) y para Recreación, Actividades Náuticas y Playas (RAPM)

La representación gráfica de los indicadores muestran que en forma general las aguas costeras han evolucionado a condiciones favorables hacia el año 2006 (Figura 3-8), desde condiciones regulares y malas que se tenían en los años 2001 y 2003 (Figura 3-6 y 3-7). Se debe resaltar que en el 2006, la calidad de las aguas para preservación de flora y fauna de las aguas costeras del Chocó Caribe, fue regular (color naranja), mientras que para el uso recreativo fue de mala (color rojo).



Figura 3-7. Representación gráfica de los indicadores de calidad de aguas marinas año 2003, para Preservación de Flora y Fauna (PFFM) y para Recreación, Actividades Náuticas y Playas (RAPM)



Figura 3-8. Representación gráfica de los indicadores de calidad de aguas marinas año 2006, para Preservación de Flora y Fauna (PFFM) y para Recreación, Actividades Náuticas y Playas (RAPM)

Aunque el análisis general mostró una mejoría de las condiciones del agua marina entre el 2001 y el 2006 en gran parte de la zona costera del país, aun quedan sitios en los cuales ésta debe mejorar, como por ejemplo las zonas costeras de los departamentos Atlántico y Chocó Caribe.

La información arrojada por estos indicadores debe interpretarse con cuidado, ya que como se mencionó anteriormente, el indicador de calidad de las aguas marinas aun está en evaluación y ajuste, por cuanto su desarrollo debe continuar, para tener mayor certeza y exactitud en los resultados. Dentro de los factores que afectan el resultado de la evaluación se han identificado: la falta de información (no todos los parámetros son medidos en todas las estaciones); el número de estaciones de muestreo; el número de datos que generan el promedio; el tipo de agua; y el uso. No obstante, éstos se han trabajado mediante cálculos matemáticos que ayudan a solventar algunos sesgos de la información.

3.5. Conclusiones del estado de las aguas marino-costeras evaluadas mediante indicadores

Con base en la información arrojada por los Indicadores de Calidad de aguas, se estableció que durante el 2006, las aguas marino-costeras de las dos costas (Caribe y Pacífico), presentaron en general Buenas condiciones para la preservación natural de especies. Para actividades de Recreación, Actividades náuticas y Playas, igualmente se puede considerar calidad del agua marina como Buena, con algunas excepciones muy puntuales de Mala calidad en Playa Capurganá.

3.6. Literatura Citada

- Atwood D.K., F.J. Burton, J.E. Corredor, G.R. Harvey, A.J. Mata-Jiménez, A. Vásquez-Botello y B.A. Wade, 1988. Petroleum Pollution in the Caribbean. *Oceanus*. 30(4): 25-32.
- Bidleman, T. F.; A. A. Castleberry; W. T. Foreman; M. T. Zaransk & D. W. Wall. 1990. Petroleum Hydrocarbons in the Surface Water of Two Studies in the Southeastern United States. *Est. Coast Shelf Science*. 30:91-109.
- Bonilla, J., J. Peinado, M. Urdaneta, y E. Carrascal. 2000. Informe nacional sobre el uso y manejo de plaguicidas en Colombia, tendiente a identificar y proponer alternativas para reducir el escurrimiento de plaguicidas al mar Caribe. Bogotá, 108 p.
- CARICOMP. 2004. Caribbean coastal marine productivity program: 1993-2003. Dulcie Linton & Tatum Fisher (Eds). CARICOMP, 91 p.
- CONAMA. 1986. Consejo Nacional del Medio Ambiente. Resolución Nro. 20. Brasil. 20 p.
- DANE. 2007. Censo poblacional general. Información en línea, disponible desde Internet en: <http://www.dane.gov.co/censo/>. Con acceso el 12 de febrero de 2007.

- Echavarría, J.; J González y M. Villamizar. 2004. Desarrollo industrial en el siglo XX y determinantes en la productividad en el último cuarto de siglo. Documento en línea, disponible desde Internet en: <http://www.banrep.gov.co/documentos/seminarios/pdf/Desarrollo-industrial-sigloXX.pdf> Con acceso el 12 de marzo de 2007.
- Escobar J, 2002. La Contaminación de los ríos y sus Efectos en las Áreas Costeras y el Mar. CEPAL. Santiago, 72 p.
- 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, 15: 67-92.
- Garay, J.; B. Marín; W. Troncoso; M.L. Gomez; J. Betancourt; B. Cadavid; G. Ramírez y A. Vélez. 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. y A. Vélez. (Eds). 2004. Programa nacional de investigación, evaluación, prevención, reducción y control de fuentes terrestre y marinas de contaminación al mar - PNICM. Plan de acción 2004-2014. Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras "José Benito Vives de Andreis" INVEMAR. Santa Marta, 110 p.
- Garay-Tinoco, J.A., D.I. Gómez-López y J. R. Ortiz-Galvis (Eds). 2006. Diagnóstico integral del impacto biofísico y socioeconómico relativo a las fuentes de contaminación terrestre en la bahía de Tumaco, Colombia y lineamientos básicos para un Plan de Manejo. Proyecto del Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA - Programa de Acción Mundial PAM) y Comisión Permanente del Pacífico Sur CPPS. Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras Santa Marta, INVEMAR, 290 p. ISBN: 978-958-98104-1-5.
- IGAC, 2002. Atlas de Colombia. 5ed. Instituto Geográfico Agustín Codazzi. Imprenta Nacional, Bogotá. 320 p.
- LEY 99. 1993. Por la cual se crea el Ministerio del Medio Ambiente, se reordena el Sector Público encargado de la gestión y conservación del medio ambiente y los recursos naturales renovables, se organiza el Sistema Nacional Ambiental, SINA, y se dictan otras disposiciones. Bogotá, 59 p.
- Marín, B.; N.H. Campos; D. Fonseca y B. Cadavid. 2001. Valores indicativos del grado de contaminación de las aguas marinas colombianas. Escala conceptual y tablas de valores. Manual de uso. Informe final. INVEMAR. Santa Marta, 47 p.
- Marín B.; L. Martín; W. Troncoso; J. Betancourt; M. Gómez; J. Acosta; J. Vivas; A. Vélez y J. Garay. 2003. Sistema de Indicadores de la Calidad de las Aguas Marinas y Costeras de Colombia - SISCAM. Programa Calidad Ambiental Marina. Informe Técnico Final. Santa Marta, 184 p.
- Marín, B., W. Troncoso, J. Betancourt, M. Gómez, J. Acosta, L. Vivas, G. Ramírez, B. Cadavid, J. Garay y J. Sánchez. 2005. Diagnóstico 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. Diagnóstico nacional y regional 2005. Santa Marta, 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.* 38(9): 819-823.
- Menzie, C. A.; B. B. Potocki & J. Santodonato. 1992. Exposure to Carcinogenic Polycyclic Hydrocarbons in the Environment. *Environmental Science & Technology.* 26:1278-1284.
- Ministerio de Agricultura. 1984. DECRETO 1594. Disposiciones sanitarias sobre aguas. Ministerio de Salud, República de Colombia, Bogotá, 139 p.
- Ministerio de Salud. 1984. Disposiciones sanitarias sobre aguas. Ministerio de Salud, República de Colombia, Bogotá, 139 p.
- Pachón, S. 2004. Proyecto pedagógico de educación ambiental. Contaminación Ambiental. 2^a ed. MAVDT y Corporación Autónoma Regional para la Defensa de la Meseta de Bucaramanga (CDMB). Bucaramanga, 81 p.
- Peña, J.L.; G. Gaxiola; J. Helenes y E. Orellana. 2001. Quistes de *Lingulodinium polyedrum*, productor de mareas rojas
- Ramírez, G.; L.J. Vivas; J. Garay, y B. Marin. 2006. Inventario y caracterización de fuentes terrestres fijas de contaminación sobre las áreas marinas y costeras del Caribe Colombiano. Informe Técnico final. INVEMAR, Santa Marta. 24 p.
- Szefer, P. 2000. Possible priorities for future research in the field of marine environmental pollution. *Scienc. Tot. Environ.* 249: 385-394.
- UNEP, 2006. Isaza, F.A., P.C. Sierra-Correa, M. Bernal-Velásquez, L.M. Londoño, y W. Troncoso (Eds.). 2006. Caribbean Sea/Colombia & Venezuela, Caribbean Sea/Central America & Mexico, GIWA Regional assessment 3b, 3c. Universidad de Kalmar, Kalmar, UNEP. Suiza, 78 p.
- Tchovanoglous, G. y F.L. Burton. 1995. Característica de las aguas residuales. En: Tchovanoglous, G. y F.L. Burton (Ed.). *Ingeniería de Aguas residuales (Tomo 1)* 3^{ra} ed. McGraw-Hill. Madrid. 53 - 136.
- Tejada, C., L. Castro, A. Navarrete, T. Cardona, L. Otero, F. Afanador, A. Mogollón y W. Pedroza. 2003. Panorámica de la contaminación marina del Pacífico colombiano. Centro Control Contaminación del Pacífico Colombiano. Serie Publicaciones Especiales Vol. 3, San Andrés de Tumaco, 120 p.
- Val, A. y D. MacKinlay. 2004. Advances in fish biology. International Congress on the Biology of Fish Tropical, Memorias: 243.

Capítulo III

ESTADO DEL CONOCIMIENTO DE LOS ECOSISTEMAS MARINOS Y COSTEROS

4. ESTADO DEL CONOCIMIENTO DE LOS ARRECIFES CORALINOS

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

Los arrecifes de coral constituyen uno de los ecosistemas más importantes y apreciados del planeta ya que el hombre se ha favorecido históricamente de sus variados recursos. Por su exuberancia y colorido son el más importante hábitat natural debido a la elevada diversidad biológica, tan solo secundados por los bosques húmedos tropicales (Garzón-Ferreira, 1997; Wells y Hanna, 1992). Al iniciar el nuevo milenio, su importancia ecológica ha merecido el reconocimiento mundial y sin lugar a dudas se pueden considerar como una de las mayores fuentes potenciales de bienestar para la humanidad (Garzón-Ferreira, 1997). Son estructuras geológicas construidas desde un pasado remoto por organismos vivos (Veron y Stafford-Smith, 2000). 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 a 50 metros. En dichas áreas constituyen estructuras rígidas y de relieve complejo 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. El sustrato arrecifal se genera principalmente por la precipitación de carbonato de calcio que los pólipos coralinos secretan para elaborar su esqueleto externo de soporte. Los corales son invertebrados coloniales de vida sésil pertenecientes al grupo de los celenterados (ordenes Scleractinia y Milleporina) y son los constructores primordiales del ecosistema arrecifal, merced a la extraordinaria simbiosis con las algas microscópicas (Zooxantelas) que son tomadas del medio y crecen en sus tejidos (Achituv y Dubinsky, 1990; Garzón-Ferreira, 1997).

Esta acumulación de roca calcárea puede alcanzar magnitudes enormes de incluso cientos de metros de espesor y miles de kilómetros de extensión por lo que su importancia geológica es también considerable (Birkeland, 1997). Estas características le permite ofrecer una enorme variedad y cantidad de hábitats estables para el asentamiento y proliferación de la vida marina (Schuhmacher, 1978; Birkeland, 1997). Aproximadamente un 25% de las especies marinas se benefician de los arrecifes coralinos (Buddemeier *et al.*, 2004). La estructura arrecifal protege la costa, playas y otros ecosistemas (praderas de pastos y manglares), así como los asentamientos humanos costeros, del embate de las olas y tormentas. Muchas poblaciones costeras han subsistido tradicionalmente de las pesquerías en áreas arrecifales, de donde se extraen recursos de gran valor como langostas, cangrejos, pulpos, caracoles, pargos, meros, entre otros. Adicionalmente en los arrecifes de coral se hace aprovechamiento para la obtención de productos farmacéuticos y construcción (Birkeland, 1997) y proveen beneficios económicos de decenas de billones de dólares anuales (Buddemeier *et al.*, 2004), pero quizá el mayor potencial económico que poseen los

arrecifes coralinos está en el desarrollo turístico pues se constituyen en destino por excelencia para miles de personas en todo el mundo, gracias a la inigualable belleza de sus paisajes (Garzón-Ferreira, 1997; Buddemeier *et al.*, 2004). Pero si bien el cambio es una condición típica en estos sistemas, muchos arrecifes han sufrido una extensa degradación a través de las últimas dos a tres décadas (Hughes, 1994) como resultado de perturbaciones de tipo antropogénicas y naturales (Grigg y Dollar, 1990). Se estima que cerca de un 60% de los arrecifes del mundo estarán seriamente comprometidos para el año 2030, con las consecuentes implicaciones que eso tendrá para millones de seres humanos que viven de su explotación.

Colombia posee cerca de 2900 km² de áreas coralinas según las evaluaciones de Díaz *et al.* (2000) (Figura 4-1) de los cuales solo 1091km² corresponden a fondos con alta cobertura arrecifal. Esto representa menos del 0,4% de los arrecifes existentes en el mundo (Spalding *et al.*, 2001). De hecho, de estas áreas coralinas, solo una pequeña fracción (15Km²) se encuentra en la costa del Pacífico, centrada en cuatro localidades: Isla Gorgona, Ensenada de Utría, Punta Tebada e Isla Malpelo (Prahl y Edhardt, 1985; Díaz *et al.*, 2000). En el Caribe, la gran mayoría de las áreas coralinas (77%) se halla alrededor de las islas, bajos y atolones oceánicos del archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina, donde además se observan los arrecifes más complejos y desarrollados. Además las áreas arrecifales del Caribe albergan una diversidad de especies coralinas más alta (20-53 especies) que la del pacífico (10-21 especies) (Díaz *et al.*, 2000).

Información adicional sobre el origen, características y desarrollo de los arrecifes en Colombia, así como la problemática que estos ecosistemas enfrentan, puede ser consultada en Garzón-Ferreira (1997), Díaz *et al.* (2000), Garzón-Ferreira y Díaz (2003) y Rodríguez-Ramírez *et al.* (2006a).

4.2. Consideración inicial al estado de los arrecifes en 2006

En el presente diagnóstico se presentan los datos obtenidos dentro del Sistema Nacional de Monitoreo de Arrecifes Coralinos en Colombia (SIMAC) en el 2006 y continuando con la iniciativa del año anterior, se integra con información de diferentes grupos de investigación, instituciones o universidades, a través de diversos proyectos de investigación o tesis de pre-grado y postgrado. El capítulo está conformado por catorce secciones que compilan las siguientes temáticas generales: monitoreo de arrecifes, enfermedades coralinas, monitoreo de riqueza y abundancia de peces coralinos, ecología de grupos arrecifales importantes (corales, invertebrados vágiles y peces), manejo de áreas marinas protegidas y conectividad. Cada sección proporciona un marco general del tema tratado, presenta una síntesis de resultados preliminares y brinda, de ser necesario, recomendaciones o aspectos a tener en cuenta para la conservación de los arrecifes. El

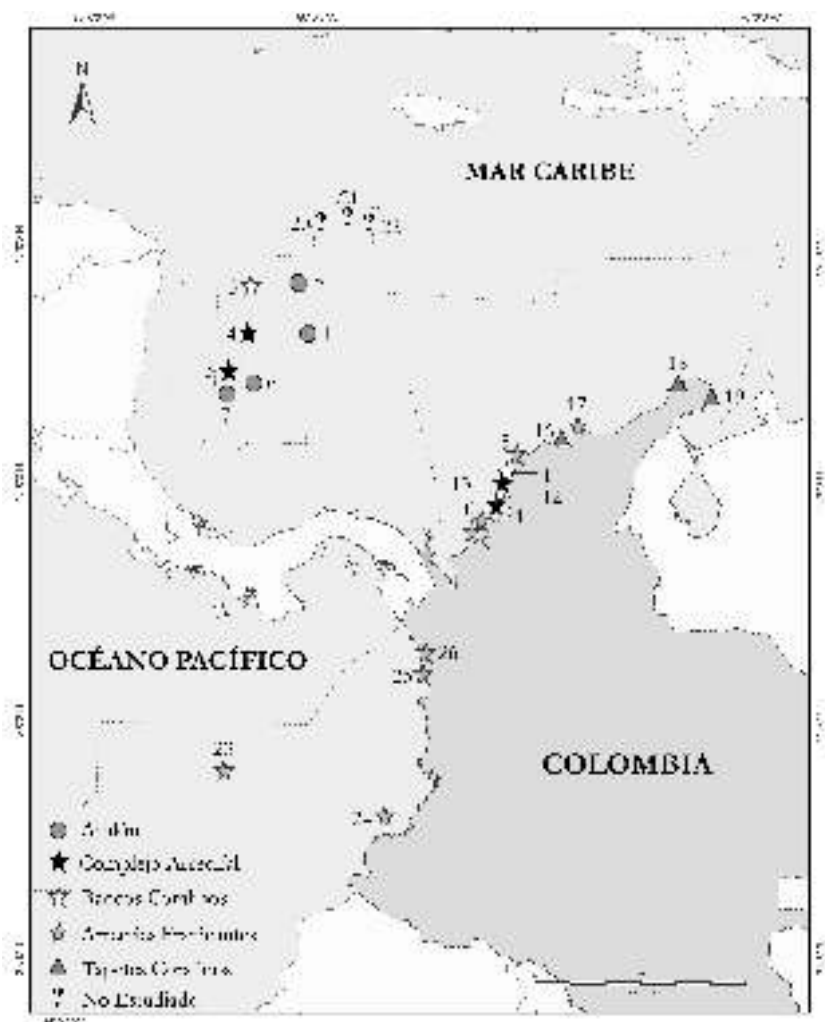


Figura 4-1. Ubicación y tipos de áreas coralinas en Colombia. 1-Banco Roncador. 2-Banco Serrana. 3-Banco Quitasueño. 4-Providencia y Santa Catalina. 5-San Andrés. 6-Cayos Courtown (Bolívar). 7-Cayos Albuquerque. 8-Capurganá y Sapzurro. 9-Isla Tortuguilla. 10-Isla Fuerte, Bajos Bushnell y Burbujas. 11-Islands 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

propósito de esta iniciativa es la 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. Poder recopilar y presentar estas investigaciones pone en evidencia el notorio avance en el estudio de nuestros arrecifes, en términos de la diversificación de investigaciones y grupos de organismos estudiados. Los resultados arrojados demuestran, por su importancia, que hay temáticas que deben continuar siendo reforzadas por sus implicaciones para la salud arrecifal y la tecnología.

4.2.1. Monitoreo SIMAC¹

Previo a presentar la información obtenida durante el monitoreo arrecifal del 2006, es preciso definir el alcance de los resultados. Considerando que la información que se obtuvo para su diagnóstico en 2006 proviene de unas pocas estaciones en sólo 6 de las áreas coralinas que posee Colombia (Díaz *et al.*, 2000), es claro que la muestra dista mucho de ser representativa y debido a esto, las tendencias y conclusiones que son presentadas a continuación deberán ser interpretadas con precaución y no permite hacer generalizaciones. Para producir un diagnóstico adecuado es preciso mantener los programas de monitoreo existentes y de forma progresiva, ampliar su cobertura geográfica, además de desplegarse a una mayor variedad de hábitats arrecifales.

Este informe incluye los resultados de las evaluaciones realizadas durante el 2006 en las siguientes áreas: San Andrés, Bahía de Chengue (Parque Tayrona), Islas del Rosario, Islas de San Bernardo, Urabá Chocoano y Gorgona. En cada una de éstas, se llevó a cabo el protocolo de monitoreo para los componentes del sustrato arrecifal (algas y corales), enfermedades y blanqueamiento coralino, invertebrados vágiles y peces arrecifales. Los resultados del año 2006 fueron comparados con la información previa disponible en cada área, de manera que en algunos casos correspondió al año 2005 y en otros al 2004. Adicionalmente se presenta la información que pudo ser procesada para la isla de Malpelo. Si bien los datos de las variables consideradas podrían ser utilizados como indicadores para evaluar el estado de los arrecifes coralinos, debe aclararse que en este informe se utilizan tan solo para verificar posibles cambios en el tiempo.

Las variables evaluadas dentro del SIMAC, los procedimientos metodológicos y la ubicación de las estaciones de monitoreo, se hallan descritos detalladamente en el manual de métodos del programa (Garzón-Ferreira *et al.*, 2002a; www.invemar.org.co). De igual

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

manera la información histórica de los resultados del SIMAC puede encontrarse en los informes de años anteriores (Garzón-Ferreira *et al.*, 2002b, 2003 y 2004; Rodríguez-Ramírez *et al.*, 2005 y 2006a).

4.2.1.1. Cobertura de Corales y Algas

Las coberturas de los corales y algas no cambiaron notoriamente durante el 2006 en la bahía de Chengue, San Andrés, Islas del Rosario e Isla Gorgona (Figura 4-2). Los valores de cobertura coralina se mantuvieron prácticamente iguales respecto al año 2005 para las áreas de Chengue, San Andrés, mientras que para Gorgona y para Islas del Rosario en relación con el 2005 y 2004 respectivamente, se registraron leves disminuciones. En la Bahía de Chengue se han mantenido coberturas prácticamente invariables durante los últimos siete años (Rodríguez-Ramírez *et al.*, 2006a), coberturas coralinas alrededor del 30% y coberturas algales cercanas al 40%. En San Andrés los corales y algas presentaron valores de 16% y 50% respectivamente, los cuales son similares a los encontrados históricamente durante el monitoreo (Rodríguez-Ramírez *et al.*, 2006a). Los arrecifes coralinos monitoreados en las islas del Rosario registraron en el 2006 una cobertura coralina de 32.5%, lo cual representó una disminución del 2.5% con respecto al 2004, mientras que las algas aumentaron en un 4%, alcanzando el 34.5% de cobertura (Figura 4-2). Gorgona, luego de mantener una relativa estabilidad del año 2002 a 2004 (ver informes anteriores), continuó su proceso de disminución en la cobertura coralina, de 64% pasó a 61%, lo que resulta más evidente al comparar con el 74% registrado en 2004; por su parte las algas se mantuvieron alrededor del 27%.

La evaluación en el 2006 de las estaciones instaladas en el Caribe desde el 2002, Urabá chocoano e islas de San Bernardo, mostraron que la cobertura de coral en el Urabá chocoano, alcanzó en el 2006 un 46,1%, mientras que la cobertura se mantuvo, cerca del 40%. Por otra parte, en las islas de San Bernardo continuó la disminución en la cobertura coralina, alcanzando un 25,6% (reducción del 4,5 % respecto al 2004) y las lagas permanecieron estables con un 37,7% (Figura 4-2).

La disminución de la cobertura de coral en las Islas del Rosario y San Bernardo pudo estar asociada al fenómeno de blanqueamiento ocurrido durante el 2005 (Rodríguez *et al.*, 2005). No obstante esta pérdida de cobertura se puede considerar muy baja si se contrasta con otros fenómenos de blanqueamiento, como el de 1998, el cual tuvo efectos catastróficos en Belice (Aronson *et al.*, 2002a). Por su parte la disminución en la cobertura coralina que se presentó en la Isla de Gorgona se atribuye a eventos de exposiciones aéreas y a la sedimentación, los cuales son factores claves en la dinámica de estas formaciones coralinas del Pacífico colombiano (Zapata *et al.* 2001 y Rodríguez-Ramírez *et al.* 2005, Zapata *et al.* sometido).

4.2.1.2. Prevalencia de enfermedades y blanqueamiento en corales

Los valores promedio de prevalencia de enfermedades en las estaciones del SIMAC en general resultaron nuevamente bajos en el 2006 y presentaron variaciones con respecto al año anterior (Figura 4-3). Sin embargo se registró un incremento importante en el área de Urabá (0,7% - 6,9%). Este cambio en Urabá reviste trascendencia ya que por primera vez se superan los valores de prevalencia en San Andrés, considerada como el área mayormente afectada por enfermedades coralinas a través del monitoreo (ver Rodríguez-Ramírez *et al.* 2005)

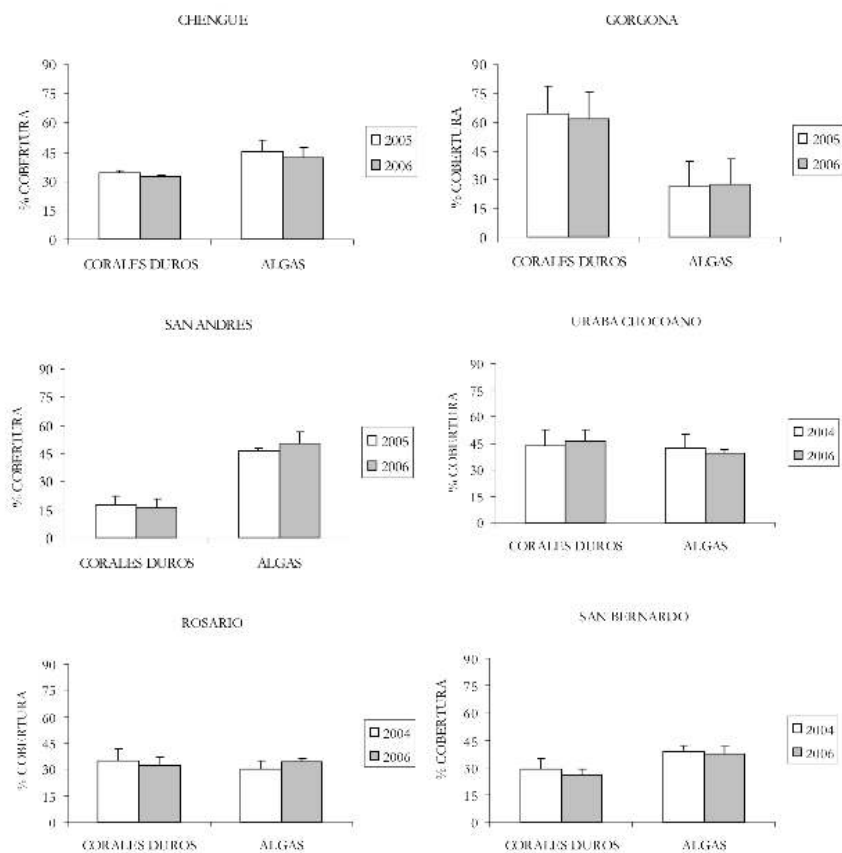


Figura 4-2. Promedios y errores estándar de la cobertura de los corales duros y las algas en las áreas de monitoreo SIMAC durante los años 2005-2006 en Chengue, San Andrés y Gorgona, y 2004-2006 en Rosario, Urabá Chocoano y San Bernardo. Para los promedios se integraron los niveles somero y medio de profundidad

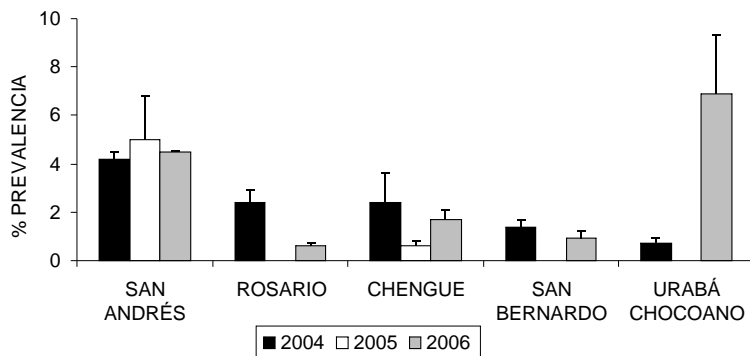


Figura 4-3. Promedios generales y errores estándar de la prevalencia general de enfermedades en corales pétreos para las estaciones SIMAC del Caribe colombiano de 2004 a 2006. En el año 2005 no pudo realizarse el monitoreo para las estaciones de Rosario, San Bernardo y Urabá

Respecto a los diferentes tipos de enfermedades, la Plaga Blanca (EPB) y los Lunares Oscuros (ELO), continúan presentando los mayores valores de prevalencia en los monitoreos con valores generales promedio que no superan el 7% (Figura 4-4). La prevalencia de EPB presentó un incremento en San Andrés (Figura 4-4 Arriba), obteniendo valores similares (2,3%) a los observados durante el brote registrado para el Caribe en 2003 y 2004 (Ver Rodríguez-Ramírez *et al.* 2006).

La prevalencia de ELO por otro lado (Figura 4-4 Abajo), muestra una situación contrastante. En las estaciones de San Andrés, donde se ha presentado los mayores registros históricos, los valores de prevalencia descendieron (4,6% 2,0%) en tanto para las estaciones de Urabá se presentó el valor de prevalencia mas alto (6,7%) observado en las estaciones SIMAC desde 1998 (ver Rodríguez-Ramírez *et al.*, 2005). Este incremento (6,3%) de los valores de prevalencia de ELO en Urabá con respecto al año 2004 influyó el promedio general de prevalencia de enfermedades en esta área (Figura 4-3). La abundancia y distribución agregada de *Siderastrea siderea* y la particular susceptibilidad de esta especie a presentar ELO, podría favorecer en parte la frecuencia de observación de esta enfermedad en Urabá, donde *Siderastrea* domina casi exclusivamente los tapetes arrecifales someros de la región (Díaz *et al.* 2000).

Respecto del fenómeno fisiológico de blanqueamiento, Urabá (21,7%) registró los mayores promedios generales para las áreas SIMAC durante el 2006 (Figura 4-5), habiendo incrementado los valores en casi el doble, con respecto al año 2004. El incremento de blanqueamiento en Urabá se debe a la alta prevalencia del tipo de blanqueamiento conocido como “lunares blancos” en *Siderastrea siderea* (ver Garzón-Ferreira *et al.*, 2004), no

obstante se desconoce si esto tuvo relación con el fenómeno del blanqueamiento de nivel regional que azotó el Caribe en 2005 (Rodríguez-Ramírez *et al.*, 2006b). Los valores generales sin embargo se mantienen dentro del rango observado a partir de 1998 para las estaciones SIMAC (Rodríguez-Ramírez *et al.*, 2005). Es contrastante, el descenso en las estaciones de San Andrés (32,4% - 3,0%) (Figura 4-6) es un indicativo del cese de los efectos del blanqueamiento masivo del 2005, a niveles registrados previamente por el SIMAC en el Caribe (Rodríguez-Ramírez *et al.*, 2005).

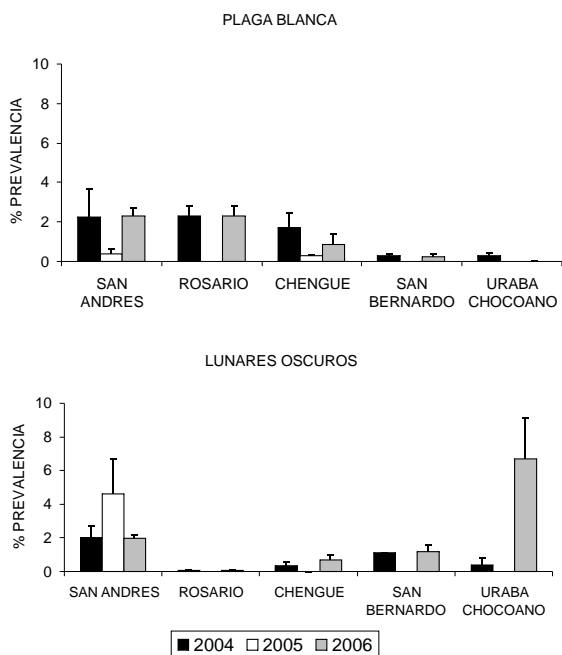


Figura 4-4. Promedios generales y errores estándar de la prevalencia de las enfermedades de Plaga Blanca (arriba) y Lunares oscuros (abajo) en corales pétreos para las estaciones SIMAC entre 2004 y 2006. En el año 2005 no pudo realizarse el monitoreo para las estaciones de Rosario, San Bernardo y Urabá

Finalmente para el Pacífico colombiano, la prevalencia general de blanqueamiento de los arrecifes del Parque Nacional Natural Gorgona presentó un incremento (1,4% - 3,2%) entre 2005 y 2006 (Figura 4-7), pero los valores se mantuvieron dentro de los rangos observados desde 1998 por el SIMAC en estos arrecifes (ver Rodríguez-Ramírez *et al.*, 2005). No obstante la tendencia del blanqueamiento en los últimos años ha sido al aumento. Las especies observadas con blanqueamiento durante el 2006 fueron los

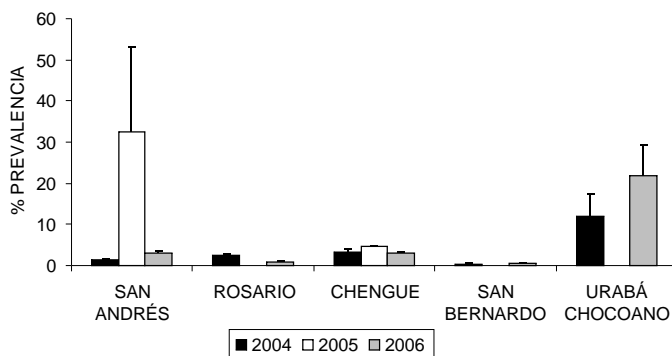


Figura 4-5. Promedios generales y errores estándar de la prevalencia del fenómeno fisiológico de blanqueamiento en corales pétreos para las estaciones SIMAC del Caribe colombiano de 2004 a 2006. En el año 2005 no pudo realizarse el monitoreo para las estaciones de Rosario, San Bernardo y Urabá

ramificados *Pocillopora damicornis*, *P. capitata* y *Psammocora stellata*. Por otra parte, se encontró en Gorgona un promedio general de prevalencia de enfermedades de 0,8%. Si bien con anterioridad ya se había mencionado la presencia de enfermedades en el Pacífico colombiano (Garzón-Ferreira *et al.*, 2004), la observación de estos agentes de mortalidad de tejido coralino está siendo más frecuente en los últimos años. Las colonias afectadas tuvieron síntomas similares a los observados en colonias con la presencia de las enfermedades de la plaga blanca y banda blanca en el Caribe. Ambas enfermedades han sido reportadas ya para el Indopacífico por diferentes autores (Green y Bruckner, 2000; Sutherland *et al.* 2004). La especie afectada por “plaga blanca” es el coral masivo *Pavona clavus*, en tanto que el ramificado *Pocillopora damicornis* fue encontrado con el síntoma similar a “banda blanca”.

Finalmente para el Pacífico colombiano, la prevalencia general de blanqueamiento de los arrecifes del Parque Nacional Natural Gorgona presentó un incremento (1,4% - 3,2%) entre 2005 y 2006 (Figura 4-7), pero los valores se mantuvieron dentro de los rangos observados desde 1998 por el SIMAC en estos arrecifes (ver Rodríguez-Ramírez *et al.*, 2005). No obstante la tendencia del blanqueamiento en los últimos años ha sido al aumento. Las especies observadas con blanqueamiento durante el 2006 fueron los ramificados *Pocillopora damicornis*, *P. capitata* y *Psammocora stellata*. Por otra parte, se encontró en Gorgona un promedio general de prevalencia de enfermedades de 0,8%. Si bien con anterioridad ya se había mencionado la presencia de enfermedades en el Pacífico colombiano (Garzón-Ferreira *et al.* 2004), la observación de estos agentes de mortalidad de tejido coralino está siendo más frecuente en los últimos años. Las colonias afectadas tuvieron síntomas similares a los observados en colonias con la presencia de las

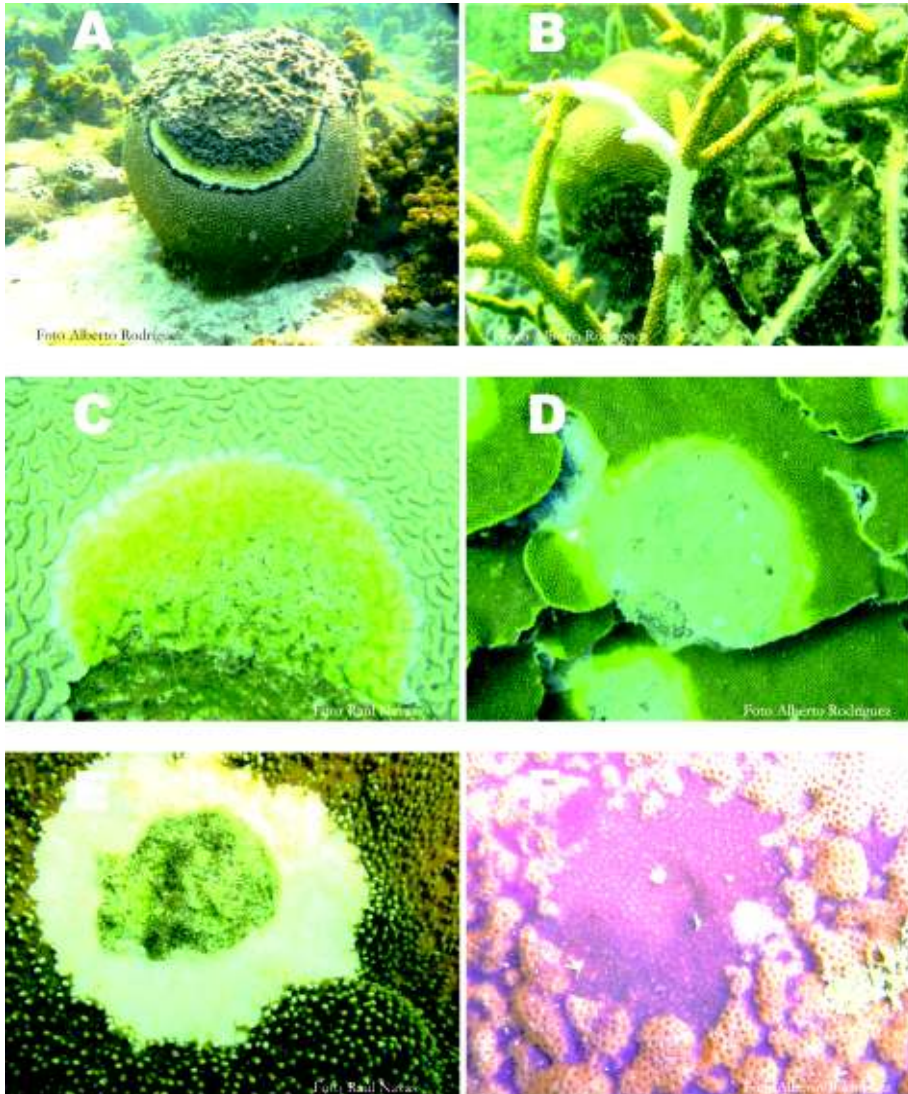


Figura 4-6. Enfermedades coralinas comúnmente registradas por el SIMAC en las estaciones ubicadas en los arrecifes del Caribe colombiano. A) Banda Negra en *Diploria strigosa*. B) Banda Blanca en *Acropora cervicornis*. C) Plaga blanca en *Diploria labyrinthiformis*. D) Banda Amarilla en *Montastraea faveolata*. E) White Pox en *A. palmata*. Y F) Lunares Oscuros en *Siderastrea siderea*

enfermedades de la plaga blanca y banda blanca en el Caribe. Ambas enfermedades han sido reportadas ya para el Indopacífico por diferentes autores (Green y Bruckner, 2000; Sutherland *et al.* 2004). La especie afectada por “plaga blanca” es el coral masivo *Pavona davus*, en tanto que el ramificado *Pocillopora damicornis* fue encontrado con el síntoma similar a “banda blanca”.

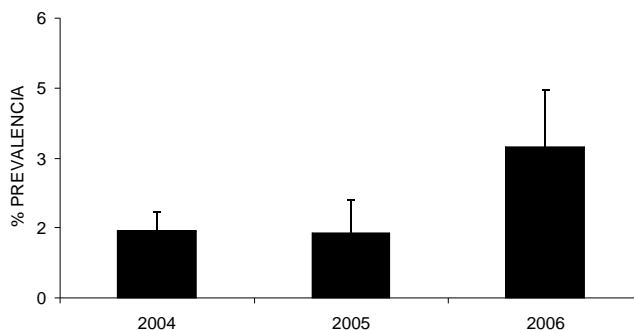


Figura 4-7 Prevalencia general y error estándar del fenómeno fisiológico de blanqueamiento en las estaciones de Gorgona para los años 2004 a 2006

4.2.1.3. Densidad de erizos y otros invertebrados móviles

En esta sección se presentan los resultados del último año comparando con el 2004 y se hace énfasis en los datos de erizos debido a que los demás invertebrados presentan una ocurrencia esporádica en el 2006 y no muestran un patrón temporal o cambios importantes a través del monitoreo.

En el 2006, la densidad promedio de erizos solo presentó incrementos en los arrecifes de Santa Marta y Gorgona. El incremento observado en Santa Marta ($2,5 - 6,6 \text{ Ind./20m}^2$) si bien es leve, se presenta tras haberse evidenciado un descenso en los registros para el área en el año 2004 (ver Rodríguez-Ramírez *et al.* 2004) (Figura 4-8). Por su parte se observa en Gorgona un notable incremento con respecto al año 2004 ($35,6 - 78,5 \text{ Ind./20m}^2$) (Figura 4-8). Este incremento en el promedio general de erizos estuvo relacionado con el erizo de espina larga *Diadema mexicanum*, el cual fue observado en gran número y ampliamente distribuido por todo el arrecife.

Por el contrario, para el resto de áreas del Caribe la densidad promedio de erizos disminuyó de forma variable para cada área en particular durante el 2006 (Figura 4-8). La reducción mas notoria se observa en las Islas del Rosario ($33,4$ a $14,7$ individuos/ 20 m^2) en el número de individuos registrados (Rodríguez-Ramírez *et al.*, 2004). Por otra parte, en las islas de San Bernardo persiste la reducción en el número de individuos de erizos, observada desde 2002 (ver Rodríguez-Ramírez *et al.*, 2004).

En la mayoría de las áreas monitoreadas del Caribe, la mayor densidad de erizos a correspondido a las especies del género *Echinometra*. Por lo tanto las variaciones observadas en ella a través del tiempo y especialmente durante el último periodo de monitoreo responden a reducciones o incrementos de individuos de este género. La densidad de la especie clave *Diadema antillarum* en el nivel somero de las áreas monitoreadas en el Caribe durante los últimos años, se presenta en la Figura 4-9, excluyendo las islas de San Bernardo, donde, hasta el momento, esta especie ha estado ausente.

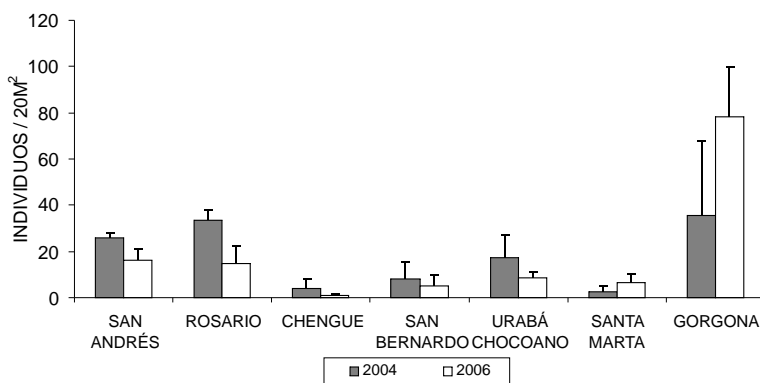


Figura 4-8. Densidad promedio de erizos (individuos / 20m²) y error estándar, integrando los niveles somero y medio de profundidad en las áreas de monitoreo SIMAC del Caribe y Pacífico colombianos para los años 2004 y 2006. SAN=San Andrés; IRS=Islas del Rosario; CHE=bahía de Chengue; ISB=Islas de San Bernardo; UCH=Urabá chochoano; SMT=Santa Marta y GOR=Gorgona

Claramente se observa que mientras en los niveles someros de dos estaciones, San Andrés (12,3 11,1 ind./20 m²) y Chengue (1 0,2 ind./20 m²) se presentó un leve descenso en la densidad de *D. antillarum*, en las estaciones someras de Islas del Rosario y Urabá chochoano se produjo un incremento en el número de individuos encontrados (Figura 4-9). Este incremento fue especialmente notable en las estaciones del Urabá chochoano (0,15 ind./20m²).

Las densidades de los invertebrados de importancia comercial continuaron siendo muy bajas en el 2006. Valores de densidad para pulpo (*Octopus spp*) (0,2 ind./20 m²) en Chengue y para pulpo y langosta (*Panulirus spp*) (0,8 ind./20 m²) en Urabá fueron los encontrados en este último año. De igual manera en las Islas de San Bernardo, la cangreja (*Mithrax spinosissimus*) presentó una densidad de 0,6 ind./20m². Teniendo en cuenta que las densidades observadas a lo largo del monitoreo para todas las estaciones son las mismas y que estos grupos se constituyen como recurso alimenticio para las poblaciones humanas de casi todas las zonas evaluadas, se sugiere que la situación es un reflejo de un posible

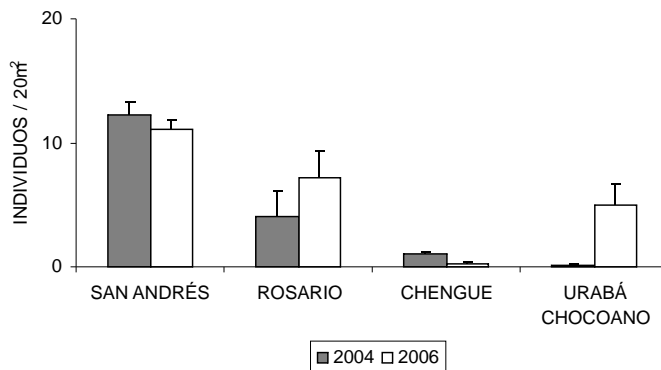


Figura 4-9. Densidad promedio de erizos de la especie (*Diadema antillarum*) (individuos/20m²) y error estándar en las parcelas del nivel somero de las estaciones SIMAC de San Andrés, Islas del Rosario, Chengue y Urabá chochoano

estado de sobre-explotación del recurso. Los arrecifes del Pacífico quedan exentos de esta situación dado que en ellos estos invertebrados son naturalmente escasos. No obstante debe concluirse con precaución sobre el estado actual de estos grupos ya que el muestreo empleado no está diseñado para evaluar sus poblaciones y excluye varios de sus ambientes naturales.

4.2.1.4. Conclusiones y Recomendaciones de las actividades SIMAC

Con base en la información obtenida en el 2006, los arrecifes monitoreados no mostraron evidencias de cambios importantes en términos de la cobertura de coral vivo y algas. En un contexto regional los arrecifes monitoreados de Isla Gorgona en el Pacífico y el Urabá chochoano en el Caribe presentan coberturas de coral notables 61,6% y 46,1%, respectivamente.

Aún cuando existe un considerable espectro de coberturas de corales y algas en los arrecifes monitoreados por el SIMAC, que no representan necesariamente el estado de salud de nuestros arrecifes, esta información brinda términos de referencia para algunas localidades y es relevante como aporte al conocimiento de la dinámica a corto plazo en dichos arrecifes. Por todo esto, es necesario 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 que se cuente con mayor cantidad de

información, se podrá tener un diagnóstico más completo y confiable de la situación de este valioso ecosistema y del mismo modo se podrán definir mejores pautas para su manejo y conservación.

Tanto la prevalencia general de enfermedades como la correspondiente a blanqueamiento presentan valores que se ubican dentro del rango de variación observado para las diferentes áreas durante el monitoreo de SIMAC en el Caribe. Tan solo el conspicuo incremento de la prevalencia de ELO en la estación de Urabá y que se ve representado en los valores generales de enfermedades, marca la diferencia con las otras estaciones. Si bien el área revisada por el SIMAC no representa el comportamiento de la totalidad de los arrecifes en Gorgona, el seguimiento más concienzudo de los agentes de deterioro que afectan estos arrecifes se hace necesario a la luz de su cada vez más frecuente aparición y del aumento de tejido vivo perdido año tras año. Un estudio más detallado y extenso podría arrojar luces sobre el particular.

Los erizos presentaron mejores densidades en este último año (hasta 16,5 individuos/20m² en el Caribe y 78,5 individuos/20m² en el Pacífico). Ya que no es posible entrever algún patrón de cambio en el tiempo a partir de la información colectada hasta el momento, es necesario continuar el monitoreo de este grupo clave para la dinámica natural de los arrecifes. Al igual que otros autores que han registrado variaciones en la densidad de erizos, no podemos definir con certeza los eventos causantes de los cambios observados en los monitoreos SIMAC. Tan solo puede sugerirse una combinación de factores como la variabilidad entre observadores, acción de depredadores, desplazamientos a otros hábitats, interacciones interespecíficas e incluso eventos de reclutamiento, desconociendo la importancia relativa de cada uno de ellos.

Revisar, mejorar e implementar normas y políticas específicas para la protección y manejo sustentable de los arrecifes coralinos, que refuercen la deficiente legislación que la nación tiene al respecto, como elementos indispensables para la protección y preservación de estos ecosistemas.

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

Las formaciones arrecifales del área de Santa Marta han estado sometidas por varios décadas a diversas actividades humanas que han afectado su normal desarrollo. Como medida de conservación se constituyó el Parque Nacional Natural Tayrona (PNNT) hace más de 40 años (1964), y esto supondría un efecto positivo sobre las comunidades de peces

2. Síntesis de resultados 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; apoyo de UAESPNN Tayrona).

en comparación con aquellas de arrecifes cercanos a los centros urbanos. No obstante, a lo largo de ese tiempo no se han desarrollado estudios que evalúen posibles variaciones en las comunidades de peces arrecifales. Por consiguiente, no se tiene certeza si han ocurrido procesos de recuperación, mantenimiento o si la degradación ha continuado en toda el área. De esta manera, este proyecto fue diseñado para responder a la siguiente pregunta: *Hay diferencias en el estado de las comunidades de peces arrecifales dentro y fuera del Área Marina Protegida del Parque Nacional Natural Tayrona y cuales factores podrían influenciar los esquemas encontrados?* En consecuencia con ésta y para el cumplimiento de los objetivos, el desarrollo de este proyecto comprendió la adquisición de información acerca de tres aspectos generales en el área de Santa Marta y el Parque Nacional Natural Tayrona (PNNT): 1) peces arrecifales, 2) formaciones arrecifales y 3) actividades de pesca y buceo. Los muestreos de los aspectos uno y dos se realizaron en 20 formaciones coralinas del área de estudio y se llevaron a cabo durante el año 2005, abarcando las épocas climáticas seca y lluviosa, mientras que el punto tres se evaluó a lo largo del 2005 y parte del 2006.

4.2.2.1. Peces arrecifales

Se registraron un total de 180 especies de peces mediante los censos de buceo errante distribuidas en 47 familias, con un promedio de 77 especies por estación (min=62 max=95). Las familias dominantes en cuanto al número de especies en general para toda el área de estudio fueron Serranidae-meros/chernas (24), Haemulidae-roncos (13), Gobiidae-gobios (13), Scaridae-loros (11) y Pomacentridae-damiselas (11). Si bien la riqueza de especies fue similar entre las áreas, la diversidad (Shannon) y la equitatividad fueron mayores dentro del AMP-PNNT que en el área de Santa Marta (ANOVAS $p > 0,05$). Estos resultados señalan que hay un efecto positivo de la protección del AMP-PNNT sobre estos dos atributos y por lo tanto estaría jugando un rol importante en la conservación de la diversidad de peces (Olaya-Restrepo, 2006).

El 80% de las especies que conforman los ensamblajes ícticos en los parches arrecifales dentro y fuera del PNNT -en términos de frecuencia de observación (FO) y abundancia relativa (AR)- se enmarcó generalmente dentro de dos esquemas (Tabla 4-1): 1) especies a menudo observadas pero con bajas densidades y 2) especies poco observadas y con densidades muy bajas. Tan sólo el 20% restante de las especies presentó mayores abundancias

relativas y altas frecuencias de observación (*Stegastes partitus*, *Chromis multilineata*, *Thalassoma bifasciatum* y *Myripristis jacobus*), incluyendo algunos herbívoros (*Acanthurus bahianus*, *A. coeruleus*, *Sparisoma aurofrenatum* y *S. viride*) y carnívoros (*Haemulon flavolineatum* y *Cephalopholis cruentata*). Este resultado refleja la condición general de los arrecifes del Caribe, donde dichas especies están ampliamente distribuidas y se han reconocido entre las más comunes (Schmitt y Sullivan, 1996; Hoshino *et al.*, 2003;

Kramer *et al.*, 2003; Nemeth *et al.*, 2003; Pattengil-Semmens y Semmens, 2003; Reyes-Nivia *et al.*, 2004).

Los análisis de clasificación y ordenación basados en el índice de similaridad de Bray-Curtis mostraron que las estaciones tendieron a agruparse según su ubicación dentro o fuera del AMP. El análisis de similaridad (ANOSIM) confirmó que existen diferencias significativas en la estructura de las comunidades entre estaciones dentro y fuera del AMP-PNNT así como entre estaciones expuestas y no expuestas al oleaje (Olaya-Restrepo, 2006). Numerosos trabajos han identificado que los peces arrecifales muestran una clara segregación dependiendo de los hábitats sobre diversas escalas espaciales (Russ, 1984; Sale y Douglas, 1984; Gust *et al.*, 2001; Chittaro, 2004).

Se encontró que algunas características del hábitat rugosidad y cobertura coralina- estarían relacionadas con los patrones de distribución espacial de los ensamblajes de peces (Olaya-Restrepo, 2006). Así por ejemplo, la unidad ecológica coralina de *Acropora palmata* juega un papel clave en la estructuración de las comunidades de peces arrecifales, ya que propicia la conformación de ensamblajes de peces particulares, lo cual podría estar relacionado con la alta la complejidad de este ambiente (rugosidad). Similar a lo sugerido por este estudio, otros autores han encontrado que la cobertura de coral vivo está positivamente correlacionada con la abundancia de peces y la diversidad de especies (Bell y Galzin, 1984; Sale y Douglas, 1984; McClanahan, 1994; Chittaro, 2004). También diversos autores han identificado una relación positiva entre la abundancia y diversidad de peces y la rugosidad del sustrato arrecifal (McClanahan, 1994; Willis y Anderson, 2003; Gratwicke y Speight, 2005 a y b).

Respecto a las familias selectas, Pomacentridae-damiselas, Haemulidae-roncos, Acanthuridae-cirujanos y Scaridae-loros fueron las más abundantes (2-22 ind/60m²), mientras Serranidae-meros/chernas, Lutjanidae-pargos, Pomacanthidae-ángeles y Balistidae-ballestas presentaron bajos valores de densidad (<1 ind/60m²) (Figura 4-10). El análisis de varianza (ANOVA) demostró que la protección del AMP-PNNT influencia la densidad de roncos, pargos, loros y damiselas pero que no ha tenido ningún efecto sobre los meros/chernas. En cuanto a las tallas, se encontró que en general las familias tanto de herbívoros como carnívoros estuvieron dominadas por especies pequeñas. Al discriminar entre los dos niveles de protección, no se hallaron diferencias significativas entre las distribuciones de frecuencia de las categorías de tamaño de las familias evaluadas en estaciones dentro y fuera del AMP-PNNT (todos los $p > 0,10$) (Olaya-Restrepo, 2006).

La comparación de la información entre épocas climáticas no reveló diferencias importantes. Los esquemas de distribución espacial se mantuvieron, así como el comportamiento general de las abundancias de las familias selectas (Figura 4-10). No obstante, algunas familias presentaron cambios, lo cual es un resultado consistente con los esquemas de variación a lo largo del Caribe Colombiano, donde cada arrecife puede influenciar las trayectorias en el tiempo de ciertas familias de peces (Rodríguez-Ramírez *et al.*, 2007).

Tabla 4-1. Listado de las 30 especies con mayores frecuencias de observación (FO) y abundancias relativas (AR) promedio de estaciones dentro y fuera del AMP-PNNT. En negrita se resaltan las especies que sólo alcanzaron este estado en una de las zonas.

Especie	No AMP		Especie	AMP	
	FO	AR		FO	AR
<i>Acanthurus babianus</i>	100,00	5,52	<i>Acanthurus babianus</i>	100,00	4,94
<i>Bodianus rufus</i>	100,00	3,05	<i>Bodianus rufus</i>	100,00	3,75
<i>Chromis multilineata</i>	100,00	7,00	<i>Elacatinus illecebrosus</i>	100,00	3,75
<i>Haemulon flavolineatum</i>	100,00	4,05	<i>Haemulon flavolineatum</i>	100,00	5,19
<i>Myripristis jacobus</i>	100,00	7,39	<i>Haemulon plumieri</i>	100,00	3,31
<i>Sparisoma viride</i>	100,00	3,09	<i>Sparisoma viride</i>	97,00	3,94
<i>Cephalopholis cruentatus</i>	98,00	2,50	<i>Canthigaster rostrata</i>	94,00	2,94
<i>Chaetodon sedentarius</i>	98,00	3,02	<i>Lutjanus mabogoni</i>	94,00	3,28
<i>Halichoeres garnoti</i>	98,00	3,30	<i>Myripristis jacobus</i>	94,00	5,00
<i>Pseudupeneus maculatus</i>	98,00	3,48	<i>Sparisoma aurofrenatum</i>	94,00	4,47
<i>Sparisoma aurofrenatum</i>	98,00	5,27	<i>Gnatholepis thompsoni</i>	92,00	4,03
<i>Chromis cyanea</i>	95,00	6,02	<i>Halichoeres garnoti</i>	92,00	2,86
<i>Elacatinus illecebrosus</i>	95,00	2,98	<i>Mulloidichthys martinicus</i>	92,00	4,47
<i>Thalassoma bifasciatum</i>	95,00	6,93	<i>Thalassoma bifasciatum</i>	92,00	5,78
<i>Acanthurus coeruleus</i>	93,00	3,09	<i>Acanthurus coeruleus</i>	89,00	3,75
<i>Gnatholepis thompsoni</i>	93,00	4,48	<i>Chaetodon capistratus</i>	89,00	2,58
<i>Mulloidichthys martinicus</i>	93,00	4,64	<i>Chromis cyanea</i>	89,00	4,97
<i>Stegastes partitus</i>	93,00	8,20	<i>Chromis multilineata</i>	89,00	6,22
<i>Canthigaster rostrata</i>	91,00	3,02	<i>Haemulon chrysargyreum</i>	89,00	4,25
<i>Holacanthus tricolor</i>	91,00	2,07	<i>Pseudupeneus maculatus</i>	89,00	2,47
<i>Serranus tigrinus</i>	91,00	2,57	<i>Scarus croicensis</i>	89,00	2,28
<i>Chaetodon capistratus</i>	89,00	2,61	<i>Serranus tigrinus</i>	89,00	2,11
<i>Chaetodon ocellatus</i>	86,00	2,32	<i>Stegastes partitus</i>	89,00	7,72
<i>Chromis insolata</i>	86,00	4,75	<i>Cephalopholis cruentata</i>	86,00	2,44
<i>Coryphopterus personatus</i>	84,00	6,23	<i>Abudefduf saxatilis</i>	83,00	3,39
<i>Rhinesomus triqueter</i>	84,00	1,73	<i>Microspathodon chrysurus</i>	83,00	3,78
<i>Haemulon chrys</i>	82,00	3,27	<i>Elacatinus saucrum</i>	78,00	2,58
<i>Abudefduf saxatilis</i>	80,00	3,07	<i>Stegastes dorsopunicans</i>	78,00	3,83
<i>Anulostomus maculatus</i>	73,00	1,30	<i>Acanthurus chirurgus</i>	75,00	3,22
<i>Hypoplectrus puella</i>	70,00	1,18	<i>Holacanthus tricolor</i>	72,00	1,58

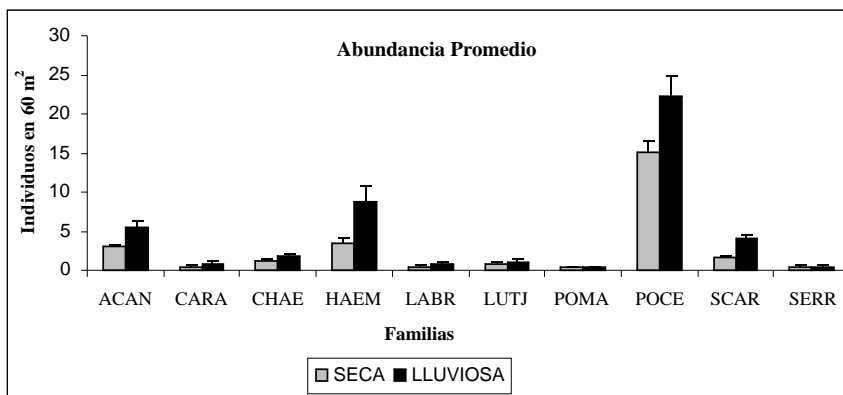


Figura 4-10. Densidad promedio general (\pm error estándar; individuos en 60 m²) de las familias selectas en el área de estudio en las dos épocas climática evaluadas. Para el cálculo se incluyeron todas las estaciones evaluadas n=20.

ACA=Acanthuridae; CAR=Carangidae; CHA=Chaetodontidae; HAE=Haemulidae; LAB=Labridae;

LUT=Lutjanidae; POM=Pomacanthidae; POC=Pomacentridae; SCA=Scaridae;

SER=Serranidae. Valores resultantes de promediar todas las estaciones

Estos resultados demuestran que si bien el AMP-PNNT puede ser efectiva en la preservación de una alta diversidad de especies, las medidas de manejo y en especial las relacionadas con la pesca deben mejorarse para mantener las poblaciones de peces más vulnerables a la extracción (meros-cheranas y pargos). De manera indirecta se podría concluir que las presiones de pesca son similares a lo largo del área de estudio y por lo tanto medidas efectivas de manejo como la implementación de zonas de no extracción son requeridas urgentemente (Olaya-Restrepo *et al.*, 2006)

4.2.2.2. Formaciones arrecifales

Se registraron un total de 33 especies de corales duros. Las algas (59,1%) y los corales (29,5%) fueron los componentes de mayor cobertura en el área estudiada (Figura 4-11). Las especies de corales con coberturas más altas fueron *Colpophyllia natans* (7,5%), *Diploria strigosa* (6,7%), *Acropora palmata* (4%) y *Montastraea cavernosa* (3,8%). A partir de la cobertura coralina, las estaciones que presentaron un mejor estado de conservación se encontraron en bahía Gayraca, Aguja, Chengue y Neguange. En contraste, las estaciones cercanas a los centros urbanos (Santa Marta y Rodadero) estuvieron dominadas por el componente algal. La prevalencia de enfermedades general fue de 3,1% mientras la del blanqueamiento fue del 0,4% (Vega-Sequeda, 2006). Los datos de cobertura hallados coinciden con los resultados de varias evaluaciones realizadas en el mediano y corto plazo (Garzón-Ferreira y Cano, 1991; Rodríguez-Ramírez y Garzón-Ferreira, 2003; Martínez y

Acosta, 2006; Rodríguez-Ramírez *et al.*, 2006c). No obstante, las algas se mantienen como la categoría más conspicua del sustrato, indicando en parte el deterioro coralino del área (Vega-Sequeda *et al.*, 2006). Lo anterior puede ser clave en los procesos de recuperación de la cobertura de coral, debido a que las algas colonizan rápidamente espacios disponibles originados por mortalidad coralina, son fuertes competidoras de los corales (McCook *et al.*, 2001; Buddemeier *et al.*, 2004) e impiden el crecimiento de corales adultos y el asentamiento de nuevos reclutas (Rogers y Miller, 2006).

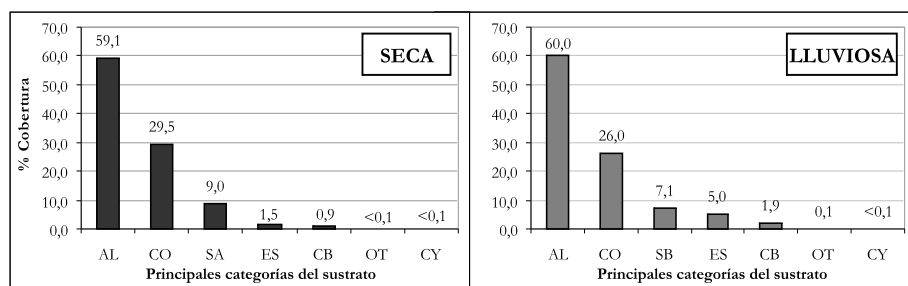


Figura 4-11. Promedio de las principales categorías del sustrato en el área de Santa Marta en las dos épocas climática evaluadas (arriba=SECA. Abajo=Lluviosa). Para el cálculo se incluyeron todas las estaciones evaluadas $n=20$. AL = algas, CO = corales duros, SA = sustrato abiótico, ES = esponjas, CB = corales blandos, CY = cianofíceas y OT = otros organismos sésiles

Se encontró que tanto la complejidad estructural como la prevalencia de enfermedades fueron significativamente diferentes entre estaciones (Kruskal-Wallis $p < 0,05$), básicamente porque las estaciones caracterizadas por *A. palmata* fueron las que se diferenciaron de las demás por su mayores valores. Tablas de contingencia mostraron dependencia de las enfermedades a las estaciones expuestas al oleaje y ubicadas dentro del parque ($p < 0,01$). Las enfermedades de mayor prevalencia fueron serratisis (1,9%), plaga blanca (0,9%) y lunares oscuros (0,3%). De las 11 especies afectadas por enfermedades, *C. natans* y *A. palmata* presentaron las mayores prevalencias. El análisis de clasificación basado en el índice de similitud de Bray-Curtis mostró que las formaciones coralinas muestreadas se agruparon espacialmente en cuatro grupos, que de acuerdo con las especies/categorías características serían: 1-*Acropora palmata-Diploria strigosa*, 2-octocorales-esponjas, 3-*Montastraea* spp. ó unidad de corales mixtos y 4-*Colpophyllia natans* (Vega-Sequeda, 2006). Sin embargo, se pueden considerar sólo dos en términos espaciales y de conservación: 1-aquellas ubicados fuera del PNNT (cerca de las fuentes de estrés) y más deterioradas (caracterizados por altas coberturas de algas y bajas coberturas coralinas) y 2-aquellas localizadas dentro del PNNT o en los límites de transición entre éste y los centros urbanos, con mejor estado de conservación, caracterizadas por un mosaico de habitas con mejor representación de corales (Vega-Sequeda, 2006).

El análisis de BIOENV demostró que la influencia de aguas continentales es la variable que mejor explica la distribución espacial de las estaciones. Antonius (1972), Erhardt y Werding (1975a), Díaz *et al.* (2000) indicaron años atrás que la influencia continental es uno de los factores limitantes del óptimo desarrollo de las formaciones coralinas en el área. Además las descargas continentales son uno de los principales agentes contaminantes en las zonas costeras del Gran Caribe y que determinan la dinámica y salud de las formaciones coralinas a nivel mundial (Fabricius, 2005; Kaczmarzsky *et al.*, 2005). De esta forma, dicha variable representa un importante factor de estrés para las comunidades coralinas del área, en particular las que se encuentran en las inmediaciones de los centros urbanos y por consiguiente fuera del área marina protegida del PNNT. Sin embargo, se ha determinado que la influencia continental puede llegar hasta las bahías del parque Tayrona (Rodríguez-Ramírez y Garzón-Ferreira, 2003). Al igual que en la caracterización de los peces el factor tiempo no afectó los principales resultados, ya que los esquemas de coberturas y de distribución espacial de las formaciones coralinas no cambiaron (Figura 4-11).

Los resultados de esta investigación indican que los sitios evaluados reflejan la condición de los arrecifes a nivel nacional, regional y global. La realidad es que a pesar de existir un área marina protegida (PNNT), las fuentes de perturbación han conllevado a que los arrecifes presenten diferentes estados de conservación, donde la tendencia general es que las formaciones coralinas estén dominadas por algas (Vega-Sequeda, 2006). Aparte de este esquema, afortunadamente se encuentran unos pocos lugares, que ameritan ser protegidos de manera especial, ya que se constituyen en reservorios para el mantenimiento de las comunidades coralinas del área. Para los demás sitios (principalmente próximos a la ciudad de Santa Marta y Rodadero) y de persistir las presiones actuales, el futuro es incierto, puesto que no se encontraron evidencias de recuperación del componente coralino, sino que se registraron tendencias de disminución para éste y de incremento para las algas (Vega-Sequeda *et al.*, 2006).

4.2.2.3. Actividades de pesca y buceo

Esta información fue recopilada con el apoyo de la Fundación SILA KANGAMA mediante la participación activa de las comunidades de pescadores y escuelas de buceo, quienes monitorearon sus actividades en diferentes cartillas diseñadas conjuntamente y la convocatoria a 11 talleres participativos.

Los centros de buceo proporcionaron información correspondiente al periodo comprendido entre abril del 2005 y julio del 2006. Es importante tener en cuenta que NO todos los centros proporcionaron la información completa mes a mes, y por lo tanto, aunque se observan algunas tendencias generales de la actividad en el área, esta debe ser interpretada con precaución para fines de manejo y conservación. De los 42 sitios de buceo identificados y geo-referenciados, se observó que Punta Granate, Calichán, El Cantil, Salidero, La Piedra del Medio y Punta Aguja son los que presentan una mayor intensidad de uso (Figura 4-12) (Rodríguez-Ramírez *et al.*, 2007).

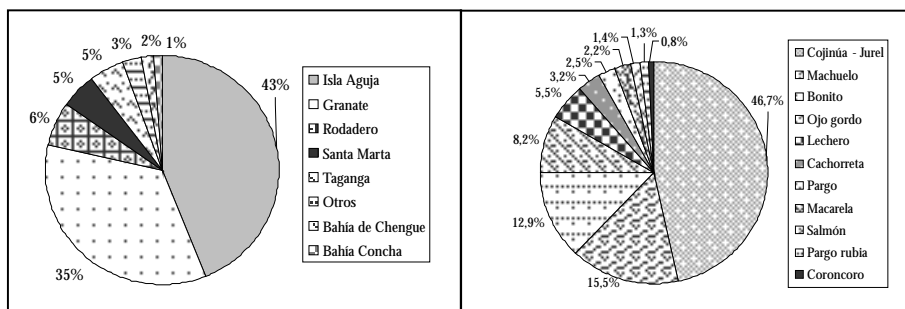


Figura 4-12. Frecuencia de visitas de buceo en los sectores del área de Santa Marta y el PNN Tayrona. Datos recolectados de 2777 inmersiones entre Abril de 2005 y Julio de 2006

Figura 4-13. Especies con mayor frecuencia de pesca en el área de Santa Marta y el PNN Tayrona. Datos recolectados de 2370 faenas de pesca entre Mayo de 2005 y Octubre de 2006

Se identificaron 11 sectores de pesca y cerca de 50 lugares, dentro y fuera del AMP, donde son utilizados 7 métodos de pesca diferentes, incluyendo la dinamita. De los artes de pesca, los más utilizados son: la línea de mano (34,3%), el chinchorro (26,6%) y el trasmallo (18,5%). Un total de 91 especies de peces objeto de pesca en el área, de los cuales el 60% habitan en los arrecifes coralinos, algunas de las cuales también tienen hábitos pelágicos. La mayoría de especies de los arrecifes son capturadas a través de la línea de mano (64%) y/o el buceo a pulmón- arpón (46%). El grupo de jureles y cojinúas (*Caranx* spp.) representa el 46,7% de las capturas totales en el área; los numerosos cardúmenes de jureles son pescados mediante chinchorro y/o trasmallo. Entre las especies más explotadas en el área también se encuentran el machuelo (*Opisthonema oglinum*), bonito (*Eutthynnus alleteratus*), ojo gordo (*Selar crumenophthalmus*), lechero (*Tylosurus cocodrilos*), cachorreta (*Auxis thazard*) y pargos (*Lutjanus* spp.) (Figura 4-13) (Rodríguez-Ramírez *et al.*, 2007).

4.2.2.4. Recomendaciones de manejo e investigación

Con el fin de hacer un diagnóstico general y proponer medidas para el mejoramiento del Plan de Manejo del AMP PNN Tayrona, los resultados biológicos de esta investigación se analizaron conjuntamente con la información recopilada con las comunidades de pescadores y escuelas de buceo involucradas en el área (Rodríguez-Ramírez y Santodomingo, 2007), cuyas recomendaciones principales se resumen a continuación:

- Realizar investigaciones de tipo experimental con el fin de definir específicamente los factores medioambientales, naturales o antrópicos (contaminantes, sedimentación) que han contribuido al deterioro arrecifal, y así proponer o buscar los mecanismos para mitigarlos. Así mismo, evaluar los aspectos que involucran la

resiliencia de estos arrecifes, tales como la habilidad de sus corales para resistir a fenómenos de tipo global como el blanqueamiento o mecanismos que median la reproducción y recuperación (reclutamiento e interacciones algas-corales).

- Evaluar el papel de la complejidad estructural de hábitats como los de *A. palmata* u otros presentes con alta complejidad (como los arrecifes rocosos), para determinar si dichos hábitats están favoreciendo la diversidad y abundancia de organismos y recursos arrecifales.
- Implementar dentro del plan de manejo para el Parque Nacional Natural Tayrona y su zonación actual, áreas de acceso y uso completamente restringido (No Take), en particular para algunas formaciones coralinas de Gayraca, Aguja, Chengue y Neguange, dado su buen estado de conservación. La implementación de zonas de no extracción de recursos con monitoreo permanente, es un requerimiento urgente, ya que en primera instancia permitiría una recuperación de las poblaciones más vulnerables de peces y además, por su posible papel como reservorios y fuentes para el mantenimiento de la biodiversidad y recursos arrecifales de toda el área.
- Las poblaciones de especies como *Balistes vetula* y *Lachnolaimus maximus* consideradas “en peligro” en el libro rojo de especies amenazadas de Colombia, o grupos como los meros/chernas, no muestran indicios de recuperación y por el contrario se mantienen muy escasas. Por lo tanto, se requieren de esfuerzos especiales de conservación para evitar la posible extinción local de estos importantes recursos. Para ello es imperativo mejorar los mecanismos de vigilancia y control, sobre todo de aquellas actividades de pesca ilegal y destructiva (dinamita). Además se sugieren vedas, estudios de biología poblacional, monitoreos específicos y evaluar viabilidad de re-poblamiento de algunas especies.
- Con base en la información adquirida a través de los muestreos y su análisis se clasificó el listado de las 180 especies de la siguiente manera: 1) El 60.5% son especies de MANEJO PREVENTIVO (requieren monitoreo). 2) El 31.5% son SENSIBLES (requieren monitoreo e investigación). 3) El 8% estarían en RIESGO (requieren medidas urgentes de manejo y conservación).
- Implementar un sistema de boyas para los sitios de buceo que permitan facilitar su ubicación, eviten el anclaje de fondo de los botes y contribuyan a la seguridad de los buzos.
- Diseñar e implementar un programa de monitoreo para los sitios que están siendo frecuentemente usados para el buceo, con el fin de establecer algún impacto potencial sobre los arrecifes por esta actividad.

- Expandir dentro del PNNT la red de estaciones del Sistema Nacional de Monitoreo de Arrecifes Coralinos en Colombia-SIMAC. Además involucrar el monitoreo los hábitats de *Acropora*, ya que presentaron alta prevalencia de las enfermedades serratisis y plaga blanca, de manera que se pueda establecer el rol de estos síndromes en la pérdida de la cobertura coralina. Así mismo, ampliar el cubrimiento de estaciones de monitoreo para hacer seguimiento específico a las comunidades de peces.
- Todas las medidas sugeridas deben estar acompañadas de un fortalecimiento de los mecanismos de sensibilización y educación de los pescadores, buzos y en general, de los usuarios del PNNT.

4.2.3. Sobrevivencia, Crecimiento y Salud de *Acropora palmata* en el Parque Nacional Natural Tayrona (PNNT) y el Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo (PNNCRSB)³

Se evaluó la sobrevivencia, crecimiento y salud de *A. palmata* en el PNNT y en PNNCRSB entre enero y julio de 2005. Se seleccionaron 10 colonias en cada una de las estaciones de muestreo (playa del Muerto y bahía de Cinto en el PNNT y la el islote Tres en Uno en el PNNCRSB). En cada colonia se eligieron cinco ramas las cuales se marcaron utilizando rótulos de acrílico codificados ajustados con alambre de cobre.

La sobrevivencia se determinó en cada muestreo a nivel de colonias y ramas, anotando la posible causa de muerte. El crecimiento, se determinó mediante medida manual directa; realizando tres mediciones (hacia la izquierda, el centro y la derecha de la rama) siguiendo lo sugerido por García (1994). Finalmente, al evaluar el estado de la salud se tuvieron en cuenta signos (*eg* diferentes tipos de mortalidades, mordeduras de peces, blanqueamiento, anomalías esqueléticas) y agentes (*eg* cangrejos, peces del género *Stegastes*, invasión por algas) de deterioro reportados para *A. palmata* (Sutherland *et al.*, 2004).

En el PNNT, la sobrevivencia de colonias fue del 100% y la de ramas fue muy alta, siendo de 100 y 98% en Playa del Muerto y Bahía de Cinto respectivamente. Aunque la diferencia es insignificante, se esperaba una menor sobrevivencia en Playa del Muerto porque es un lugar sujeto a mayor actividad antrópica, y como es sabido, en áreas sujetas a actividades de *snorkeling* buceo y tránsito de lanchas, los corales son susceptibles a daños mecánicos potenciales (Voss, 1982 En: Peters *et al.*, 1986). En el PNNCRSB hubo una mortalidad de todas las colonias en la estación por un evento de blanqueamiento sucedido en mayo como consecuencia de un aumento en la temperatura del agua (hasta de 32,75 °C).

3. Síntesis de resultados de proyectos de tesis de pregrado de la facultad de biología marina de la Universidad Jorge Tadeo Lozano. Grupo de investigación en ecología de arrecifes coralinos. Investigador principal Adolfo Sanjuan Muñoz

El menor incremento promedio fue de $0,23 \pm 0,02$ cm en Tres en Uno (mayo a julio) y el mayor fue de $0,77 \pm 0,10$ cm en Bahía de Cinto (mayo a junio) (Figura 4-14). El crecimiento promedio fue de $0,46 \pm 0,02$ y $0,56 \pm 0,03$ cm/mes en el PNNT y PNNCRSB respectivamente, sin presentarse diferencias significativas entre los parques. Estos incrementos están entre los valores normales reportados para esta especie en el Caribe colombiano que van desde $0,43$ cm/mes en el PNNCRSB (García, 1994) hasta $0,63$ cm en el PNNT (Moreno-Bonilla y Valderrama, 2002), como también se encuentra entre el rango de reportes en el Gran Caribe que oscilan entre $0,30$ y $0,73$ cm/mes (Bak, 1976 En: Kobayashi, 1984; Bak y Criens, 1981; Lirman, 2000).

Finalmente, los agentes de deterioro detectados fueron agresión por peces (*Stegastes*), cangrejos e invasión por algas y los signos presentes fueron, mortalidad total y parcial, blanqueamiento y anomalías esqueléticas (Figura 4-15). Las anomalías esqueléticas fueron los signos de deterioro más frecuentes en *A. palmata* en el PNNT, y La presencia de estas deformaciones puede ser favorecida por las condiciones ambientales y el estrés generado por factores antrópicos que pueden causar un incremento en la porosidad del esqueleto, disminución en la producción de mucus, nematocistos, zooxantelas y fecundidad (Sutherland *et al.*, 2004), sin embargo, por lo general no llegan a causar la muerte de la colonia. Esto concuerda con lo encontrado en Playa del Muerto, ya que aunque es la estación que presenta más anomalías esqueléticas, de igual forma fue la única que presentó una sobrevivencia del 100% de sus colonias.

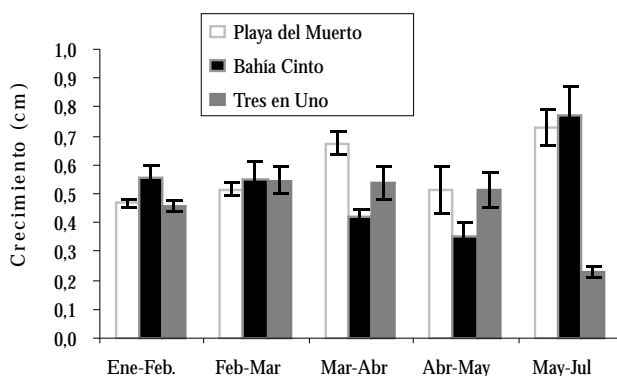


Figura 4-14. Incremento promedio mensual de *A. palmata* con su respectivo error estándar

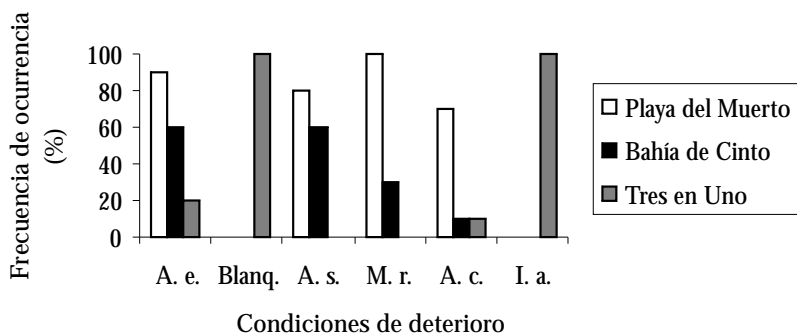


Figura 4-15. Frecuencia de las condiciones de deterioro encontradas. A.e. (anomalías esqueléticas), I.a. (invasión algal), Blanq. (Blanqueamiento), A.s. (agresión por peces del género *Stegastes*), M.r. (mortalidad reciente), A.c. (Agregación por cangrejos)

4.2.4. Supervivencia, Crecimiento y Salud de *Acropora cervicornis* en el Parque Nacional Natural Tayrona (PNNT) y en el Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo (PNNCRSB)⁴

Se evaluó la supervivencia, crecimiento y salud de *A. cervicornis* en el PNNT (Santa Marta) y el PNNCRSB (Cartagena de Indias) entre enero y julio de 2005. En cada estación (playa del Pozo y bahía de Cinto en el PNNT y caño Ratón en el PNNCRSB) se marcaron con cinta acrílica 10 colonias ($N = 30$), a las cuales les fue estimada el área siguiendo lo propuesto por Meesters *et al.* (1996). En cada colonia se eligieron cinco ramas ($n = 50$; $N = 150$) que fueron monitoreadas mensualmente. Se evaluó la supervivencia de ramas y colonias, el crecimiento mediante medida manual directa (Sanjuan-Muñoz, 1995) y el estado de salud siguiendo a Sutherland *et al.* (2004) y Meesters *et al.* (1996).

La supervivencia de las colonias en ambos parques fue del 100%, mientras que la de las ramas fue de 83% en el PNNT y 46% en el PNNCRSB. La menor supervivencia en el PNNCRSB se debió al evento de blanqueamiento que se presentó entre mayo y julio de 2005 a consecuencia de un aumento de la temperatura del agua ($32,75 \pm 2,19$ °C), el cual según Rodríguez-Ramírez *et al.* (2006b), ha sido el episodio más fuerte presentado en los últimos 25 años en el Caribe colombiano, sin embargo, en las colonias de *A. cervicornis* solo se presentó mortalidad parcial, contrario a la muerte masiva de colonias de otras especies (e.g. *A. palmata*). Aunque el evento se presentó cuatro meses después en el PNNT (Rodríguez-Ramírez *et al.*, 2006b), su efecto fue menor posiblemente atenuado por la menor temperatura de las aguas de surgencia (Ramírez, 1987; Franco, 2005).

4. Síntesis de resultados de proyectos de tesis de pregrado de la facultad de biología marina de la Universidad Jorge Tadeo Lozano. Grupo de investigación en ecología de arrecifes coralinos. Investigador principal Adolfo Sanjuan Muñoz

A. cervicornis tuvo un incremento promedio mensual mayor ($W = 969,5$; $p = 0,0029$) en el PNNT con respecto al PNNCRSB ($0,78 \pm 0,03$ y $0,63 \pm 0,04$ cm respectivamente), evidenciando que las aguas frías de la surgencia no disminuyeron el crecimiento de esta especie, contrario a lo encontrado en otros sectores del Caribe por Shinn (1966) y Gladfelter *et al.* (1978). El mayor incremento en el PNNT puede deberse a que en la época seca el aporte de los ríos es mínimo y que el fenómeno de surgencia contrarresta las altas temperaturas que afectan a los corales (Díaz-Pulido y Garzón-Ferreira, 2002).

Sin embargo, las tasas de crecimiento están dentro del rango reportado por diversos autores en el Caribe y similares a las tasas encontradas en estos parques históricamente. El tamaño de las colonias fue semejante ($1,07 \pm 0,12\text{m}^2$ y $1,06 \pm 0,16\text{m}^2$ en PNNT y PNNCRSB respectivamente) y el incremento en talla fue independiente del tamaño de las colonias ($r = 0,21$; $p = 0,27$).

La tendencia de crecimiento entre los parques tiende a ser inversa (Figura 4-16), es así como la mayor tasa en el PNNCRSB se presenta en el periodo enero - febrero y la menor en el periodo mayo - junio, justamente los periodos con la menor y mayor tasa de crecimiento en el PNNT respectivamente. La mayor tasa de crecimiento en el PNNCRSB a inicios del año coincide con el menor caudal y por ende la menor descarga de sedimentos por parte del Canal del Dique, mientras que la menor tasa (mayo - junio), coincide con el evento de blanqueamiento generado por el aumento de la temperatura. Por el contrario, en el PNNT a medida que la surgencia se disipa y la temperatura aumenta levemente, el crecimiento también aumenta. La variabilidad temporal fue significativa tanto en el PNNT ($X^2_r = 11,43$; $p = 0,02$) como en el PNNCRSB ($X^2_r = 25,57$; $p = 0,00$).

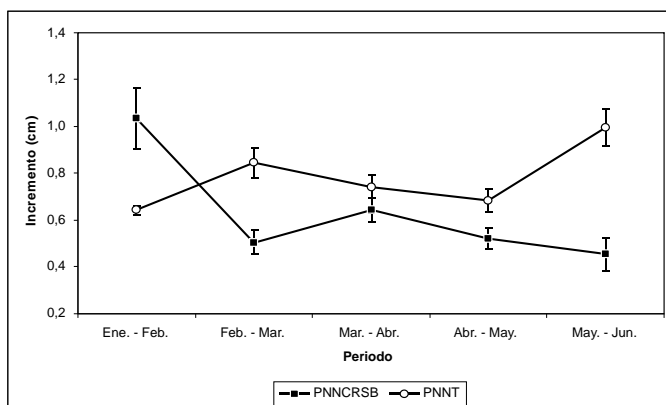


Figura 4-16 Incremento promedio mensual (\pm error estándar) de *A. cervicornis* en el PNNT y el PNNCRSB durante la época seca de 2005

Entre las condiciones de deterioro se observaron agentes como agresión por peces del género *Stegastes* e invasión por algas y esponjas, y los signos de deterioro registrados fueron anomalías esqueléticas, mortalidad (reciente y parcial Tipo I) y blanqueamiento (Figura 4-17). El estado de salud del cachito de venado presentó variabilidad espacial mientras que temporalmente solo se observó variabilidad en Caño Ratón. Es de destacar que los peces del género *Stegastes*, no evidenciaron influir en el crecimiento de las colonias *A. cervicornis*, y su abundancia fue menor en el PNNT que en el PNNCRSB.

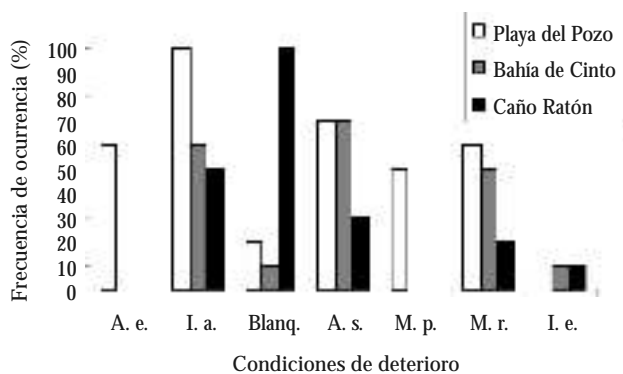


Figura 4-17. Frecuencia de las condiciones de deterioro encontradas. A.e. (anomalías esqueléticas), I.a. (invasión algal), Blanq. (blanqueamiento), A.s. (agresión por peces del género *Stegastes*), M.p. (mortalidad parcial), M.r. (mortalidad reciente), I.e. (invasión por esponjas)

4.2.5. Reproducción Sexual de los Corales Hermatípicos *Eusmilia fastigiata* y *Solenastrea bournonii* (Scleractinia: Caryophyllidae-Faviidae) en el Área de Santa Marta, Caribe Colombiano⁵

La reproducción sexual es el proceso más importante en el ciclo de vida de los corales, ya que provee variación genética para sobrevivir a cambios ambientales, contribuyendo a la persistencia de las especies; este proceso consiste en una serie de eventos que incluyen la gametogénesis, liberación y fertilización de los gametos; el conocimiento de estos aspectos y de los sucesos asociados a la dispersión y reclutamiento, son requisitos esenciales para el entendimiento de la ecología y dinámica de las poblaciones de coral (Harrison y Wallace, 1990a), ya que son base para establecer propuestas de manejo que propicien la sostenibilidad de los arrecifes coralinos. Los estudios de reproducción de corales han examinado la duración del ciclo gametogénico, así como la época de liberación de gametos e incubación de larvas, y los factores que controlan estos eventos (Harriot, 1983; Kojis y Quinn, 1982; Fadlallah, 1985, Szmant *et al.*, 1985; Szmant, 1986; Rinkevich y

5. Síntesis de resultados de proyectos de tesis de pregrado de la facultad de biología marina de la Universidad Jorge Tadeo Lozano. Grupo de investigación en ecología de arrecifes coralinos. Investigador principal Adolfo Sanjuan Muñoz

Loya, 1987); sin embargo, poco se conoce sobre los modelos reproductivos de las especies de coral del Caribe y la mayoría de la información generalmente está incompleta. Con el ánimo de contribuir al conocimiento de la biología reproductiva de las especies *Solenastrea bournonii* y *Eusmilia fastigiata*, corales constructores de los parches arrecifales del área de Santa Marta y Parque Nacional Natural Tayrona, se colectaron muestras tisulares de cada especie por un periodo de tres meses, las cuales fueron fijadas en solución Helly, decalcificadas en HNO₃ 4%, deshidratadas en etanol, embebidas en parafina y teñidas. Se realizaron observaciones nocturnas de liberación coralina el cuarto-séptimo día después de la luna llena de los meses de agosto-octubre de 2004.

4.2.5.1. *Solenastrea bournonii*

El análisis histológico reveló que *S. bournonii* es hermafrodita simultánea con arreglo gonadal digónico, es decir que los oocitos y espermaries maduran en pólipos separados en la misma colonia; lo anterior sugiere que estos corales controlan la migración de células primordiales germinales de cada sexo (Harrison, 1985). Para esta especie el total de tejido reproductivo se incremento en el mes de octubre, encontrando que presenta mayor fertilidad en los pólipos ubicados en la zona central, y se estableció que el tamaño y la mortalidad parcial de las colonias, no tiene relación con la fecundidad. Se presume que esta especie presenta un modo de desarrollo externo (liberadora); lo anterior se deduce debido a la ausencia de embriones y plánulas en las observaciones realizadas a las placas histológicas y al hecho de encontrar durante los meses de muestreo cerca al celenterón, gametos femeninos y masculinos en estado avanzado de madurez, lo cual según Pires *et al.* (1999), ocurre debido a la ruptura de las paredes del mesenterio, indicando un desove cercano. De igual forma, a pesar de no haber visto liberación de gametos durante las monitoreos nocturnos, no se puede asegurar que no sea una especie liberadora, posiblemente *S. bournonii* expulsa sus productos sexuales durante el día, o simplemente, la liberación para esta especie ocurrió en noches diferentes a las que se realizaron las observaciones nocturnas, ya que Bowden *et al.* (1985) y Babcock *et al.* (1986) indican que existen algunos corales escleractineos que desovan fuera del evento masivo, en otras épocas de irradiación lumínica y en otros periodos del año. Al presentar este tipo de mecanismo de dispersión, *S. bournonii* favorecería el flujo genético y mantendría el tamaño poblacional en un área (Harrison y Wallace, 1990a).

4.2.5.2 *Eusmilia fastigiata*

Se presume que las colonias de *E. fastigiata* presentan un patrón reproductivo hermafrodita, debido a la observación de gametos masculinos y femeninos de gran tamaño en pólipos diferentes de la misma colonia, los cuales ocupaban la totalidad del mesenterio. Con respecto al modo de desarrollo, posiblemente es una especie liberadora, ya que durante el

análisis realizado a los cortes histológicos, no se observaron embriones ni plánulas, sustentado, por las observaciones *in situ* de liberación de gametos días después de la colecta de muestras. Durante los monitoreos nocturnos se registro la emisión de esferas blancas, mas no se pudo determinar si eran huevos o sacos de huevos-esperma (*bundles*); según Graff *et al.* (1999), el modo de desarrollo de *E. fastigata* en los arrecifes de Bonaire se parece a especies que presentan estrategia de incubación, pero diferente a otras incubadoras, ya que esta especie no libera plánulas bien desarrolladas pero si presumiblemente cigotos en estado temprano de desarrollo. De los resultados del presente estudio se puede asegurar que esta especie libera sus productos sexuales durante el segundo periodo del año en esta zona, lo cual se relaciona con el registro de liberación masivo para el sur del Caribe reportado anteriormente por Richmond y Hunter (1990); al igual que otros escleractineos caribeños estudiados por Soong (1991), Guzmán *et al.* (1991), Gittings *et al.* (1992), Sánchez *et al.* (1999) y Acosta y Zea (1997). En general la forma de liberación de gametos de *E. fastigata* en la formación arrecifal de Granate fue similar al patrón encontrado en el arrecife de Bonaire (Graff *et al.*, 1999), donde esta especie libera sus gametos por pulsos a través de la boca y poros tentaculares ubicados en la parte distal de los tentáculos. Cabe mencionar que las colonias que estaban en actividad de liberación observadas en Granate, presentaron una coloración verde-amarillo en el cenénquima, este cambio de coloración no se ha reportado anteriormente para ningún escleractineo en el Caribe, sin embargo, Glynn *et al.*, 2000 reporto para el Pacifico este durante la liberación de *Pavona* sp. un cambio de coloración en el tejido que se encontraba alrededor de la boca de los pólipos justo antes de la liberación de gametos.

4.2.6. Corales escleractínios juveniles como evidencia del mantenimiento y renovación de las formaciones coralinas en el archipiélago de las Islas del Rosario⁶

Estudios realizados sobre la estructura de la comunidad coralina o de dinámica poblacional, que involucran corales en diferentes estados de desarrollo, suelen diferenciar corales reclutados poco tiempo atrás y no maduros sexualmente, de aquellos con mayor antigüedad en el arrecife y viablemente reproductivos. Suele emplearse el término “juvenil” o “recluta” para referirse a los primeros y “no-juvenil” o “adulto” para referirse a los segundos. La medida del diámetro colonial es la herramienta más utilizada para clasificar los corales de acuerdo a su estado, encontrando que los juveniles pueden ser estimados a partir de las colonias cuyo diámetro es inferior a 20 o 40mm, según las características del crecimiento de las especies (ver: Chiappone y Sullivan, 1996; Miller *et al.*, 2000; Vidal *et al.*, 2005; López-Londoño *et al.*, en prep.). Dichos estudios, además de facilitar el entendimiento de la dinámica y estructura de las comunidades coralinas, permiten identificar la ocurrencia del reclutamiento y la sobrevivencia temprana de nuevos corales

6. Resultados preliminares del proyecto de grado “Distribución, abundancia y composición taxonómica de corales escleractinios juveniles en las formaciones coralinas del Archipiélago del las Islas del Rosario, Caribe colombiano”, enmarcado dentro del convenio de cooperación interinstitucional DRI-090 para el monitoreo en la evolución de las condiciones ambientales en el PNNCRSB después del derrame de combustible de la M/N Saetta. Investigador principal Diego Luis Gil-Agudelo

provenientes de una reproducción sexual exitosa. La identificación de estos procesos es importante para el análisis del funcionamiento de las comunidades coralinas, ya que son determinantes en el mantenimiento, renovación y estructuración de dichas comunidades (Harrison y Wallace, 1990b; Richmond y Hunter, 1990; Richmond, 1997).

El Archipiélago de las Islas del Rosario (AIR) se ubica en la zona central de la costa continental del Caribe colombiano, correspondiendo a una zona en condiciones privilegiadas que han favorecido el desarrollo de profusas formaciones coralinas (Díaz *et al.*, 2000; Garzón-Ferreira *et al.*, 2002). Sin embargo, y a pesar de su estado como área marina protegida (incluida en el Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo; Pineda *et al.*, 2006), en la actualidad muchas de las formaciones coralinas se encuentran en un alto grado de deterioro. Esta condición es compartida con muchos de los ecosistemas marinos del Caribe tropical y ha sido atribuida a diversas tensiones de origen natural y antrópico (ver: Werding y Sánchez, 1979; Alvarado *et al.*, 1986; Alvarado y Corchuelo, 1992; Solano *et al.*, 1993; Díaz *et al.* 2000; Gil-Agudelo *et al.*, 2006).

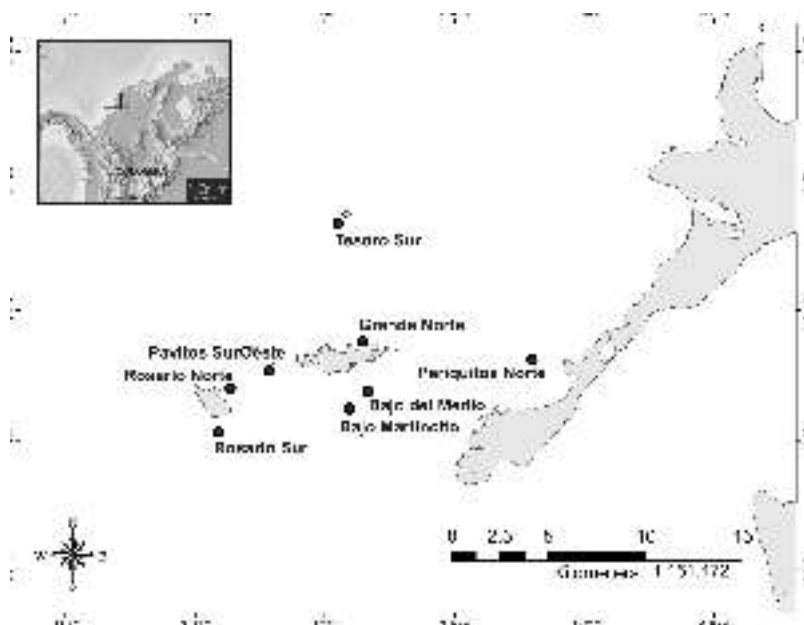


Figura 4-18. Ubicación del Archipiélago de las Islas del Rosario en el Caribe colombiano y de las ocho localidades muestreadas

Con el presente estudio se estableció la estructura de la comunidad de corales escleractinios juveniles en el AIR, analizando su función en el mantenimiento y renovación de las formaciones coralinas bajo las condiciones ecológicas actuales. Esto, teniendo en cuenta que el conocimiento actual sobre el proceso de reclutamiento de los corales en las formaciones coralinas del AIR, y en el Caribe colombiano en general, como procesos críticos en el mantenimiento y renovación de los ecosistemas coralinos, es aún bastante limitado y no se conoce bien su papel en la evolución de estos ecosistemas. Se registró la composición y abundancia de corales juveniles en sustratos naturales a partir de bandas de muestreo de 30m² en ocho localidades con formaciones coralinas en el AIR (de forma tal que se abarcara la mayor parte del archipiélago) (Figura 4-18). Los muestreos se realizaron en un nivel somero (2-5m) y en un nivel medio de profundidad (9-12m).

Se registraron 2622 colonias coralinas juveniles pertenecientes a 18 taxa. La cantidad de taxa juveniles encontrados en las formaciones coralinas del archipiélago es inferior a la registrada en otras islas continentales del Caribe colombiano (hasta 31 especies por Acosta *et al.* (2006)), aunque en el Caribe en general también han sido reportados valores menores (Chiappone y Sullivan (1996) y Vidal *et al.* (2005), ambos estudios reportando 16 especies). Considerando que el AIR corresponde a una de las áreas coralinas continentales con mayor desarrollo geomorfológico y estructural en Colombia, hospedando cerca de 50 especies de 13 familias y 24 géneros (Díaz *et al.*, 2000; Garzón-Ferreira *et al.*, 2002), la cantidad de taxa de juveniles encontrada fue relativamente baja. Igualmente, la densidad de corales juveniles (0,42 - 6,58 juv/m²) se encontró inferior a la registrada en otros estudios del Caribe (0 a 8 juv/0,25 m²: Edmunds (2000); 8,4 juv/m²: Vidal *et al.*, (2005)).

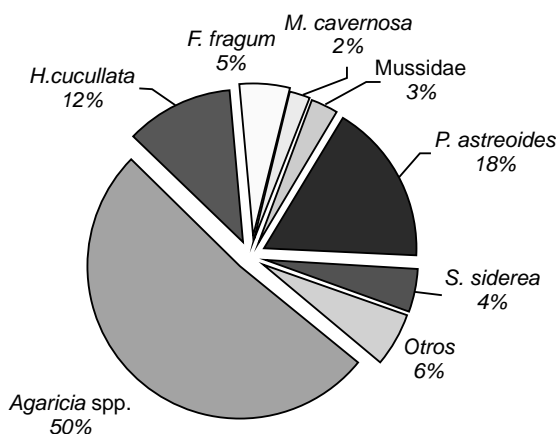


Figura 4-19. Proporción de los taxa de corales juveniles encontrados. Otros corresponde a *C. natans*, *D. strigosa*, complejo *Montastrea* spp., *M. areolata*, *Solenastrea* spp., *D. stokesi*, *M. meandrites*, *E. fastigata*, *Madracis* spp., *P. porites*, *Stephanocoenia* spp

A partir de la prueba no-paramétrica de Mann-Whitney, se determinó que no hubo diferencias significativas en la densidad de corales juveniles ($p > 0,05$) en los niveles de profundidad evaluados (3-6m y 9-12m); más los análisis de clasificación y ordenación realizados mostraron mayor similitud en las muestras de comunidades provenientes de cada nivel de profundidad estudiado. Además del nivel, los fenómenos esporádicos de blanqueamiento y las aguas continentales del Canal del Dique, pueden estar interviniendo en la estructura de juveniles. Lo anterior, teniendo en cuenta la segregación de una de las muestras más cercanas a las desembocaduras de este canal y del grupo del nivel medio ubicado hacia el costado sur-oeste del Archipiélago. A partir de estos análisis se infiere que aunque la densidad total de juveniles no varía significativamente entre niveles de profundidad evaluados, la densidad de cada taxón si lo hace de forma tal, que la estructura de la comunidad coralina juvenil resultante es similar entre niveles.

Los taxa de juveniles más frecuentes, además de abundantes, fueron *Agaricia* spp. y *Porites astreoides* (Figura 4-19), resultado que es acorde con lo encontrado en otros estudios en el Caribe (Rogers *et al.*, 1984; Baggett y Bright, 1985; Chiappone y Sullivan, 1996; Smith, 1997; Vidal *et al.*, 2005; Acosta *et al.*, 2006). Estos taxa presentan como estrategia reproductiva la fecundación interna e incubación de plánulas (brooders), correspondiendo a corales que normalmente alcanzan tallas reducidas con altas tasas de reclutamiento (Harrison y Wallace, 1990b; Richmond, 1997). Por su parte, fue notable la baja proporción o ausencia de corales masivos como *C. natans*, *Diploria* spp., *Montastrea* spp. en estado juvenil (Figura 4-19). Las últimas son generalmente especies longevas que presentan como estrategia reproductiva la liberación masiva de gametos al medio marino (spawners), presentando crecimiento lento y bajas tasas de reclutamiento (Harrison y Wallace, 1990; Soong, 1992; Richmond, 1997).

Aunque la abundancia de los taxa de corales juveniles en las formaciones coralinas del AIR puede estar relacionada con la estrategia reproductiva, la notable dominancia de pocos taxa incubadores y la escasa proporción o ausencia de corales liberadores, pueden ser también señal de bajo potencial y éxito reproductivo, así como bajas tasas de reclutamiento en corales liberadores. Condiciones ambientales desfavorables para el buen mantenimiento de los corales (elevadas tasas de sedimentación, aumento de la temperatura del agua superficial, bajos niveles de salinidad y altos de nutrientes, presencia de hidrocarburos y otros contaminantes, etc.) han sido registradas de forma constante o periódica en el AIR (Alvarado *et al.*, 1986; Alvarado y Corchuelo, 1992; Solano *et al.*, 1993; Díaz *et al.*, 2000; Gil-Agudelo *et al.*, 2006), pudiendo jugar estos factores un papel determinante en los procesos reproductivos y de reclutamiento (Harrison y Wallace, 1990b; Wittemberg y Hunte, 1991; Richmond, 1997; Gilmour, 1999), y en efecto en la estructura de corales juveniles encontrada.

La significativa reducción en la densidad de algunos corales masivos durante las últimas décadas, (Coral y Caicedo, 1983; Alvarado *et al.*, 1986; Sarmiento *et al.*, 1990; Garzón-Ferreira y Kielman, 1993; Cendales, 1999), tiene como efecto una disminución en la cantidad de colonias parentales que producen gametos, reduciendo la posibilidad de que estos al ser liberados se encuentren y fertilicen exitosamente (Knowlton, 2001; Carlon, 2002). Igualmente, el deterioro o muerte de colonias de estas especies puede favorecer el reclutamiento de algunas especies oportunistas (especies adaptadas a condiciones cambiantes en el tiempo y el espacio que presentan tasas de multiplicación y colonización elevadas: Endean y Cameron, 1990; Margalef, 1991) que aprovechan el sustrato libre dejado tras la muerte del tejido coralino, como lo pueden ser *Agaricia* spp. y *P. astreoides*.

El que las formaciones coralinas en el AIR esté a cargo de especies oportunistas incubadoras en un futuro cercano, requiere de estudios más detallados orientados a conocer la dinámica de las comunidades coralinas en escalas espaciales y temporales más amplias. Puede ser que la abundancia de corales juveniles sea resultado de las estrategias de vida de las especies donde la abundancia de corales masivos en estado juvenil incrementa lentamente en eventos esporádicos de reclutamiento (Kinzie, 1999), o que el predominio de especies oportunistas sea señal de una etapa de transición en las comunidades coralinas como respuesta a la presencia de tensesores y al dinamismo en que se encuentran las condiciones ambientales locales.

4.2.7. Estado actual del crecimiento coralino en el Caribe colombiano: coral lechuga *Agaricia tenuifolia* (Dana 1846) y la pluma de mar *Pseudopterogorgia acerosa* (Pallas, 1766).⁷

La problemática actual de la extracción de recursos arrecifales en Colombia, gira en torno al planteamiento de alternativas de manejo, conservación y uso sostenible de los productos y servicios que ofrece este ecosistema esencial. La sobrepesca en arrecifes coralinos, por ejemplo, crea un desequilibrio en la estructura trófica del sistema. Sin embargo, muchas comunidades que viven en cercanías a los arrecifes coralinos no tienen alternativas productivas, lo que desemboca en un problema de proporciones socioeconómicas. La extracción de coral se ha venido haciendo en el área de Cartagena para su comercialización no formal hacia el turista en calidad de artesanías y souvenir. Por lo tanto, es necesario efectuar estudios sobre la resiliencia y sostenibilidad de su extracción o incluso de nuevas especies coralinas ya sean promisorias ó potenciales como alternativas a la pesca. Se ha desarrollado un proyecto enfocado en la caracterización biológica de dos especies que han sido observadas en los mercados informales de artesanías en el área de

7. Estudio enmarcado en el 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 (investigador principal Juan A. Sánchez).

Cartagena, el coral lechuga *Agaricia tenuifolia* y el octocoral *Pseudopterogorgia acerosa*, con el fin de evaluar la tasa de crecimiento de estas dos especies y proponer recomendaciones para su manejo y/o extracción.

El coral escleractinio *A. tenuifolia* forma colonias constituidas por pequeños pólipos (Ruppert y Barnes, 1996) que forman hojillas o laminas, las cuales caracterizan esta especie y le dieron su nombre común (coral lechuga). Los espacios que se forman entre las hojillas frecuentemente proveen hábitat a diferentes organismos (Humann y DeLoach 2002). Estas colonias forman “tapetes” comúnmente hallados en las crestas de los arrecifes o donde hay una continua actividad de oleaje. *A. tenuifolia* es uno de los corales más abundantes en el área de estudio (e.g., Sánchez, 1995; Cendales *et al.*, 2002), el cual se caracteriza por un rápido crecimiento llegando a colonizar en menos de diez años las áreas arrecifales que sufrieron la mortalidad masiva del coral cuerno de ciervo *Acropora cervicornis* (Aronson *et al.*, 2002b). *A. tenuifolia* es una especie vivípara en donde los sexos están separados, sus larvas no abandonan la madre hasta que tienen cierta motilidad y se presume que se fijan cerca de la madre o sobre las algas coralinas, lo cual la convierte en un colonizador local muy eficiente. Las características nombradas anteriormente y combinadas con el crecimiento clonal, les ha merecido la clasificación de coral “maleza” o típicos de una sucesión secundaria (Bellwood *et al.*, 2004). Estas características naturales, en combinación con su potencial como souvenir dentro del “mercado verde”, la convierten en un foco de interés de estudio.

Por su parte la pluma de mar, *P. acerosa* hace parte del grupo de los octocorales gorgonáceos, que se caracterizan por presentar un esqueleto axial corneo que puede ser lustrado y moldeado con calor, para obtener joyas que hacen parte tradicional de las artesanías no formales en Colombia. Existe conocimiento de la extracción de plumas de mar como *P. acerosa*, para dichos propósitos, debido a su esqueleto con tono sepia a negro. Adicionalmente, esta especie es un excelente modelo de estudio debido a su rápido crecimiento y su ramificación subapical que genera relaciones jerárquicas entre madre e hijas (Sánchez 2004 y Sánchez *et al.*, 2004). El estudio se desarrolló en los arrecifes aledaños a Cartagena e Islas del Rosario Caribe Colombiano, principalmente en cinco localidades (Figura 4-20), en donde se encontró una abundancia representativa de las poblaciones del coral lechuga y la pluma de mar.

Las cinco localidades presentan diferencias estructurales en cuanto a composición y distribución de especies, debido a su profundidad, posición al oleaje y cercanía a la costa. Los arrecifes de Palo y Playita, poseen una predominancia del coral lechuga a profundidades que oscilan entre 6 y 18 m, formando grandes “tapetes” que se encuentran mezclados con otras especies comunes como: montículos del complejo *Montastraea*, *Millepora alcicornis*, *Porites asteroides*, *Porites porites*, *Diploria strigosa* y *Diploria divosa*, entre otros. Las localidades de Montañita y Burbujas constituyen formaciones arrecifales heterogéneas, que poseen un talud pronunciado y una meseta arrecifal entre 12 y 20m de

profundidad, las cuales presentan una alta densidad de octocorales de los géneros *Muricea*, *Eunicea*, *Pseudopterogorgia* y *Plexaurella* en conjunto con corales duros como *Diploria*, *Agaricia*, *Millepora*, *Porites* y *Meandrina*. Sin embargo, La Montañita presenta una mayor cobertura coralina mientras Burbujas presenta más canales arenosos y altas densidades de octocorales. Así mismo, en ambos bajos como es reportado por Díaz *et al.* (2000) se destaca la presencia de grandes esponjas *Xestospongia muta*. En contraste, el bajo de Salmedina es una zona homogénea con grandes parches de arena, ubicada a 9 metros de profundidad, la cual presenta una baja cobertura coralina y densidades altas de octocorales a parches con colonias de octocorales de *Pterogorgia*, *Pseudopterogorgia* y *Eunicea*.

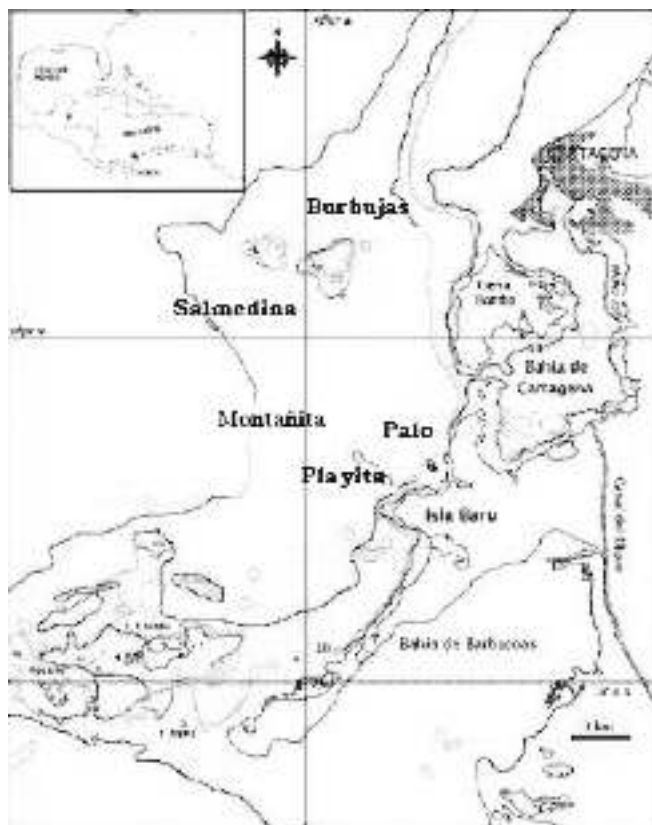


Figura 4-20. Ubicación de los arrecifes alejados a Cartagena monitoreados durante el presente estudio

El crecimiento de las colonias de *A. tenuifolia* se determinó a partir del aumento de peso en el tiempo (n=25 para cada arrecife) utilizando el método del peso boyante mediante una balanza *in situ* (Davies, 1989) y fotografiando las colonias con cuadrantes de 25 x 25cm, para su posterior medición con la ayuda del software ImageJ (Figura 4-21a y 4-21b). Con estas mediciones y los pesos, se determinó el crecimiento neto de cada colonia. No se tuvo en cuenta el gasto energético en la reproducción, debido a su gran dificultad. Por otra parte, el crecimiento de *P. acerosa* fue monitoreado fotografiando las colonias utilizando una cuadrícula de referencia para su posterior medición en el computador (Figura 4-21c). Las imágenes obtenidas se editaron con el programa Adobe Photoshop y las mediciones se efectuaron con el software ImageJ.

La tasa de crecimiento relativo semestral se determinó a partir del cambio en la longitud de la rama madre para cada colonia de *P. acerosa* sobre la longitud inicial. En el caso de las colonias de *A. tenuifolia* el porcentaje relativo de crecimiento esta definido como la diferencia entre el área y peso final e inicial de cada colonia dividido en el área y peso inicial (Hughes y Connell 1987). Estos resultados fueron analizados por medio del software SPSS 15.0.

Los resultados en las tasas de crecimiento para las dos especies muestran un aumento a lo largo del monitoreo semestral. En el caso de *A. tenuifolia* se obtuvo una diferencia significativa (ANOVA, $p = 0.009$) entre los dos arrecifes monitoreados. Por el contrario, en los arrecifes estudiados para *P. acerosa*, no se encontró diferencia significativa (ANOVA, $p = 0,62$) a pesar de la divergencia en las condiciones ambientales descritas anteriormente. Sin embargo, estos resultados deben interpretarse con precaución debido a las diferencias en los tamaños muestrales de cada una de las localidades generadas por la dificultad de encontrar las colonias en el tiempo (Playita n = 6; Palo n = 22; Burbujas n = 9; Salmedina n = 15; Montañita n = 4).

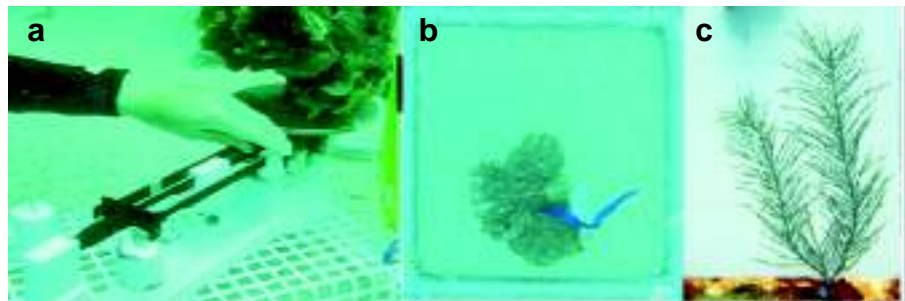


Figura 4-21. a. Método del peso boyante mediante una balanza *in situ* b. Fotocuadrante de 25 X 25 cm de *A. tenuifolia*. c. Cuadrícula de referencia de *P. acerosa* (10 x 10cm)

En cuanto a la tasa de crecimiento relativo con respecto al área en *A. tenuifolia*, se observó un aumento entre el 11 y el 115% para el arrecife Palo y un incremento entre el 20% y el 220% en la localidad de Playita. Estos resultados no reflejan relación alguna en cuanto a la talla de las colonias (Figura 4-22). Este aumento en el área colonial expresa las características propias de una especie con rápido crecimiento (Hughes, 1984; Hughes y Jackson 1985; Aronson *et al.*, 1995, 1998). Durante el monitoreo, se presentó mortalidad parcial, generada e identificada por el blanqueamiento de las colonias. No obstante, esta mortalidad parcial no fue medida, pero según los resultados ésta no afecta significativamente la supervivencia, sino que disminuye el tamaño de las colonias aumentando su fragmentación (Lasker 1990; Lasker y Coffroth 1999).

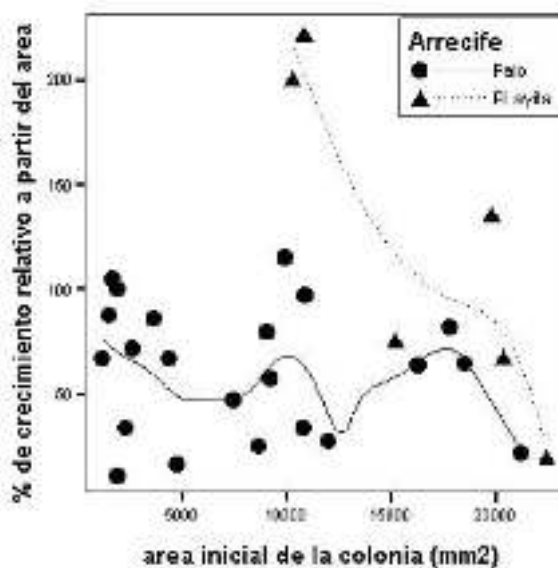


Figura 4-22. Porcentaje del crecimiento relativo semestral a partir del área inicial colonial en *A. tenuifolia*

De igual manera el porcentaje de crecimiento relativo en términos de peso presentó un aumento a través del tiempo (2,58% a 44%). Esta metodología logró determinar una disminución en el peso de algunas colonias a lo largo del tiempo (-2.97% a -4.63%), producida probablemente, por un proceso de fragmentación común en organismos clonales (Figura 4-23).

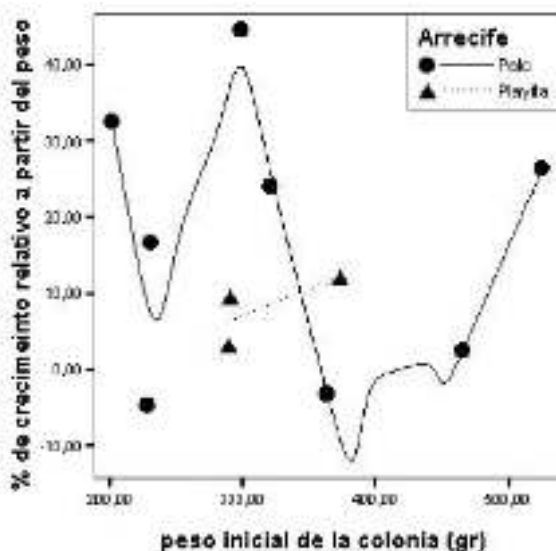


Figura 4-23. Porcentaje del crecimiento relativo semestral a partir del peso boyante inicial colonial en *A. tenuifolia*

El crecimiento relativo en *P. acerosa* presentó un mayor porcentaje (61,31%) en el bajo Salmedina, este arrecife ofrece características aparentemente óptimo para el crecimiento óptimo de la especie, pues es una zona con buen movimiento del oleaje, alta irradiación y poca competencia al nivel del sustrato. El bajo Burbujas presentó un porcentaje de crecimiento relativo entre 2,11 y 33%, lo que es también un incremento considerable. En el bajo Burbujas se observaron ocasionalmente algunas colonias anteriormente podadas por humanos con visibles signos de regeneración (Figura 4-24). Finalmente, Montañita presenta el menor porcentaje de crecimiento (6 a 9%), debido posiblemente a la alta cobertura coralina que esta área posee y por tanto mayor competencia, menor irradiación y movimiento del agua (Figura 4-25).

A. tenuifolia y *P. acerosa* son ejemplos de organismos arrecifales que pueden emplearse como modelos para efectuar una valoración biológica que permitirá obtener una línea base para generar recomendaciones de manejo y uso sostenible de especies promisorias sin afectar el crecimiento colonial en su ambiente arrecifal. A partir de los resultados obtenidos durante el monitoreo semestral de estas dos especies representativas del área de estudio, fue posible observar la existencia de patrones de crecimiento y una variación en respuesta a diferentes procesos como depredación, competencia, fragmentación y crecimiento. En conclusión, el crecimiento de ambas especies fue positivo y en algunos casos muy alto lo cual abre la posibilidad de extracciones o cultivos manejados de ambas especies.



Figura 4-24. Colonia de *Pseudopterogorgia acerosa* previamente podada por el hombre exhibiendo altos signos de regeneración (Burbuja, 12 m, 2005). Detalle (izquierda) y colonia completa (derecha). Fotos: Juan A. Sánchez

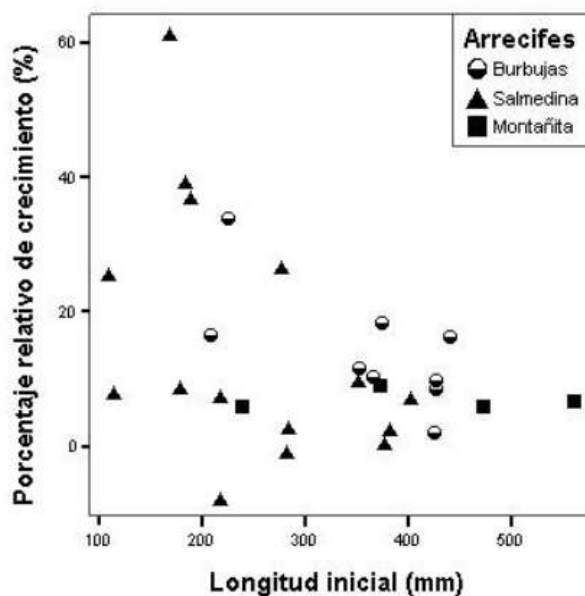


Figura 4-25. Porcentaje del crecimiento relativo semestral a partir de la longitud inicial de la rama madre en *P. Acerosa*

4.2.8. Estado actual de las poblaciones de *Acropora cervicornis*, *Acropora palmata*, *Diploria labyrinthiformis* y *Siderastrea siderea* en el área marina protegida Corales del Rosario y San Bernardo. Uso como indicadores biofísicos de efectividad de manejo⁸

El uso de indicadores para medir las condiciones biofísicas en Áreas Marinas Protegidas sirven para determinar el estado de las poblaciones, caracterizar las condiciones ecológicas en las cuales se encuentran y demostrar la efectividad del uso de estas herramientas como indicadores de manejo. Los indicadores biofísicos establecidos por la *WCPA-Marine* y la *WWF MPA Management Effectiveness Initiative* caben dentro de 10 categorías, algunas de las cuales son la abundancia y la estructura de las poblaciones de especies focales y la composición y estructura de la comunidad. Dentro de los tipos de especies focales se encuentran las indicadoras (señalan disturbios) y las vulnerables (requieren un cuidado especial), las cuales, mediante parámetros como abundancia y estructura de tallas indican el estado en que se encuentra la población en el área natural estudiada (Roberts y Hawkins, 2000, Pomeroy *et al.*, 2004). Así mismo, el estudio de la composición y estructura de la comunidad permite identificar los factores que afectan la abundancia y las densidades poblacionales de las especies que la conforman y de la comunidad en general (Pomeroy *et al.*, 2004). Por último la organización de las diferentes especies dentro de la comunidad y el estado de salud de estas determinan la integridad del ecosistema o ecosistemas considerados dentro de las AMP, evidenciados mediante el uso de los indicadores biofísicos mencionados anteriormente.

Acropora cervicornis se encuentra incluida en el libro rojo de invertebrados marinos bajo la categoría de “peligro crítico” debido a que fue muy abundante hasta finales de los setenta cuando presento mortalidades masivas debido a la enfermedad de banda blanca y al blanqueamiento producido a causa de la elevación de la temperatura del agua (Ardila *et al.*, 2002). *Acropora palmata* se encuentra incluida en el libro rojo de invertebrados marinos bajo la categoría “en peligro” debido a que ha sufrido grandes mortandades que han resultado en la disminución en abundancia y cobertura (Ardila *et al.*, 2002). *Diploria labyrinthiformis* muestra poca mortalidad parcial, poco efecto de competencia por algas, esponjas y bioerodadores (Ginsburg *et al.*, 2001) y *Siderastrea siderea* se destaca como una de las especies más resistentes al estrés causado por el sedimento, exhibiendo los menores porcentajes de superficie muerta dentro de las especies abundantes y llegando a ser una de las especies conspicuas en áreas degradadas por la alta sedimentación (Torres y Morelock, 2002; Caballero *et al.*, 2004). Por lo anterior, las dos primeras se tomaron como especies focales vulnerables y las otras dos como especies focales indicadoras.

8. Enmarcado en el proyecto: “Assessment of management effectiveness for the Marine Protected Areas at the Rosario and San Bernardo Corals National Park (Cartagena): towards an adaptive management of Colombia's first coral reef protected area”. Financiado por National Oceanic and Atmospheric Administration. US Department of commerce. NOAA-Coral Grants NA05NO54631013 (Investigador principal: Juan A. Sánchez)

El presente reporte tiene en cuenta a las estaciones de las islas del Rosario como aquellas protegidas tradicionalmente por parte de alguna autoridad ambiental (30 años) y por lo tanto con clara indicación de manejo y a las estaciones de San Bernardo, como aquellas sin protección hasta hace relativamente poco y por lo tanto con indicación de ausencia de manejo.

4.2.8.1. Abundancia y estructura de tallas

El número total de colonias de las especies focales *Acropora cervicornis*, *Diploria labyrinthiformis* y *Siderastrea siderea* fue mayor en Islas del Rosario que en San Bernardo, mientras que la especie *Acropora palmata* solo se encontró en esta última. Así las dos especies de *Acropora* fueron poco abundantes y se encontraron en forma diferencial en las dos zonas de muestreo. *A. cervicornis* presentó 14 colonias en Islas del Rosario y solo una (1) en San Bernardo mientras que *A. palmata* solo se presentó en una de las estaciones de San Bernardo ($n=23$). Las dos especies masivas también fueron más abundantes en las Islas del Rosario que en San Bernardo. 72 y 19 colonias de *Diploria labyrinthiformis* y 191 y 105 colonias de *Siderastrea siderea*, respectivamente.

En cuanto se refiere a la estructura de tallas *Acropora cervicornis* presentó mayor número de colonias pequeñas en diferentes rangos de tallas (sesgo 0,62; curtosis -0,94) en Rosario. *A. palmata*, en San Bernardo, mostró dominancia de colonias grandes con un amplio rango de tallas (sesgo -0,34; curtosis -1,05). No se pudo establecer estructura de tallas en las otras zonas, dado el bajo número de colonias. *Diploria labyrinthiformis* presentó mayor número de colonias pequeñas en un amplio rango de tallas (sesgo 0,73; curtosis -1,4) en Islas del Rosario mientras que en San Bernardo hubo una mayor presencia de colonias grandes en un amplio rango de tallas (sesgo -0,68; curtosis -0,72). *Siderastrea siderea* presentó una dominancia de colonias pequeñas en las dos zonas pero amplio rango de tallas en Rosario y estrecho rango en San Bernardo (sesgo 1,16; curtosis -0,65; sesgo 0,35; curtosis 0,17, respectivamente). En general el porcentaje de mortalidad parcial fue mayor en colonias de San Bernardo que en Rosario, sin embargo este porcentaje no superó en ninguno de los casos el 40% de tejido muerto en cada colonia. La tendencia para las cuatro especies en las dos zonas fue que a mayor, talla mayor mortalidad parcial.

4.2.8.2. Estructura y composición de la Comunidad

La abundancia de individuos, la riqueza y la diversidad se fue más alta en las estaciones de las Islas del Rosario que en las de San Bernardo, pero no mostraron diferencias significativas entre las estaciones (ANOVA, $p > 0,05$). Al analizar la comunidad de acuerdo al porcentaje de cobertura de los grandes grupos (coral muerto, coral vivo, algas, esponjas, gorgonáceos y tipo de sustrato) las estaciones tampoco mostraron diferencias ya que la estructura y

composición de la comunidad en el 60% de las estaciones estuvo dominada por sustrato muerto (esqueleto coralino, coral muerto y cascajo) mientras que el restante 40% de las estaciones se caracterizó por la dominancia de las algas y en general, el porcentaje de cobertura de estos dos grupos llegó a representar hasta el 70% de la cobertura total presente en cada estación.

Los parámetros de abundancia y estructura de tallas fueron diferenciales para las poblaciones de las especies escogidas. Para el caso de especies focales vulnerables, la abundancia de *Acropora cervicornis* y *A. palmata* fue baja y poco frecuente en las diferentes estaciones; particularmente *Acropora palmata* se presentó solo en una estación. Por el contrario *Diploria labyrinthiformis* y *Siderastrea siderea* fueron relativamente abundantes y se presentaron en casi todas las estaciones. Poblaciones como las de *Acropora sp.* con un bajo número de individuos y presencia en pocas localidades del Parque reafirman lo expresado por Ardila *et al.* (2002) en cuanto al estado de población local en categoría “En Peligro” de acuerdo con los criterios de la UICN y contemplados dentro del libro rojo de invertebrados marinos. Por otra parte, la abundancia relativa de individuos de las otras dos especies, su presencia en la mayoría de las estaciones y su baja tasa de mortalidad parcial podría estar indicando crecimiento poblacional en la unidad ecológica estudiada de la zona de reserva.

Algunos autores han demostrado que en zonas degradadas, las colonias son de mayor tamaño y con rango muy estrecho de tallas, mientras que zonas en buen estado las colonias también son grandes pero se distribuyen en un amplio rango de tallas lo cual atribuyen a la mortalidad total de colonias de tallas pequeñas y al bajo reclutamiento (Bak y Meesters 1999). Por el contrario, Lewis (1997) reporta que en zonas degradadas las colonias pequeñas dominan en un estrecho rango de tallas, debido a la correlación positiva entre talla y mortalidad parcial. En concordancia con lo anterior, los resultados de este estudio sugieren que tanto la abundancia como la estructura de tallas de *Diploria labyrinthiformis* y *Siderastrea siderea* en las estaciones de Tesoro y San Martín en Islas del Rosario y Punta Norte y Mangle en San Bernardo podrían servir de indicadores de estado de salud arrecifal. Las primeras de cada zona presentan colonias grandes y amplios rangos de tallas, mientras que las segundas colonias grandes con pocos rangos de tallas. La abundancia y estructura de tallas de la *Acropora cervicornis* y *A. palmata* en las diferentes estaciones no se consideran buenas indicadores de manejo ya que el estado de salud no depende directamente de este. Sin embargo, podría ser útil cerrar para cualquier actividad los sitios en los cuales se encuentran las colonias de esta especie, con el fin de proteger los individuos que aun sobreviven.

La baja dominancia de sustrato muerto en la comunidad estudiada puede explicarse como consecuencia del criterio de establecimiento de los sitios donde existió *Acropora palmata* y *A. cervicornis* las cuales declinaron durante los ochentas y noventas en un 95% en todo el Caribe (Ardila *et al.* 2002). Por otra parte el gran porcentaje de cobertura algal puede ser

consecuencia de la alta mortalidad coralina ya que se ha comprobado que las algas colonizan porciones muertas de coral e impiden el asentamiento de nuevas larvas (Knowlton *et al.*, 1990). Los resultados de este estudio no permiten ver a la comunidad como un indicador de manejo, lo cual podría ser debido a que la estructura y composición de la misma fue muestreada sobre una misma unidad ecológica caracterizada por fondos cubiertos por arenas gruesas calcáreas y escombros coralinos (Díaz *et al.*, 2000). No obstante la protección de los hábitats donde se encuentran relictos de especies amenazadas puede considerarse una acción de manejo y con el tiempo podría ser sujeto de evaluación de la efectividad de manejo. *Por lo tanto se sugiere que en aquellas estaciones donde se encuentra *Acropora palmata* y *Acropora cervicornis* viva, sean cerradas a cualquier actividad.*

Por ultimo, las diferencias encontradas entre zonas (Rosario y San Bernardo) en cuanto se refiere a los indicadores biofísicos de abundancia y estructura de especies focales y la composición y estructura de la comunidad estudiada parecerían estar indicando alguna efectividad de manejo a través de los años ya que en general los parámetros medidos en las Islas del Rosario muestran características de mejor estado de salud que las encontradas en San Bernardo. No obstante, esta información debe ser tomada con cautela ya que este fue un muestreo espacio-temporalmente limitado. Para poder comprobar la efectividad de manejo a través de los indicadores, habría que hacer seguimiento a las estaciones propuestas en este estudio.

4.2.9. Estado de la Efectividad en el Manejo del Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo: Tendencias Preliminares⁹

Las acciones de conservación de los recursos y hábitats marinos del mundo responden al aumento en el deterioro de estos ecosistemas y a su importancia tanto ecológica como económica. Existe un consenso mundial sobre la creación y mantenimiento de redes de áreas marinas protegidas en el mediano plazo (aproximadamente hacia 2012 según la Cumbre Mundial sobre Desarrollo Sostenible). En respuesta a esta situación surge el concepto de Área Marina Protegida (MPA por su sigla en inglés) que constituye una herramienta para la protección de especies, hábitats, conservación de la biodiversidad, restauración de la pesca y manejo de las actividades turísticas. Para asegurar estos objetivos se requiere de un plan de manejo, así como de una evaluación y monitoreo permanente, que permita determinar si las acciones llevadas a cabo durante un período de tiempo tienen el impacto esperado de acuerdo con su formulación inicial. En ocasiones las acciones que se realizan no tienen esta clara conexión lo que hace necesario el desarrollo de un sistema que permita la introducción de nuevos elementos de juicio para conseguir un manejo adaptable de los recursos.

9. Enmarcado en el proyecto: "Assessment of management effectiveness for the Marine Protected Areas at the Rosario and San Bernardo Corals National Park (Cartagena): towards an adaptive management of Colombia's first coral reef protected area". Financiado por National Oceanic and Atmospheric Administration, US Department of commerce, NOAA-Coral Grants NA05NO54631013 (Investigador principal: Juan A. Sánchez) NOAA-Coral Grants NA05NO54631013 (Investigador principal: Juan A. Sánchez)

En el escenario colombiano, diferentes estudios demuestran que desde la década de los 80 el área de Cartagena ha sido objeto de progresivo deterioro de los complejos coralinos debido a diferentes causas como blanqueamiento, enfermedades, sobre-pesca, desechos, turismo incontrolable y enriquecimiento por nutrientes (e.g., Sánchez 1995; 1999). En 1978 se creó el Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo (Cartagena) con el fin de permitir la conservación y manejo sostenible de los recursos marinos. A pesar del plan de manejo actual y del personal permanente en las instalaciones del parque, los recursos asociados a los arrecifes han disminuido abruptamente, evidenciando la necesidad de nuevas y eficientes acciones de conservación. Sin embargo, el enfoque del presente estudio consiste en mantener y reforzar las medidas actuales de manejo en el parque, hacia un “manejo adaptable”, antes que buscar esquemas nuevos y disruptivos de un proceso de conservación ya puesto en marcha por los administradores del parque.

Es necesario contar con una herramienta objetiva, rigurosa, científica e imparcial de evaluación que permita dirigir las acciones que se llevan a cabo por parte del personal encargado del manejo del parque. En 2004 la *WCPA-Marine* y la *WWF MPA Management Effectiveness Initiative* facilitan una guía para conducir la evaluación de la efectividad en el manejo a diferentes niveles, teniendo en cuenta aspectos biofísicos, socioeconómicos y de gobierno (Pomeroy *et al.* 2004). En resumen la evaluación consta de los siguientes pasos:

- Reunión inicial, en la cual se identifican y priorizan las metas más relevantes en cada una de las áreas. Para esta reunión son invitadas autoridades gubernamentales, conservacionistas, académicos, investigadores, propietarios y administradores que durante tres días de discusión académica seleccionan el grupo de indicadores. Se organizan subgrupos por área de trabajo, donde se tienen como parámetros de selección la viabilidad y la disponibilidad de fondos.
- Reunión de planeación, esta vez un grupo mas pequeño, donde se encuentran líderes de cada una de las áreas, revisan los indicadores y proponen metodologías y necesidades logísticas para cada uno de ellos.
- Fase de campo, durante varios meses se realizan los muestreos y encuestas en cada una de las áreas.
- Reunión final donde los líderes de cada área exponen los resultados obtenidos y conducen la evaluación.

Un total de 16 instituciones asistieron a la convocatoria para la realización del primer taller (UAESPNN, Universidad Nacional de Colombia, Universidad de los Andes, Universidad Jorge Tadeo Lozano, Universidad Javeriana, Universidad Nacional sede Medellín, CIOH, Cooperativa Cangrejos azules, INVEMAR, La Tortuga Dive School, Instituto

Colombiano de Petróleo, Conservación Internacional, Fundación Ecomar, CARSUCRE, Instituto Von Humboldt, Sport Barú). Una vez terminadas estas reuniones se definieron 5 indicadores biofísicos, 12 socioeconómicos y 16 de gobernabilidad, que responden a las metas planteadas en el documento guía así como a la situación local. Adicionalmente se realizaron encuentros con las comunidades (cooperativas de pescadores enfocadas en el aprovechamiento sostenible de los recursos) para socializar los resultados obtenidos en las dos primeras reuniones.

Para la evaluación de indicadores biofísicos se realizaron muestreos durante los meses de mayo y septiembre de 2006. Un grupo de 12 biólogos de diferentes instituciones participó de las jornadas evaluando 27 estaciones en total, 15 de ellas dentro del área del parque y las 12 restantes fuera del este. Por la configuración misma del parque fue necesario localizar estaciones tanto en el área de Rosario como en la de San Bernardo. Se hicieron estimaciones de la abundancia y estructura de especies focales, a través de censos visuales para las familias más representativas de peces (Acanthuridae, Scaridae, Lutjanidae y Serranidae) (Friedlander *et al.* 2003) y con fototransectos para el caso de *Acropora palmata* y *A. cervicornis*. Para determinar las respuestas ecológicas a la sedimentación, se realizaron estimaciones demográficas, basadas en tallas, de las especies *Siderastrea siderea* y *Diploria labyrinthiformis* (Lewis 1997; Ginsburg *et al.* 2001). La estructura de la comunidad también fue evaluada a través de fotocuadrantes en los que se estimaba el porcentaje de cobertura de cada grupo (algas, corales, esponjas, gorgonaceos y sustrato). Con esta información se determinó la abundancia relativa, diversidad, riqueza y dominancia por cada estación. (e.g., Garzón-Ferreira y Díaz, 2000; Friedlander *et al.* 2003; Sánchez *et al.* 2005). Como una medida novedosa de la estructura y composición de la comunidad se hizo un análisis de la diversidad y distribución de zooxantelas asociadas a diferentes especies de coral dentro y fuera del parque utilizando diversas técnicas moleculares (e.g., LaJeunesse 2002, Rowan y Powers 1991).

Las actividades que hicieron parte de la caracterización socioeconómica y de gobierno se resumen en la Figura 4-26. La primera fue una revisión de literatura, que consistió en buscar y analizar todos los textos relacionados con el manejo del PNN-CRSB, publicados por entidades públicas y privadas. A continuación se elaboró un diagnóstico rural participativo con la colaboración de las principales comunidades asentadas en el área de estudio. Esta etapa permitió construir el perfil productivo, realizar la cartografía social de producción y lugares de extracción de recursos naturales, el análisis estacional de las actividades, el análisis histórico de los principales eventos que han marcado la evolución de la zona, el perfil submarino, la caracterización de los principales problemas y potencialidades de cada comunidad y el análisis de las relaciones entre la comunidad y las diferentes instituciones que intervienen en el área de influencia del PNN-CRSB.

Con el propósito de obtener información relevante para los indicadores de gobierno, se realizaron entrevistas semiestructuradas personales a funcionarios de la Unidad de Parques Nacionales Naturales de Corales del Rosario y San Bernardo (UPNN-CRSB), encargados del manejo del área protegida, que incluían preguntas abiertas y de selección múltiple, acerca de sus percepciones sobre cada uno de los indicadores de gobernabilidad propuestos por la guía de referencia. También se realizó un trabajo de valoración económica ambiental por las metodologías de valoración contingente y costo de viaje, en el cual además de construir las bases para determinar el valor económico del parque, se recopiló la información socioeconómica y de gobernabilidad de los turistas que visitan el PNN-CRSB. Finalmente, se realizaron juegos experimentales económicos con 5 de las comunidades de mayor representatividad en el área (Múcura, El Islole, Isla Grande, Tierra Bomba y Bocachica) para analizar el comportamiento de los pobladores ante diferentes propuestas de manejo y recopilar información socioeconómica y de gobernabilidad para dichas comunidades.

Analizando la información obtenida con los indicadores biofísicos fue posible determinar que:

Especies de interés comercial y estructura trófica. Los estimados de las familias de peces de interés comercial (densidad, abundancia y frecuencia) fueron bajos tanto en la estaciones dentro como fuera del parque. Al analizar cada parámetro por separado se encontró que la diversidad y riqueza fue levemente mayor en estaciones fuera del parque. La frecuencia de los roles tróficos más importantes (herbívoros y carnívoros) fue más alta dentro del parque. Los análisis de clasificación y ordenación mostraron que hay una agrupación de las diferentes estaciones independiente de su ubicación (estar dentro o fuera del parque). En general las tallas grandes fueron más abundantes dentro del parque que fuera de él, aunque en general predominaron tallas cortas.

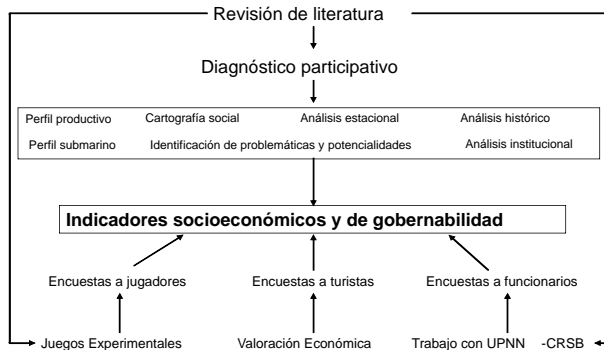


Figura 4-26. Estructura de la metodología investigación socioeconómica

Especies consideradas en peligro crítico por la UICN. Las especies *Acropora palmata* y *A. cervicornis* fueron observadas en muy bajo número en todas las estaciones visitadas, esta situación no permitió utilizarlas como una medida de comparación entre las zonas que tienen manejo y aquellas que no. Sin embargo, fue posible determinar algunas zonas afuera del parque que presentaron no solo un mayor número de individuos sino una baja mortalidad parcial, lo que podría ser considerado en el futuro como un elemento de manejo (ver Giraldo *et al.* este mismo volumen para más detalles).

Dos especies de coral vulnerables. La especie *Diploria labyrinthiformis* aunque presenta mayor número de individuos en la mayoría de estaciones, no mostró diferencias significativas entre las estaciones dentro y fuera del parque. Por otra parte los resultados obtenidos con *Siderastrea siderea* muestran un patrón diferente, estaciones dentro del parque presentan las mayores tallas observadas así como menor mortalidad parcial por colonia. Las estaciones fuera del parque, que están bajo mayor presión antrópica y mayores descargas de sedimentos presentaron menores tallas y aumento de la mortalidad parcial.

Estructura comunitaria bentónica. En promedio todos los sustratos analizados presentaron un menor porcentaje de cobertura en las estaciones que se encontraban dentro del parque. Sin embargo, es interesante resaltar que las algas son las que presentan un mayor porcentaje de cobertura en todas las estaciones sin importar su estado de manejo. Se evidencia un fuerte proceso de competencia entre corales formadores de arrecifes y algas, ya que en promedio están en valores similares en todas las estaciones. Esta puede ser evidencia de un proceso de transición de los ecosistemas hacia una fase de dominancia algal (ver Figura 4-27), lo cual requiere de medidas hacia la protección de herbívoros.

Los índices de diversidad presentaron mayores valores en aquellas estaciones alejadas de la actividad antrópica, que también presentaron el mayor porcentaje de cobertura de coral vivo. Es importante resaltar que algunas estaciones fuera del parque mostraron tanto alta diversidad como alto porcentaje de cobertura de coral vivo (e.g., Montañita, Bajo Imelda). Sin embargo, los lugares de mayor cobertura están generalmente desconectados de las grandes masas arrecifales como isla Barú o isla Grande.

La clasificación de la diversidad de zooxantelas arrojó resultados similares a los obtenidos con la cobertura coralina, esto muestra que conociendo la composición y diversidad de organismos simbioses es posible determinar de manera indirecta la estructura y salud del ecosistema. Destacable esta que el PNNCR-SB presenta la mayor frecuencia de especies con simbiosis politípicas en todo el mar Caribe lo que corrobora el hecho de que estos arrecifes sean parte de un parque natural por sus posibles características de resistencia y resiliencia ante eventos de blanqueamiento.

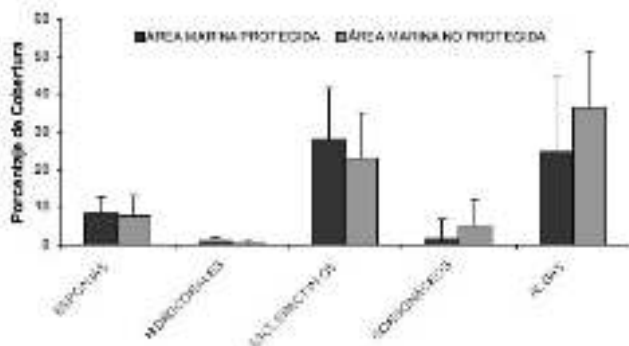


Figura 4-27. Porcentaje de cobertura (promedio con desviación estándar) de los principales grupos presentes en las diferentes estaciones de muestreo. Comparación entre áreas con y sin manejo

En cuanto a la evaluación socioeconómica se pueden resumir los siguientes puntos:

- La mayoría de las actividades realizadas en el PNN-CRSB se relacionan con la actividad pesquera, turística y recreativa. Los recursos naturales marinos son utilizados principalmente para satisfacer la demanda alimenticia de los turistas que visitan el parque y en un menor grado para subsistencia de los ocupantes de la zona.
- La principal fuente de ingresos para los habitantes de la región es la pesca, que en su mayoría busca abastecer la demanda de los turistas y en consecuencia, cerca de un 72% del ingreso de los hogares se deriva principalmente de actividad pesquera. Existen otras fuentes de ingreso dentro de las cuales están: prestación de servicios turísticos 8%, fabricación de artesanías 7%, comercio 7%, vigilancia 3%, actividades de la construcción 2% y otras actividades 1%.
- El nivel de ingreso mensual es bajo y muy bajo. Más del 56% de los hogares recibe menos del equivalente a un salario mínimo mensual (aprox. \$400000 pesos colombianos o US\$180). El tamaño de la familia promedio es de 5,5 personas, luego el 90% vive por debajo de la línea de pobreza y 56% por debajo de la línea de pobreza extrema.
- Existe un mercado muy importante que se deriva principalmente del turismo que demanda en su mayoría lugares de recreo como playas, lugares de careteo y buceo. También existe un mercado para la provisión de comida de mar a la ciudad.
- En general, la comunidad es consciente de los problemas ambientales que existen en la zona y reconocen que los principales problemas están asociados al uso del recurso pesquero uso de artes inadecuadas y sobre pesca.

De acuerdo con la percepción de los habitantes de la zona y los manejadores del parque, existen varios eventos antrópicos que han alterado de forma negativa la disponibilidad de los recursos naturales y entre los cuales se destacan: el aumento en la llegada de colonos, la construcción de casas de recreo y hoteles, la contaminación de aguas marinas, el uso de dinamita, pólvora y otro tipo de artes inadecuadas, la pesca industrial y sobrepesca artesanal, la extracción de material biológico para su comercialización y el aumento y desorganización del turismo.

Las comunidades se encuentran asentadas en la zona desde hace varias generaciones. La comunidad tiene consciencia y reconoce claramente el comportamiento y ubicación de los recursos marinos durante cada época del año. Los pescadores, son capaces de hacer una recopilación de la historia natural de los recursos de manera adecuada (épocas de escasez, movimientos migratorios y temporadas de reproducción (Ver Figura 4-28).

Las comunidades consideran en su mayoría que los corales, los manglares y las playas son muy importantes y tienen un alto grado de altruismo intergeneracional, puesto que casi el 100% de los habitantes consideran que tales recursos son importantes para sus hijos o nietos.

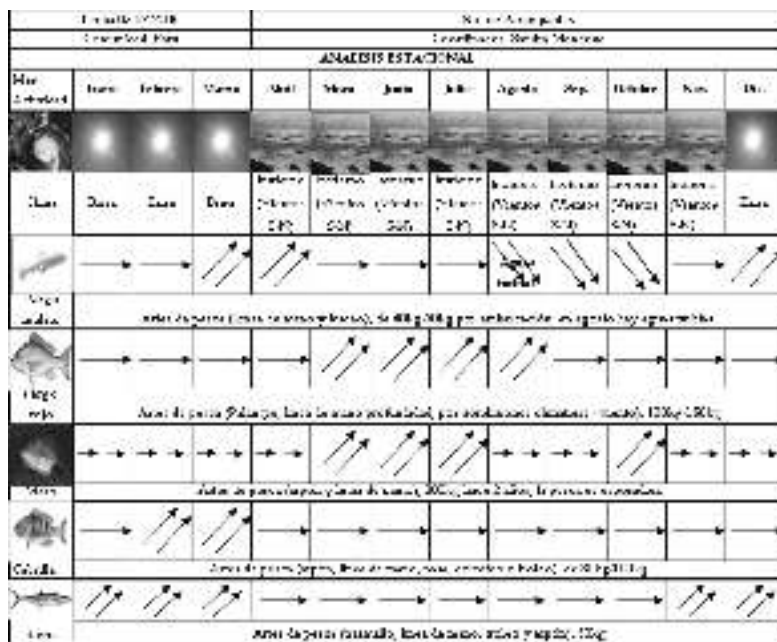


Figura 4-28. Análisis estacional realizado por la comunidad de Barú

Los resultados obtenidos con los indicadores de gobernabilidad fueron los siguientes:

- La Unidad cuenta con un grupo de 15 funcionarios, quienes se encargan de establecer y hacer operativo un Plan de Manejo Ambiental (PMA) de acuerdo con la legislación vigente. El PMA comienza a operar a partir de enero de 2007 y tiene una vigencia de 5 años. A pesar del respaldo y legitimidad institucional del cuerpo tomador de decisiones de manejo del PNN-CRSB, éste cuenta con un reconocimiento medio (cerca del 50%) por parte de la comunidad.
- La UPNN-CRSB no cuenta con un programa de investigación científica, ni con la logística necesaria para desarrollarlo en el corto plazo. Sin embargo, se han establecido convenios interinstitucionales para suplir esta necesidad.
- El programa de educación ambiental ha tenido una buena difusión y un 80% de los habitantes de la comunidad manifiesta conocer las normas que regulan el uso de los recursos y sobre todo cree que vale la pena respetarlas.
- Los funcionarios encargados de manejar el parque estiman en un 78% que la normatividad no es adecuada y en un 85% que las normas no son ejecutables debido a dificultades para hacerlas cumplir. El 80% de los habitantes consideran que es importante implementar la normatividad existente, ya que ayudaría a hacer más sostenible la actividad pesquera y en un 70% creen que la autoridad tiene la capacidad suficiente para hacerla respetar.
- El ente administrativo del parque tiene establecido un programa de control y vigilancia para lo cual cuenta con la colaboración de guardacostas de la Fuerza Naval. A pesar del programa existe poca disponibilidad presupuestal para su ejecución.
- En la región existen varias organizaciones comunales cada una con un fin distinto entre los cuales están: producción pesquera, educación ambiental, manejo del turismo y manejo de residuos sólidos.
- La UPNN-CRSB no tiene un programa establecido para proveer entrenamiento específico en participación para los habitantes de la región. Sin embargo, la unidad ha establecido alianzas estratégicas con diferentes instituciones del ámbito público para la realización de talleres, charlas y reuniones en las áreas de organización comunitaria y participación.

- El plan de manejo según los funcionarios contó con la participación indirecta de la comunidad en su elaboración, a través de la presentación de inquietudes de la comunidad; sin embargo, no hubo una elaboración directa y conjunta. Los resultados fueron presentados a la comunidad, pero ésta no presentó un aval formal de aceptación de dicho documento.
- La normatividad que rige el manejo del parque, no prevé mecanismos para incluir la participación de la comunidad en las actividades de vigilancia, monitoreo y aplicación.

En resumen es posible concluir que los indicadores biofísicos mostraron problemas a nivel ecosistémico, independiente de las acciones de manejo llevadas a cabo por el personal del parque (e.g., decline coralino y predominancia algal). El análisis de la comunidad de peces mostró una agrupación de estaciones aleatoria, lo que puede ser reflejo de unas medidas de manejo aún deficientes para la situación actual dentro del parque. Sin embargo, otros aspectos (distribución de tallas o estructura de las redes tróficas) muestran que las medidas de manejo existen y tienen un impacto positivo sobre las poblaciones pero para que su efecto sea generalizado es necesario continuar con estas medidas en una escala de tiempo mayor. El ejercicio de evaluación biofísica de las condiciones actuales del parque también muestra que el monitoreo de especies como *Siderastrea siderea* puede ser útil como bioindicador en este tipo de ecosistemas. En general todos los indicadores mostraron que no hay una diferenciación clara entre las estaciones que tienen manejo por parte de la unidad y aquellas que no, esto hace pensar que es necesaria una revisión minuciosa del plan de manejo actual que busque ajustar las medidas de control a las capacidades logísticas del equipo administrativo del parque.

El proceso de evaluación socioeconómico muestra una comunidad de escasos recursos, con una fuerte dependencia, vocación y tradición en actividades relacionadas con el aprovechamiento del mar. Si a las características de la población, se le suma al creciente aumento del turismo y la falta de oportunidades de desarrollo alternativo, se obtiene como resultado una sobreexplotación de los recursos marinos, como la que se vive actualmente en el área del PNN-CRSB. Se detectaron tres principales barreras en el manejo del parque que le impiden a la UPNN-CRSB lograr sus objetivos, que son el control al libre acceso de personas, la falta de recursos financieros y la limitación a las construcciones en el área.

La evaluación de indicadores de gobernabilidad identificó que el problema de manejo del parque, se puede solucionar diversificando las actividades que les generan ingreso a los pobladores, logrando de tal forma que la dependencia del turismo disminuya y el aprovechamiento de los recursos sea sostenible.

La principal recomendación para hacer un uso sostenible de los recursos naturales y en especial los marinos ofrecidos por el PNN-CRSB, es la de involucrar a la comunidad en la responsabilidad de su manejo. Es importante mejorar los canales de comunicación para establecer deberes y derechos de cada una de las partes involucradas con el fin de lograr los objetivos de conservación y mejorar las condiciones sociales de la comunidad que alberga el parque. En medio de esta situación surge la iniciativa de promover acciones de co-manejo entre la comunidad y la administración del parque. Básicamente se trata de unir la regulación externa formal, impartida por la administración, con las reglas internas informales, propuestas por la comunidad en el marco de sus realidades particulares. Esta combinación de acciones permitirá formular medidas adaptables y más eficientes para la administración del Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo.

4.2.10. Tamaño y composición de dos formaciones coralinas del santuario de fauna y flora Malpelo, Pacífico colombiano¹⁰

A 490km de la costa pacífica colombiana, el Santuario de Fauna y Flora Malpelo es una de las cuatro localidades con formaciones coralinas del Pacífico colombiano y el único de carácter oceánico (Zapata y Vargas-Ángel, 2003). Dada su remota ubicación (3°51'07" N y 81°35'40" O) las formaciones coralinas de Malpelo revisten gran importancia desde el punto de vista biogeográfico, al tiempo que muestran singularidades en comparación con las formaciones costeras, como la presencia de grandes colonias de corales zooxantelados hasta los 30 m de profundidad. Debido a su aislamiento los estudios de estas formaciones han sido más bien escasos (Birkeland *et al.*, 1975; Prah, 1990; Brando *et al.*, 1992; Garzón-Ferreira y Pinzón, 1999; Zapata y Vargas-Ángel, 2003). Por ejemplo, no existe información sobre el área que ocupan estas formaciones ni descripciones detalladas de cada una de ellas. En este documento se presenta una descripción cualitativa detallada de las dos principales formaciones coralinas del SFF Malpelo, conocidas como El Arrecife y La Nevera. El trabajo se realizó en el segundo crucero de investigación de 2006 del Proyecto Seascape financiado por Conservación Internacional y Walton Family Foundation, coordinado por la Fundación Malpelo.

En un total de 14 buceos con SCUBA en 6 días, 11 en El Arrecife y 3 en La Nevera (ver Figura 5 en Zapata y Vargas-Ángel, 2003), se midió el área y se hizo una descripción detallada de la distribución de las especies en estas formaciones. Las mediciones se hicieron desde el inicio de la formación propiamente dicha (donde el sustrato está ocupado por colonias coralinas de manera más bien continua) y siguiendo la isóbata de los 13m para el caso de El Arrecife y la de 25m en La Nevera. En El Arrecife se midió la longitud de la formación y se realizaron mediciones transversales cada 60m, partiendo de la isóbata de los

10. Contribución del Grupo de Investigación en Ecología de Arrecifes Coralinos de la Universidad del Valle, realizado dentro del marco del proyecto Seascape, coordinado por la Fundación Malpelo y financiado por Conservación Internacional y Walton Family Foundation. Investigador principal Fernando Zapata Rivera

13 m hacia la zona más profunda y después hacia la zona más somera con crecimiento coralino. Al tiempo se tomaron datos sobre las especies predominantes en cada sector, lo que permitió hacer un mapa de cada formación. En La Nevera sólo se realizó la medición longitudinal y una transversal.

El Arrecife. Empieza como una formación más o menos continua ~60 m hacia el suroeste del sitio conocido como “El Arenal” y se extiende 400m hacia el noreste, finalizando en la pared conocida como “La cara del fantasma”. La menor profundidad en que se registraron colonias de corales hermatípicos fue de 4m y la máxima fue de 3m. El ancho máximo registrado para El Arrecife fue de 78,3 m (Figura 4-29). Partiendo de esas mediciones se calculó el área aproximada de la formación sumando las áreas de cada trapecioide formado por las mediciones transversales cada 60m de longitud (7 en total). Así, el área estimada fue de 23360m², o 2,34ha. Como ha sido señalado (Birkeland *et al.*, 1975; Zapata y Vargas-Ángel, 2003), en El Arrecife existe una zonación en la distribución vertical de las especies de coral, con los pocilloporídeos, especialmente *Pocillopora capitata* y *Pocillopora eydouxi*, dominando la parte somera entre 4 y 13m, donde también son comunes colonias dispersas de *Porites lobata*. A partir de esa profundidad empiezan a dominar los corales masivos, especialmente *Pavona clavus* y *P. lobata* hasta 18 a 20m, profundidad a partir de la cual disminuye su dominancia para dar paso a una mayor presencia de especies como *Pavona varians* y *Pavona chiriquiensis*, ya entre los 26 a 30m es notoria la abundancia de *Gardineroseris planulata*. Por otra parte, es interesante la escasez de especies reportadas previamente como *Pocillopora elegans* (Prahly y Erhardt, 1985), de la que sólo se observaron dos colonias, *Pavona maldivensis* (Garzón-Ferreira registro fotográfico en Zapata y Vargas-Ángel, 2003) de la que se observaron pocas colonias en un parche muy localizado y *Pavona gigantea* (Prahly y Erhardt, 1985; Prahly, 1990) de la que se observaron sólo tres colonias. Quizá debido a su escasez estas tres especies han pasado más bien desapercibidas en los estudios previos; por ejemplo *P. elegans* es mencionada en Prahly y Erhardt (1985), pero no en Garzón-Ferreira y Pinzón (1999); y *P. maldivensis* fue mencionada solo hasta el 2003 por Zapata y Vargas-Ángel.

La Nevera: Esta formación es más pequeña que El Arrecife, con una extensión de crecimiento coralino continuo de sólo 230m. Sin embargo, aproximadamente a unos 50m de terminada la formación se pueden observar nuevamente grandes parches de *P. maldivensis* y *P. varians*. La Nevera se localiza en el costado suroeste de la isla, en una pequeña bahía protegida del oleaje por la saliente de El Mirador. Está constituida principalmente por colonias masivas entre los 20 y 30m de profundidad, con una gran dominancia de Pavónidos. En esta formación se realizó la medición longitudinal y solamente una transversal (20m entre los 20 a 30m, Figura 4-30). No obstante, asumiendo una forma rectangular y que la única medición transversal es una buena representación del ancho de la formación, el área estimada es de 4600m² (0,46ha). Quizá más importante que el tamaño, una característica de La Nevera es que el crecimiento de corales está concentrado por debajo de los 18m, con una gran dominancia del género *Pavona* y con una buena representación de algunas especies que son escasas en El Arrecife. Tal es el caso de *P. gigantea* y *P. maldivensis*, de las que se encuentran grandes parches de colonias bien

desarrolladas. También es notoria la presencia de grandes colonias de *P. lobata* (de color verde) creciendo a manera de tejados en la pared vertical entre los 8 a 15m, aproximadamente (Figura 4-31). Igualmente, se encuentran algunas colonias de *P. capitata* y *P. eydouxi* creciendo sobre la pared cerca de los tejados de *P. lobata* y por encima de los 8 m de profundidad.

4.2.11. Estructura de la comunidad de peces en dos formaciones coralinas de isla malpelo, pacifico colombiano¹¹

Aunque la ictiofauna de las islas oceánicas del Pacífico Oriental Tropical (POT), excepto quizás por la de las Islas Revillagigedo, es relativamente bien conocida (Rubio *et al.*, 1992; Allen y Robertson, 1996; Robertson y Allen, 1996; Grove y Lavenberg, 1997; Garrison, 2000; Robertson y Allen, 2002), hasta ahora no se ha realizado ningún estudio que describa la estructura de la comunidad de peces en ninguna de estas islas. Tal es el caso de Isla Malpelo, una pequeña isla oceánica que yace ~ 498km al este del puerto de Buenaventura, cuya ictiofauna es relativamente bien conocida a pesar de su localización remota (McCosker y Rosenblatt, 1975; Findley, 1975; Rubio *et al.*, 1992; Allen y Robertson, 1992a, b). En este estudio describimos la estructura de la comunidad de peces asociados a dos formaciones coralinas de Isla Malpelo: “El Arrecife”, ubicada en una pequeña bahía en la costa oriental, y “La Nevera” localizada en una pequeña bahía protegida en el lado suroccidental de la isla. El Arrecife y La Nevera difieren principalmente en el área coralina (2,34 vs. 0,46ha, respectivamente) y rango de profundidad (4-30m vs. 20-30m, respectivamente), así como en la composición y morfología de las especies de coral dominantes.

Se realizaron 20 censos visuales de peces en “El Arrecife” y 10 censos en “La Nevera” sobre transectos cinturón de 30 x 2m, en los cuales se registró el número de individuos por especie. Adicionalmente, en cada sitio se registraron todas las especies observadas durante dos recorridos erráticos de 20 min. cada uno, las cuales se consideraron para el estimativo total de riqueza de especies, pero no en los análisis de diversidad y abundancia relativa.

Se registró una baja riqueza total de especies para los dos arrecifes combinados (66 especies). Sin embargo, el esfuerzo de muestreo fue bajo en este estudio, y el total de especies registradas en los censos representa sólo el 45% de los peces óseos arrecifales reportados para Malpelo (Rubio *et al.* 1992; Robertson y Allen, 2002). No obstante, la riqueza de peces en las formaciones coralinas de Malpelo no fue mucho más baja que la registrada en un arrecife coralino de Gorgona (72 especies; Zapata y Morales 1997, Alzate 2006).

11. Realizado en el marco del proyecto “Promoting Marine Conservation through World Heritage in the Eastern Tropical Pacific Subcomponent Malpelo FFS”, ejecutado por la Fundación Malpelo y Otros Ecosistemas Marinos dentro de la iniciativa “Tropical Eastern Pacific Seascape” financiada por Conservation International, UNESCO y la Walton Family Foundation.

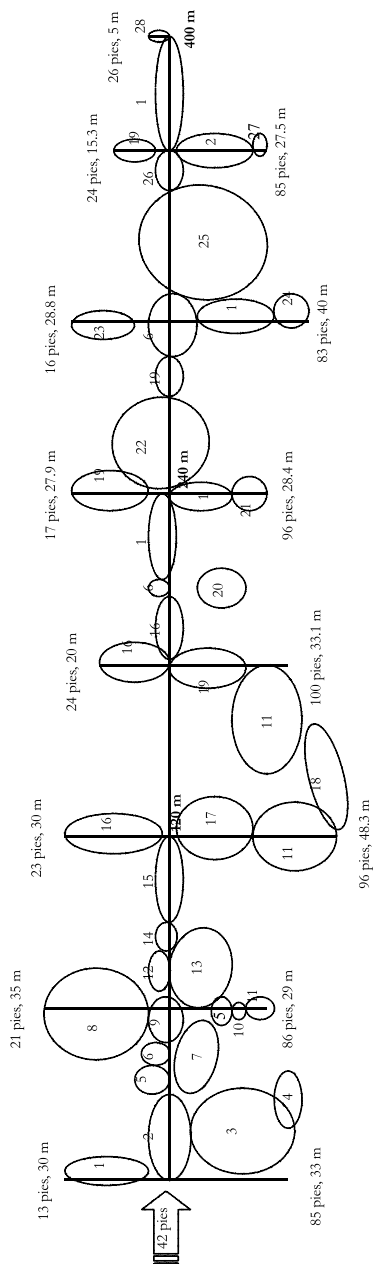


Figura 4-29. Medicinas de El Arrecife en una vista plana. Las longitudes son dadas en metros y las profundidades en pies. El tamaño de los círculos es proporcional al tamaño relativo (estimado) de los parches. 1. *P. capitata* y *P. lobata*. 2. *P. capitata* con algamas colonias de *P. lobata* y *P. davus*. 3. Zona de *P. davus* con crecimiento tabular. 4. *P. lobata*, *G. planulata* y *P. gigantea*. 5. *P. gigantea*. 6. *P. lobata*. 7. *P. lobata* y *P. eydouxi*. 8. El Arrecife. Arena sin coral, solo al final una pared con *P. capitata*. 9. Colonias como repollos de *Podilopora eydouxi*? (*capitata*?). 10. *P. gigantea*. 11. *P. davus* y *G. planulata*. 12. *P. capitata* sobre arena y cascajo. 13. Esqueletos viejos de *Podilopora* spp. 14. Rocas grandes con *P. lobata*. 15. *P. capitata* y *P. lobata* sobre grandes rocas muy cerca de la pared de la isla. 16. *P. capitata* y *P. lobata*. 17. Predominan *P. varians* y *P. davus*. 18. Roca y arena con escasas colonias de *G. planulata* y *P. chiriquiensis*. 19. *P. capitata*. 20. *P. multidivensis*. 21. *P. davus*, *P. chiriquiensis* y *G. planulata*. 22. Zona de derrumbe con pocas colonias de *P. capitata* y *P. lobata*. 23. *P. capitata* y *P. chiriquiensis*. 24. Varias colonias grandes de *P. chiriquiensis* y algunas *P. davus*. 25. Parche grande de *P. lobata* con algunas colonias de *P. davus*. 26. *P. eydouxi*. *P. capitata* y *P. lobata*. 27. *G. planulata*. 28. Termina la formación en una pared bajo "La Cara del Pantasma". Colonias de *P. lobata* en forma de tejados, algamas *P. davus* creciendo perpendicularmente a la pared y escasas colonias de *P. Capitata*

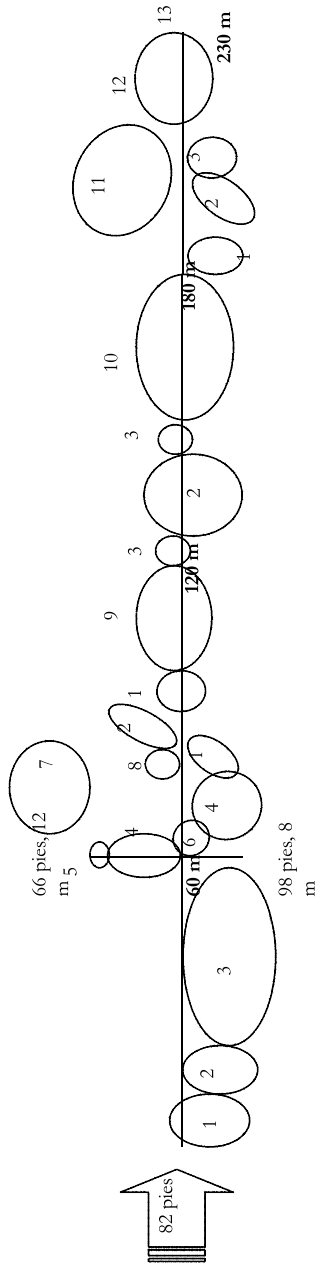


Figura 4-30. Medidas de La Nevera en una vista plana. Las longitudes son dadas en metros y las profundidades en pies. El tamaño de los círculos es proporcional al tamaño relativo (estimado) de los parches. 1. *P. varians*. 2. *P. gigantea*. 3. *P. clavus*. 4. *P. maldivensis*. 5. *P. lobata*. 6. *P. maldivensis* y *P. varians*. 7. Tejados de *P. lobata* color verde creciendo en la pared entre 26 a 52 pies. 8. *P. chiriquiensis*. 9. *P. gigantea* y *P. maldivensis*. 10. Predomina *P. gigantea*, pero también hay *P. clavus* y *P. varians*. 11. Zona grande de *P. lobata* hasta aproximadamente 49 pies. 12. Colonias dispersa de *P. gigantea*, *P. maldivensis*, *P. lobata*, *P. varians* y *P. chiriquiensis*. 13. Termina la formación como un continuo, pero aproximadamente a los 280 m hay nuevamente grandes parches de *P. maldivensis* y *P. Varians*.

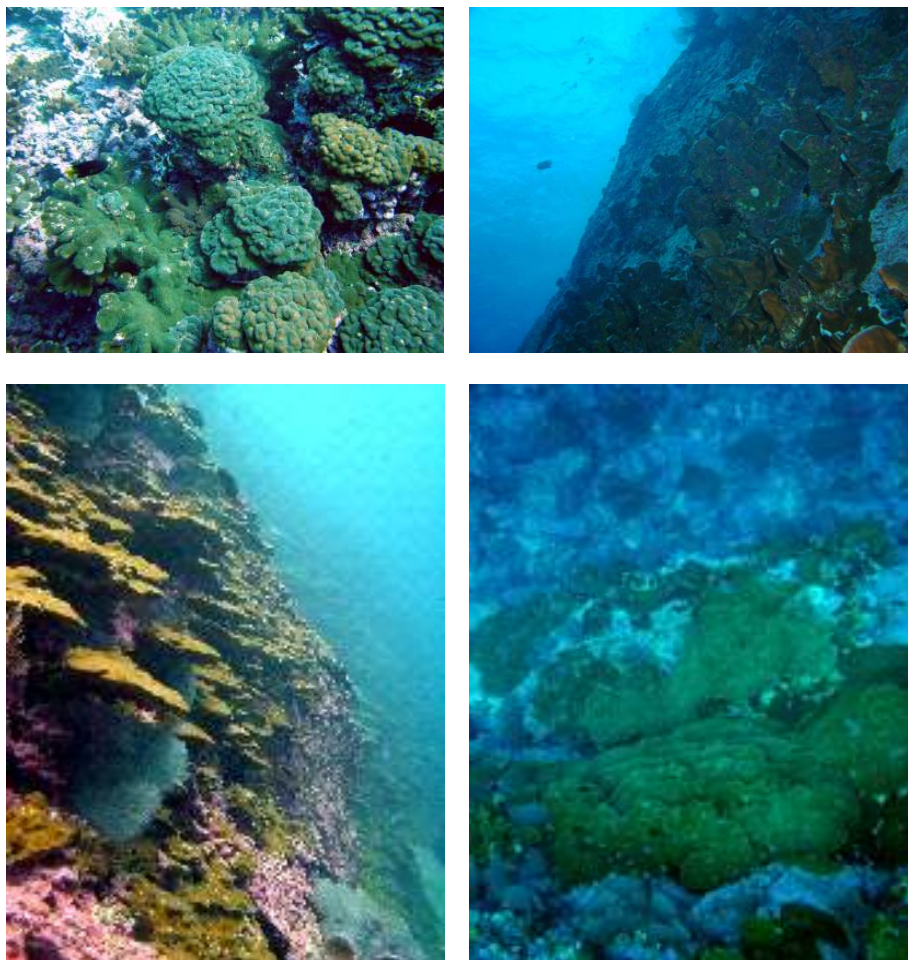


Figura 4-31. Formaciones coralinas del Santuario de Fauna y Flora Malpelo. Arriba izquierda: Colonias de *Pocillopora eydouxi* con crecimiento a manera de “repollo” entre los 10 a 13 m de profundidad en El Arrecife. Arriba derecha: Vista desde abajo de colonias de *Pavona davus* creciendo perpendiculares a la pared en La Nevera (costado norte) entre los 10 a 15 m de profundidad. Abajo izquierda: Vista lateral de colonias de *Porites lobata* creciendo a manera de “tejas” en La Nevera hasta los 15 m de profundidad. Abajo derecha: Vista desde arriba de tejas de *Porites lobata* en La Nevera entre los 8 a los 16 m de profundidad. Fotos: Alberto Rodríguez-Ramírez, INVEMAR

El Arrecife presentó una mayor riqueza de especies (60, cuatro de ellas sólo en censos erráticos) que La Nevera (42, tres de ellas sólo en censos erráticos). Sin embargo, los promedios de riqueza (S) y diversidad (H') de especies calculados para los transectos no fueron diferentes (El Arrecife: $S = 21,7$, $H' = 2,18$; La Nevera: $S = 20,6$, $H' = 2,19$), y por lo tanto las dos comunidades no difirieron en la diversidad dentro del hábitat. Sin embargo, una comparación de las curvas de rarefacción de especies demostró que para un mismo esfuerzo de muestreo El Arrecife tuvo una mayor riqueza de especies que la Nevera. Por lo tanto, la diferencia en la riqueza total entre los sitios puede ser explicada por una diferencia en la diversidad de hábitats entre los sitios. El Arrecife presenta una mayor diversidad de hábitats y tipos de sustrato, y un mayor rango de profundidad que La Nevera, a lo largo del cual se observa una marcada zonación de especies de coral (Birkeland *et al.*, 1975; Garzón-Ferreira y Pinzón, 1999). La riqueza de hábitats y la complejidad topográfica asociada influyen sobre la diversidad de especies (e.g., Chittaro, 2004) y podrían explicar las diferencias entre los sitios.

En general el orden de abundancia relativa de las especies fue similar en los dos arrecifes. Siete especies representaron el 81,2% de la abundancia total en ambas comunidades. En términos de abundancia relativa, *Paranthias colonus* fue notablemente más abundante en La Nevera, mientras que *Stegastes arcifrons*, *Apogon atradorsatus* y *Lutjanus viridis* fueron más abundantes en El Arrecife. En ambos arrecifes se presentaron más especies con abundancias bajas y menos especies con abundancias altas, de manera que en ninguno la distribución de abundancias entre las especies difirió de un modelo log-normal.

En El Arrecife, las familias con mayor número de especies fueron Serranidae (6), Pomacentridae (4), Labridae, Acanthuridae, Balistidae, Tetraodontidae y Carangidae (3). En La Nevera, las familias con mayor número de especies fueron Serranidae (7), Pomacentridae (4) y Labridae (3). En términos de las especies exclusivas observadas en cada sitio, la estructura taxonómica de El Arrecife difirió parcialmente de la de La Nevera, ya que 20 especies (35,7% del total de especies observadas en todos los transectos) se observaron únicamente en El Arrecife, en contraste con sólo cuatro especies (7,1%) exclusivas de La Nevera. Tales diferencias fueron más notables al comparar la composición y abundancia de especies mediante un análisis de agrupamiento. Primero, más de la mitad de los transectos de La Nevera formaron un grupo (Figura 4-32, grupo 1), separado de otro grupo distintivo compuesto por transectos de El Arrecife (grupo 2). Segundo, el patrón de agrupamiento sugiere que las comunidades de peces son afectadas por la profundidad, ya que una cuarta parte de los transectos de El Arrecife hechos a > 12 m de profundidad ("transectos profundos") se agruparon con transectos de La Nevera (grupo 3). Un cuarto grupo está compuesto sólo por transectos profundos del arrecife.

Las características generales de la comunidad (estructura taxonómica, riqueza y diversidad) fueron similares y no reflejaron las diferencias de hábitat entre los sitios. Sin embargo, el hábitat y la profundidad parecen tener un efecto en las abundancias relativas que se ve reflejado en el análisis de agrupamiento (Figura 4-33).

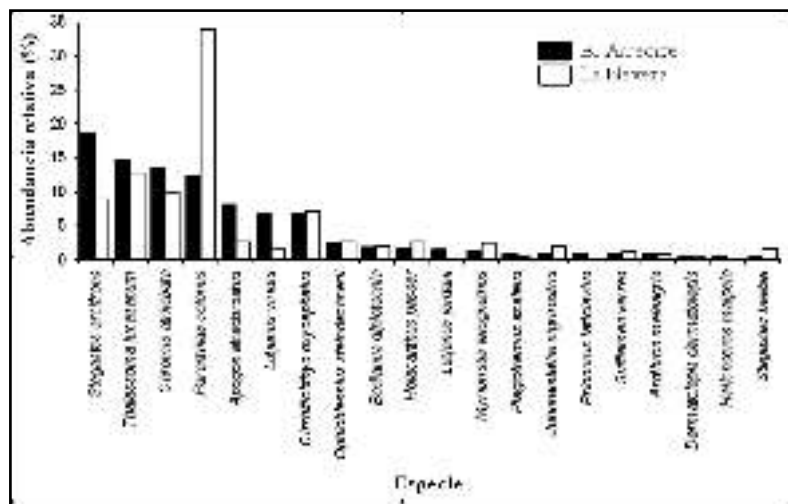


Figura 4-32. Comparación de la abundancia relativa de las 20 especies más abundantes en dos formaciones coralinas de Isla Malpelo

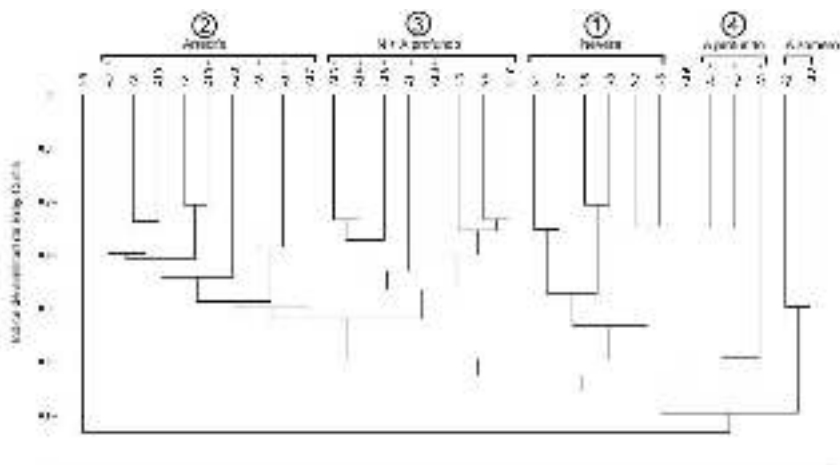


Figura 4-33. Dendrograma de agrupamiento de las comunidades de peces registradas en 30 transectos cinturón hechos en dos formaciones coralinas de Isla Malpelo

4.3. 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. y S. Zea. 1997. Sexual Reproduction of the Reef Coral *Montastrea cavernosa* (Scleractinia: Faviidae) in the Santa Marta Area, Caribbean Coast of Colombia. J. Mar. Biol. 128: 141 - 148.
- Acosta, A.; J.K. Bernal; J. Jaramillo-González; D. Mariño-Correa; M. Ordóñez; J. Camacho; M. Ruiz y D. Álvarez. 2006. Investigaciones desde la Perspectiva de la Conectividad y el Reclutamiento Coralino para el Entendimiento del Estado, Estructura y Dinámica de los Arrecifes Coralinos (Caribe). 96-100. En: INVEMAR, Informe del Estado de los Ambientes Marinos y Costeros de Colombia: Año 2005. (Serie de publicaciones periódicas/INVEMAR; No. 8). Santa Marta. 360 p.
- Allen, G.R. y D.R. Robertson. 1992a. Three new species of triplefins (Pisces: Tripterygiidae) from Malpelo and Socorro Islands, in the tropical eastern Pacific. Revue Francaise de Aquariologie, 19:53-56
- Allen, G.R. y D.R. Robertson. 1996. An annotated checklist of the fishes of Clipperton Atoll, tropical eastern Pacific. Rev. Biol. Trop. 45:813843.
- Alvarado, E.M., F. Duque, L. Flórez y R. Ramírez. 1986. Evaluación cualitativa de los arrecifes coralinos de las Islas del Rosario (Cartagena - Colombia). Boletín Ecotrópica: Ecosistemas Tropicales. (15): 1-30.
- Alvarado, E.M. y M.C. Corchuelo. 1992. Los nutrientes, la temperatura y la salinidad provenientes del Canal del Dique como factores de deterioro en el Parque Nacional Natural Corales del Rosario (Cartagena, Colombia). Congreso Centroamericano y del Caribe de Ciencias del Mar. VIII Seminario Nacional de Ciencias y Tecnologías del Mar. Memorias. Comisión Colombiana de Oceanografía. 277-288.
- Alzate, A. 2006. El papel del hábitat como un determinante de la estructura de la comunidad de peces arrecifales. Tesis de pregrado. Universidad del Valle, Cali, Colombia.
- Antonius, A. 1972. Occurrence and distribution of stony corals (Anthozoa and Hydrozoa) in the vicinity of Santa Marta, Colombia. Mitt. Inst. Colombo-Alemán Invest. Cient., 6: 89-103.
- Ardila, N., G.R. Navas y J. Reyes. 2002. Libro rojo de invertebrados marinos de Colombia. Bogotá, Colombia: INVEMAR y Ministerio del Medio Ambiente. La serie de Libros Rojos de Especies Amenazadas de Colombia. 180 p.
- Aronson, R.B. y W.F. Precht. 1995. Landscape patterns of reef coral diversity: A test of the intermediate disturbance hypothesis. Journal of experimental marine biology and ecology. 192: 1-14.
- Aronson, R.B., W.F. Precht, I.G. Macintyre. 1998. Extrinsic control of species replacement on a Holocene reef in Belize: the role of coral disease. Coral reefs 17: 223-230.
- Aronson, R.B., W.F. Precht, M.A. Toscano y K.H. Koltes. 2002a. The 1998 bleaching event and its aftermath on a coral reef in Belize. Mar. Biol., 141: 435-447

- Aronson, R.B., I.G. Macintyre, W.F. Precht, T.J.T. Murdoch and C.M. Wapnick. 2002b. The expanding scale of species turnover events on coral reefs in Belize. *Ecological Monographs*. 72:233-249.
- Babcock, R.C.; Bull G.D.; Harrison, P.L.; Heyward, A.J.; Oliver J.K.; Wallace, C.C. Y Willis, B.L. 1986. Synchronous spawnings of 105 scleractinian coral species of the Great Barrier Reef. *Mar. Biol.* 90: 379 - 394.
- Baggett, L.S. y T.J. Bright. 1985. Coral recruitment at the east Flower Garden Reef (Northwestern Gulf of México). *Proc. 5th Int. Coral Reef Sym.* (4): 379-384.
- Bak, R. y S. Criens. 1981. Survival after fragmentation of colonies of *Madracis Mirabilis*, *Acropora palmata* and *A. cervicornis* (Scleractinia) and the subsequent impact of a coral disease. *Proceedings of the Fourth International Coral Reef Symposium*. Manila. 2: 221 227.
- Bak, M. P. y H. Meesters, H. 1999. Population structure as a response of coral communities to global change. *American Zoologist*. 39 (1): 56-65.
- Bell, J.D. y R. Galzin. 1984. Influence of live coral cover on coral reef fish communities. *Marine Ecology Progress Series*, 15:265-274.
- Bellwood D. R., T. P. Hughes., C. Folke y M. Nystrom. 2004. "Confronting the coral reef crisis". *Nature* 429: 827-833.
- Birkeland, C., D. L. Meyer, J. P. Stames y C. L. Buford. 1975. Subtidal Communities of Malpelo Island. Págs. 55-68. En: Graham, J.B. (Ed.). *The biological investigation of Malpelo Island, Colombia*. Smithsonian Contributions to Zoology 176. 98p.
- Birkeland, C. (Ed.). 1997. *Life and death of corals reefs*. Chapman & Hall, Nueva York, 536p.
- Bowden, B. Coll, J., Tapiolas, D Y Willis, R. 1985. Some chemical aspects of spawning in alcyonacean corals. *Proc. Int. Coral Reef Symp.* 5th. 4: 325 - 329.
- Brando, A., H. von Prahly y J.R. Cantera. 1992. *Malpelo isla oceánica de Colombia*. Banco de Occidente. O.P. Gráficas Ltda., Bogotá. 195 p.
- 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 reefs ecosystems*. 44p.
- Caballero, H., G. Varona y Y.García. 2004. Estructura Ecológica de las Comunidades de Corales de la Costa Oriental de Bahía Cochinos, Cuba. *Rev. Invest. Mar.* 25 (1): 23-26.
- Carlson, D. 2002. Production and supply of larvae as determinants of zonation in a brooding tropical coral. *J. Exp. Mar. Biol. and Ecol.* 268: 33-46.
- Cendales, M.H. 1999. Cartografía, composición y estado actual de los biótupos marinos arrecifales de Isla Rosario, Isla Barú y de los bajos intermedios del Archipiélago del Rosario. Trabajo de grado para optar al título de Biólogo. Universidad Nacional de Colombia. Bogotá. 113 p.
- 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)". *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias*, 26(101): 497-510.
- 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.
- Coral, A y A. Caicedo. 1983. Descripción de la formación arrecifal de Isla Grande (Islas del Rosario) con anotaciones ecológicas. Tesis profesional para optar al título de Biólogo Marino. Universidad Jorge Tadeo Lozano. Cartagena. 110 p.
- Davies, P.S.1989. Short-term growth measurements of corals using an accurate buoyant weighing technique. *Marine Biology* 101, 389395.
- 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. Zapata & S. Zea. 2000. Áreas coralinas de Colombia. INVEMAR. Serie publicaciones especiales No. 5. Santa Marta, 176 p.
- Díaz-Pulido, G. y J. Garzón-Ferreira. 2002. Seasonality in algal assemblages on upwelling-influenced coral reefs in the Colombian Caribbean. *Botánica Marina*. 45: 284-292.
- Endean, R. y A.M. Cameron. 1990. Trends and new perspectives in coral-reef ecology: 469-492. En: (Dubinsky, Z. Ed.) *Ecosystems of the World* 25. Coral Reefs. Elsevier Science B.V. Amsterdam, The Netherlands. 550 p.
- Edmunds, P.J. 2000. Patterns in the distribution of juvenile corals and coral reef community structure in St. John, US Virgin Islands. En: *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 202: 113-124 pp
- Erhardt, H.. y B. Werding. 1975. Los corales (Anthozoa e Hidrozoa) de la bahía de Santa Marta, Colombia. *Boletín Museo del Mar*, 7:3-50.
- Fabricius, K. 2005. Effects of terrestrial runoff on the ecology of corals and coral reefs: review and synthesis En: *Marine Pollution Bulletin*, 50:125146.
- Fadlallah, Y. H. 1985. Reproduction in the coral *Pocillopora verrucosa* on the reef adjacent to the industrial city of Yanbu, Red Sea, Saudi Arabia. *Proc. Int. Coral Reef Symp.* 5th. 4:314 318.
- Findley, L.T. 1975. A new species of goby from Malpelo Island (Teleostei: Gobiidae: Chriolepis). Págs. 94- 98. En: Graham, J.B. 1975. The biological investigation of Malpelo Island, Colombia. *Smithsonian contribution to zoology*. Número 176. 98p.
- Franco, A. 2005. Oceanografía de la ensenada de Gaira El Rodadero, más que un centro turístico en el Caribe colombiano-. Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano. Facultad de Biología Marina. Bogotá 58 pp.
- 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. *Conservation Biology*. 17(6): 1769-1784.
- García, R. 1994. Crecimiento, sobrevivencia, regeneración y reproducción de la especie *Acropora palmata* (Lamarck, 1886) en el Parque Nacional Corales del Rosario, Caribe colombiano. Trabajo de Grado. Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano. Cartagena. 124 pp.
- Garrison, G. 2000. Peces de la isla del Coco. Instituto nacional de biodiversidad. 393p.

- Garzón-Ferreira, J. y M. Cano. 1991. Tipos, Distribución, Extensión y Estado de Conservación de los Ecosistemas Marinos Costeros del Parque Nacional Natural Tayrona. Reporte Final, INVEMAR, Santa Marta, 82p.
- Garzón-Ferreira, J. y M. Kielman. 1993. Extensive mortality of corals in the Colombian Caribbean during the last two decades. Proceedings of the Colloquium on Global Aspects of Coral Reefs: Health, Hazards and History. Rosenstiel School of Marine and Atmospheric Science, University of Miami. 247-253.
- 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. Pinzón. 1999. Evaluación rápida de estructura y salud de las formaciones coralinas de la Isla de Malpelo (Pacífico colombiano). Bol. Invest. Mar. Cost., 28: 137-154.
- Garzón-Ferreira J. y J.M. Díaz. 2003. Assessing and monitoring coral reef condition in Colombia during the last decade: 51-58. In Done, T. y D. Lloyd (Eds.): Information, management and decision support for marine biodiversity protection and human welfare: coral reefs. AIMS, Townsville, Australia.
- 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-Chavarro, R. Navas-Camacho y 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, 178p.
- Garzón-Ferreira J., A. Rodríguez Ramírez, S. Bejarano-Chavarro, R. Navas-Camacho y 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. 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., A. Rodríguez Ramírez, S. Bejarano-Chavarro, R. Navas-Camacho y C. Reyes-Nivia. 2004. Estado de los arrecifes coralinos en Colombia: 77-135. En Informe del estado de los ambientes marinos y costeros en Colombia: año 2003. INVEMAR, Serie de Publicaciones Periódicas No. 8, Santa Marta, 329p.
- Gil-Agudelo, D.L.; J. Garzón-Ferreira; A. Rodríguez-Ramírez; M.C. Reyes-Nivia; R. Navas-Camacho; D.E. Venera-Ponton; G. Díaz-Pulido y J.A. Sánchez. 2006. Estado de los Ecosistemas Marinos y Costeros, Blanqueamiento Coralino en Colombia Durante el Año 2005. 83-87. En: INVEMAR, Informe del Estado de los Ambientes Marinos y Costeros de Colombia: Año 2005. (Serie de publicaciones periódicas/INVEMAR; No. 8). Santa Marta. 360 p.
- Gilmour, J. 1999. Experimental investigation into the effects of suspended sediment on

- fertilization, larval survival and settlement in a scleractinian coral. En: *Mar. Biol.* 135: 451-462 pp
- Ginsburg RN, E. Gischler y W.E. Keine. 2001. Partial mortality of massive reef-building corals: an index of patch reef condition, Florida Reef Tract. *Bulletin of Marine Science.* 69 (3): 1149-1173.
- Gittings, S.R., G.S. Boland, K.J.P. Deslarzes, C. L. Combs, B.S. Holland y T. J. Bright. 1992. Mass spawning and reproductive viability of reef corals at the east Flower Garden Bank, Northwest Gulf of Mexico. *Bull. Mar. Sci.* 51: 420 - 428.
- Gladfelter, E., R. Monohan y W. Gladfelter. 1978. Growth rates of five reef-buildings corals in the north eastern Caribbean. *Bull. Mar. Sci.* 28: 728-734.
- Glynn, P.W., Colley, S.B.; Ting J.H.; Mate, J.L. Y Guzmán, H.M. 2000. Reef coral reproduction in the eastern Pacific: Costa Rica, Panamá and Galápagos Islands (Ecuador). IV Agariciidae, recruitment and recovery of *Pavona varians* and *Pavona* sp.a. *Mar. Biol.* 136: 785 - 805.
- Graff, M., G. Geertjes y J. Videler. 1999. Observations on spawning of scleractinian corals and other invertebrates on the reefs of Bonaire (Netherlands, Caribbean). *Bull. Mar. Sci.* 64: 189 - 194.
- Gratwicke, B., y M.R. Speight. 2005a. The relationship between fish species richness, abundance and habitat complexity in a range of shallow tropical marine habitats. *Journal of Fish Biology*, 66:650-667.
- Gratwicke, B. y M.R. Speight. 2005b. Effects of habitat complexity on Caribbean marine fish assemblages. *Marine Ecology Progress Series*, 292:301-310.
- Green, E.P. y A.W. Bruckner. 2000. The significance of coral disease epizootiology for coral reef conservation. *Biological conservation* 96: 347-361.
- Grigg R.W. y S.J. Dollar. (1990). Natural and anthropogenic disturbance on coral reefs: 439-452 En: Dubinsky, Z. (Ed.): *Coral Reefs*. Elsevier Science Publisher B.V., Amsterdam.
- Grove, J. S. y R. J. Lavenberg. 1997. *The fishes of the Galápagos Islands*. Stanford University Press. Stanford. 863p.
- Gust, N., J.H. Choat y M.I. McCormick. 2001. Spatial variability in reef fish distribution, abundance and biomass: a multi-scale analysis. *Marine Ecology Progress Series*, 214:237-251.
- Guzmán, H.M.; J.B. Jackson y E. Weil. 1991. Short-term ecological consequences of a major oil spill on Panamanian subtidal reef corals. *Coral Reefs.* 10 (1): 1 - 12.
- Harriot, V. J. 1983. Reproductive ecology of four scleractinian corals at Lizard Island, Great Barrier Reef. *Coral Reefs.* 2: 9 - 18.
- Harrison, P.L. 1985. Sexual characteristics of Scleractinian corals: systematic and evolutionary implications. *Proc. Int. Coral Reef Symp.*, 5th. 4: 337 - 342.
- Harrison, P. L. y C. C. Wallace. 1990 a. Coral reproductive biology. 7. En: Dubinsky Z (Ed). *Ecosystems of the world.* 25. Coral Reef. Elsevier Science Publishers, New York. 133 - 207.
- Harrison, P.L. y C.C. Wallace. 1990 b. Reproduction, dispersal and recruitment of

- scleractinian corals. 133-208. En: (Dubinsky, Z. Ed.) Ecosystems of the World 25. Coral Reefs. Elsevier Science B.V. Amsterdam, The Netherlands. 550 p.
- Hoshino, K., M. Brandt, C. Manfrino, B. Riegl y S. Steiner. 2003. Assessment of the coral reef of the Turks and Caicos Island (part 2: fish communities): 480-499. En J.C. Lang (Ed.). Status of coral reefs in the Western Atlantic: Results of initial surveys, Atlantic and gulf Rapid Reef Assessment (AGRRA), Program, Atoll Research Bulletin.
- Hughes T. 1984. Population Dynamics Based on Individual Size Rather than Age: A General Model with a Reef Coral Example. *The American Naturalist*, Vol. 123, No. 6, pp. 778-795.
- Hughes, T. P. 1994. Catastrophes, phase shift and large-scale degradation of a Caribbean coral reef. *Science* 265: 1547-1551.
- Hughes T. P. y J.B. Jackson. 1985. Population Dynamics and Life Histories of Folioseous Corals. *Ecological Monographs*, Vol. 55, No. 2, pp. 141-166.
- Humann P. y N. DeLoach. 2002. Reef Coral Identification Florida Caribbean Bahamas, New World Publications INC., USA, Pág 137-147.
- Kaczmarek, L., M. Draud, M. y E. Williams. 2005. Is there a relationship between proximity to sewage effluent and the prevalence of coral disease?. *Caribb. J. Sci.*, 41 (1): 124-137.
- Kinzie, R.A. 1999. Sex, symbiosis and coral reef communities. *Amer. Zool.* 39: 80-91.
- Knowlton, N., J.C. Lang y B.D. Keller. 1990. Case study of natural population collapse: post-hurricane predation on Jamaica Staghorn corals. *Smithsonian Contr. Mar. Sci.*, 31: 1-25 In: *An. Inst. Invest. Mar. Punta Betin.* 24:55-77
- Knowlton, N. 2001. The future of coral reefs. *Proc. Nat. Acad. Sci. U.S.A.* 98(10): 5419-5425.
- Kobayashi, A. 1984. Regeneration and regrowth of fragmented colonies of the hermatipic corals *Acropora formosa* and *Acropora nasuta*. *Galaxea*, 3: 13-23.
- Kojis, B. L. y N. J. Quinn. 1982. Reproductive ecology of two Faviid corals (Coelenterata: Scleractinia). *Mar. Ecol.* 8: 251-255.
- Kramer, P.A., K.W. Marks y T.L. Turnbull. 2003. Assessment of Andros Island Reef System, Bahamas (part 2: fishes): 100-123. En Lang J.C. (Ed.). Status of coral reefs in the Western Atlantic: Results of initial surveys, Atlantic and gulf Rapid Reef Assessment (AGRRA) Program. Atoll Research Bulletin.
- LaJeunesse TC. 2002. Diversity and community structure of symbiotic dinoflagellates from Caribbean reefs. *Marine Biology*, 141: 387-400.
- Lasker, H. R. 1990 Clonal propagation and population dynamics of a gorgonian coral. *Ecology* 71, 1578-1589.
- Lasker H. y M. A. Coffroth. 1999. Responses of Clonal Reef Taxa to Environmental Change. *Amer. Zool.*, 39:92-103.
- Lewis JB. 1997. Abundance, distribution and partial mortality of the massive coral *Siderastrea siderea* on degrading coral reefs at Barbados, West Indies. *Marine Pollution Bulletin*. 34(8): 622-627.

- Lirman, D. 2000. Fragmentation in the branching coral *Acropora palmata* (Lamarck): growth, survivorship, and reproduction of colonies and fragments. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 251: 41- 57.
- López-Londoño, T., R. Navas-Camacho y D.L. Gil-Agudelo. En prep. Abundancia y distribución de corales escleractinios juveniles en formaciones coralinas del Archipiélago de las Islas del Rosario, Caribe colombiano.
- Margalef, R. 1991. *Ecología*. Séptima reimpresión. Ediciones Omega, S.A. Barcelona. 951 p.
- Martínez, S. y A. Acosta. 2006. 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.
- McClanahan, T.R. 1994. Kenyan coral reef lagoon fish: effects of fishing, substrate complexity, and sea urchins. *Coral Reef*, 13(4):231-241.
- McCook, L., 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.
- McCosker, J.E y R.H. Rosenblatt. 1975. págs. 91-93. Fishes collected at Malpelo Island. En: Graham, J.B. *The biological investigation of Malpelo Island, Colombia*. Smithsonian contribution to zoology. Número 176. 98p.
- Meesters, E., J. Wesseling y R. Bak. 1996. Partial mortality in three species of reef-building corals and the relation with colony morphology. *Bull. Mar. Sci.* 58 (3): 838-852.
- 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-Bonilla, M. y J. Valderrama. 2002. Estado actual y crecimiento de las especies coralinas *Acropora palmata* (Lamarck) Veron, 2000 y *Acropora cervicornis* (Lamarck) Veron, 2000 en el Parque Nacional Natural Tayrona, Caribe colombiano. Trabajo de grado. Universidad Jorge Tadeo Lozano. 110 pp.
- Nemeth, R.S., L.D. Whaylen y C.V. Pattengill-Semmens. 2003. A rapid assessment of coral reefs in the Virgin Island (part 2: fishes): 566-589. En Lang J.C. (Ed.). *Status of coral reefs in the Western Atlantic: Results of initial surveys*, Atlantic and gulf Rapid Reef Assessment (AGRRA) Program. *Atoll Research Bulletin*.
- Olaya-Restrepo, J. 2006. Caracterización de las comunidades de peces arrecifales en el área de Santa Marta (Caribe Colombiano). Trabajo de Grado. Universidad de Antioquia. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Instituto de Biología. Medellín. 70 p.
- Pattengill-Semmens, C.V. y B.X. Semmens. 2003. Status of coral reefs of Little Cayman and Grand Cayman, British West Indies, in 1999 (part 2:fishes): 226-247. En J.C. Lang (Ed.). *Status of Coral Reefs in the western Atlantic: Result of initial Surveys*, Atlantic and Gulf Rapid Reef Assessment (AGRRA) Program. *Atoll Research Bulletin*.
- Peters, E., J. Halas y H. Mccarty. 1986. Calicoblastic neoplasms in *Acropora palmata*, with a review of reports on anomalies of growth and form in corals. *Journal of the National Cancer Institute*. 76 (5): 895-912.

- Pineda I, Martínez L, Bedoya D, Catarroso P y Rojas J. 2006. Plan De Manejo del Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo. UAESPNN. Cartagena, Colombia.
- Pires, D. O. C.B. Castro y C.C. Ratto. 1999. Reef coral reproduction in the Abrolhos Reef Complex, Brazil: the endemic genus *Mussismilia*. *Mar. Biol.* 135: 463 - 471.
- Pomeroy RS, J.E. Parks y L.M. Watson. 2004. How is your AMP doing? A guidebook of natural and social indicators for evaluating marine protected area management effectiveness. IUCN. The World Conservation Union, UK.
- Prahl, H. von. 1990. Malpelo la roca viviente. Fondo FEN COLOMBIA, Editorial Presencia, Bogotá, Colombia.
- Prahl, H. von. y R. Edhardt. 1985. Corales y arrecifes coralinos de Colombia. Ed. Interamericana 295 p.
- Ramírez, G. 1987. Características hidroquímicas y composición química de los sedimentos en la bahía de Nenguange, Caribe colombiano. *An. Inst. Invest. Mar. Punta Betín.* 17: 15-26.
- Reyes-Nivia, M.C., A. Rodríguez-Ramírez y J. Garzón-Ferreira. 2004. Peces asociados a formaciones coralinas de cinco áreas del Caribe colombiano: listado de especies y primeros registros para las áreas. *Bol. Invest. Mar. Cost.*, 33: 99-113.
- 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.
- Richmond, R.H. 1997. Reproduction and recruitment in corals: critical links in the persistence of coral reefs. 175-197. En: (Birkeland, C. Ed.) *Life and Death of Coral Reefs*. Chapman and Hall. New York. 536 p.
- Rinkevich, B. y Y. Loya. 1987. Variability in the pattern of sexual reproduction of the coral *Stilophora pistillata* and *eilat*, Red Sea: a long-term study. *Biol. Bull.* 173: 335 - 344.
- Roberts, C.M. y J.P. Hawkins. 2000. Reservas marinas totalmente protegidas: una guía. Campaña de Mares en Peligro del WWF y Environment Department, University of York 49-60p.
- Robertson, D.R. y G.A. Allen. 1996. Zoogeography of the shorefish fauna of Clipperton Atoll. *Coral Reefs*, 15:121-131
- Robertson, D.R. y G.R. Allen. 2002. Shorefishes of the tropical eastern Pacific: an information system. Smithsonian Tropical Research Institute, Balboa, Panamá.
- 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. 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: 77-144. En Informe del estado de los ambientes marinos y costeros en Colombia: Año 2004. INVEMAR Serie Publicaciones Periódicas 8. Santa Marta, Colombia. 213 p
- Rodríguez-Ramírez, A., M.C. Reyes-Nivia, R. Navas-Camacho, J. Vega-Sequeda, J. Olaya,

- G. Duque, J. Garzón-Ferreira, F. Zapata y C. Orozco. 2006a. Estado de los arrecifes coralinos en Colombia: 71-87. 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
- Rodríguez-Ramírez, A., G. Díaz-Pulido, L. Floréz-Leiva, J. Garzón-Ferreira, D. Gil-Agudelo, M. C. Hurtado, R. Navas-Camacho, C. Orozco, A. Rangel-Campo, M. C. Reyes-Nivia, J. A. Sánchez y D. Venera-Pontón. 2006b. Blanqueamiento coralino en el Caribe colombiano durante el 2005. Libro de Resúmenes II Congreso Colombiano de Zoología. Panamericana Formas e Impresos S. A. 429 p.
- Rodríguez-Ramírez, A., M.C. Reyes-Nivia, R. Navas-Camacho, S. Bejarano, J. Garzón-Ferreira y F. Zapata. 2006c. Status of the coral reefs of Colombia in 2003. Proc. 10th Int. Coral Reef Sym., Okinawa, 976-981.
- Rodríguez-Ramírez, A y N. Santodomingo. 2007. Bases técnicas para el mejoramiento del Plan de Manejo del Área Marina Protegida PNN Tayrona. Documento Técnico. INVEMAR-COLCIENCIAS-UAESPNN. Santa Marta. 61 p.
- Rodríguez-Ramírez, A., M.C. Reyes-Nivia, J. Olaya-Restrepo, J. Vega-Sequeda, N. Santodomingo y K.J. Gómez-Campo. 2007. Estado de las comunidades de peces arrecifales del área de Santa Marta: Un soporte para el manejo del AMP Parque Nacional Natural Tayrona. Informe Final. INVEMAR-COLCIENCIAS-UAESPNN. Santa Marta. 26 p.
- Rogers, C.S., H.C. Fitz, M. Gilnack, J. Beets y J. Hardin. 1984. Scleractinian coral recruitment patterns at Salt River Submarine Canyon, St. Croix, U.S. Virgin Islands. *Coral Reefs*. 3:69-76.
- Rogers, C. y J. Miller. 2006. Permanent 'phase shifts' or reversible declines in coral cover? Lack of recovery of two coral reefs in St. John, US Virgins Islands. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 306: 103-114.
- Rowan R y D.A. Powers. 1991. A molecular genetic classification of zooxanthellae and the evolution of animalalgal symbiosis. *Science*. 251:13481351.
- Rubio, E. A., A. Suárez, F. Estupiñán, W. Henao y B. Vargas. 1992. Los recursos ictiológicos de la Isla de Malpelo (Colombia). I. Una revisión de su conocimiento y nuevos reportes para la ictiofauna de la isla. Memorias del VIII Seminario Nacional de Ciencias y Tecnologías del Mar y Congreso Centroamericano del Caribe en Ciencias del Mar. Comisión Colombiana de Oceanografía. Bogotá. Págs. 642-658.
- Ruppert E. E. y R.D. Barnes. 1996. Zoología de los invertebrados, sexta edición. McGraw-Hill interamericana. México. Pág. 145; 149; 158-365.
- Russ, G.R. 1984. Distribution and abundance of herbivorous grazing fishes in the central Great Barrier Reef. II. Paterns of zonation of mid-shelf and outer-shelf reefs. *Marine Ecology Progress Series*, 20:35-44.
- Sale, P.F. y W.A. Douglas. 1984. Temporal variability in the community structure of fish on coral patch reefs, and the relation of community structure to reef structure. *Ecology*, 65:409-422.
- Sánchez JA. 1995. Benthic communities and geomorphology of the Tesoro Island reefs, Colombian Caribbean. *Anales Instituto Investigaciones INVEMAR*. Punta Betín, 24: 55-77.

- Sánchez JA. 1999. Black coral-octocoral distribution patterns on a deep-water reef, Imelda bank, Caribbean sea, Colombia. *Bulletin of Marine Science*. 65(1): 215-225.
- Sanchez J. A.; E. M. Alvarado, M.F. Gil, H. Charry, O.L. Arenas, L.H. Chasqui y R.P. Garcia. 1999. Synchronous mass spawning of *Montastraea annularis* (Ellis & Solander) and *Montastraea faveolata* (Ellis & Solander) (Faviidae : Scleractinia) at Rosario Islands, Caribbean Coast of Colombia. *Bull. Mar. Sci.* . 65 (3): 873-879.
- Sánchez, J.A. 2004. Evolution and dynamics of branching colonial form in marine modular cnidarians: gorgonian octocorals. *Hydrobiologia* 00: 1-8.
- Sánchez, J.A., H.R. Lasker, E.G. Nepomuceno, J.D. Sánchez & M.J. Woldenberg. 2004. Branching and self-organization in marine modular colonial organisms: A model. *The American Naturalist*. Vol 163 No 3.
- Sánchez JA, 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 (Quitassueño, Serrana, and Roncador Banks, Colombia): multivariate approaches to recommend Marine Protected Areas for the SeaFlower Biosphere Reserve (Archipelago of San Andres and Providencia). *Atoll Research Bulletin*. 531: 1-65.
- Sanjuan-Muñoz, A. 1995. Crecimiento, regeneración, sobrevivencia y reproducción del coral *Acropora cervicornis* (Scleractinia: Acroporidae) en el Parque Nacional Natural Corales del Rosario, Cartagena Colombia. Trabajo de grado. Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano. Cartagena. 190 pp.
- Sarmiento, E.; F.A. Flechas y G.A. Alvis. 1990. Evaluación cuantitativa del estado actual de las especies coralinas del Parque Nacional Natural Corales del Rosario, Cartagena (Colombia). *Ciencias y Tecnologías del Mar. Memorias VII Seminario Nacional. Comisión Colombiana de Oceanografía*. 303-315.
- Schmitt, E.F. y K.M. Sullivan. 1996. Analysis of volunteer method for collecting fish presence and abundance data in the Florida Keys. *Bull. Mar. Sci.*, 59(2): 404-416.
- Schuhmacher, H. 1978. Arrecifes coralinos: su extensión, mundo animal y ecología. Omega S.A. Barcelona. 288p.
- Shinn, E. 1966. Coral growth rate, an environmental indicator. *J. Paleontology*. 40 (2): 233-240.
- Smith, S.R. 1997. Patterns of coral settlement, recruitment and juvenile mortality with depth at Conch Reef, Florida. *Proc. 8th Int. Coral Reef Sym.* (2): 1197-1202.
- Solano, O.D.; G. Navas 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.
- Soong, K. 1991. Sexual reproductive patterns of shallow-water reef corals in Panama. *Bull. Mar. Sci.* 49 (3): 832 - 846.
- Soong, K. 1992. Reproduction and colony size of reef coral species. *Proc. 7th Int. Coral Reef Sym.* Section nine, Abstracts. p 503.
- 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. 2004. Disease and immunity in Caribbean and Indo-Pacific zooxanthellate corals. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 266: 273-302.
- Szmant, A. M. 1986. Reproductive ecology of Caribbean reef corals. *Coral Reefs*. 5: 43 - 53.
- Szmant, A. M., M. Reuter y L. Riggs. 1985. Sexual reproduction of *Favia fragum*: lunar patterns of gametogenesis, embryogenesis and planulation in Puerto Rico. *Bull. Mar. Sci.* 37: 880-892.
- Torres, J.L. y J. Morelock. 2002. Effect of Terrigenous Sediment Influx on Coral Cover and Linear Extension Rates of Three Caribbean Massive Coral Species. *Carib. J. Sci.* 38 (3-4): 222-229.
- Vega-Sequeda, J. 2006. Formaciones coralinas del área de Santa Marta: estado y patrones de distribución espacial de la comunidad bentónica. Trabajo de Grado. Programa de Biología Marina. Facultad de Ciencias Naturales. Universidad Jorge Tadeo Lozano. Santa Marta. 86 p.
- Vega-Sequeda, J., A. Rodríguez-Ramírez, M.C Reyes-Nivia y R. Navas-Camacho. 2006. Formaciones coralinas del área de Santa Marta: estado y patrones de distribución. II Congreso Colombiano de Zoología, Santa Marta, Libro de Resúmenes, p. 288.
- Veron, J. y M. Stafford-Smith. 2000. Corals of the world. Vol. 3:10-23.
- Vidal, A.M.; C.M. Villamil y A. Acosta. 2005. Composición y densidad de corales juveniles en dos arrecifes profundos de San Andrés Isla, Caribe colombiano. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras*. 34: 211-225.
- Wells, S. y N. Hanna. 1992. The greenpeace book of coral reefs. Cameron books and greenpeace communications. London, United Kingdom, 160 p
- Warding, B y H. Sánchez. 1979. Situación general y estructuras arrecifales. Informe faunístico y florístico de las Islas del Rosario en la Costa Norte de Colombia. *An. Inst. Inv. Mar. Punta Betín*. 11: 7-20.
- Willis, T.J. y M.J. Anderson. 2003. Structure of cryptic reef fish assemblage: relationships with habitat characteristics and predator density. *Marine Ecology Progress Series*, 257:209-221.
- Wittemberg, M. y W. Hunte. 1991. Effects of eutrophication and sedimentation on juvenile corals: abundance, mortality and community structure. *Mar. Biol.* 112: 131-138 pp.
- 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 Sym* 1: 1029-1034.
- Zapata, F.A., B. Vargas-Angel y J. Garzón-Ferreira. 2001. Salud y conservación de las comunidades coralinas. Pags 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
- Zapata, F.A. y B. Vargas-Ángel. 2003. Corals and coral reefs of the Pacific coast of Colombia. En: *Latin American Coral Reefs*. Cortés, J. (Ed.). Elsevier Science B.V. Amsterdam, Holanda. 497p.
- Zapata, F.A., A. Rodríguez-Ramírez, C. Caro-Zambrano y J. Garzón-Ferreira. Mid-term coral-algal dynamics and conservation status of a Gorgona Island (tropical eastern Pacific) coral reefs

5. ESTADO DEL CONOCIMIENTO DE LOS MANGLARES

5.1. Introducción

En respuesta a la necesidad de hacer un seguimiento a estos ecosistemas costeros estratégicos en términos de su importancia ecológica, económica y social, este informe actualiza el conocimiento que se tiene sobre el estado de los manglares en aspectos como: investigación, monitoreo, reforestación, diagnóstico y zonificación, además de formulación y ejecución de los planes de manejo, a través de los cuales se ponen en marcha acciones interinstitucionales para su conservación, recuperación y uso racional. Para el desarrollo de estas actividades, las Corporaciones Autónomas Regionales costeras han contado con el apoyo del Ministerio de Ambiente Vivienda y Desarrollo Territorial (MAVDT), Unidad de Parques Nacionales (UAESPNN), Universidades, Institutos de Investigación (INVEMAR, IIAP), ONG´s, la empresa privada y las comunidades locales.

A continuación se presenta en forma resumida las principales actividades y estudios realizados en los ecosistemas de manglar durante el año 2006 por algunas de las entidades antes mencionadas.

5.2. Estado de los Manglares

La cobertura de manglares en Colombia, ocupa un área aproximada de 312.536 ha, distribuidas en las costas Caribe y Pacífica, con 61.742 y 250.794 ha respectivamente (Espinosa *et al.*, 2006). Aunque en algunos departamentos las áreas de manglar han sido objeto de los planes de recuperación (a través de la siembra de plantas obtenidas en viveros y de la construcción y rehabilitación de caños y canales), estos bosques presentan crecientes signos de deterioro en sus atributos estructurales y funcionales, y reducción en la cobertura, como consecuencia del aprovechamiento selectivo de especies y clases diamétricas, la tala rasa sobre los márgenes de los cuerpos de agua, la disposición de residuos sólidos, las alteraciones en el régimen hídrico y el relleno para 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.

5.2.1. Departamento de La Guajira Bahía Portete

La Corporación Autónoma Regional de la Guajira CORPOGUAJIRA en convenio con la ONG “Asociación Desarrollo Guajiro” participó en la formulación de la Unidad de Manejo Integrado (UMI) de la Bahía de Portete. A través del análisis de la información secundaria y de la caracterización biofísica y socioeconómica obtenida en campo. Con este estudio, se identificaron el potencial de los recursos naturales y una serie de problemas a nivel ambiental, ecológico, socioeconómico y de infraestructura entre otros.

La caracterización de los manglares se realizó en diferentes sitios de muestreo ubicados en los sectores de Mowasira, Wayetaro, Puerto Alijunao, Kayushiparalao, Ían, Portete y Puerto Warreo. En estos sitios se delimitaron como mínimo dos parcelas de 10 x10 m ubicadas desde la orilla y hacia el interior de las áreas de manglar. Se elaboraron perfiles de la vegetación y se midió la salinidad del agua intersticial en diferentes puntos a lo largo de un transecto.

En términos generales los bosques de manglar de Bahía Portete están dentro del tipo fisiográfico de borde o cuenca. Están representados por *R. mangle*, que se ubica principalmente hacia las orillas de los cuerpos de agua, seguida por una amplia extensión de *A. germinans* la cual en algunas áreas se encuentra mezclada con *L. racemosa* y que limitan hacia el interior con los playones salinos o áreas de bosque xerofítico. La cobertura de estos bosques es de aproximadamente 1.790 ha que se distribuyen a lo largo de un cinturón casi continuo en sus costados oriental, occidental y sur. Estos cinturones o franjas que en algunos sitios no alcanzan los 10 m y en otros sobrepasan los 200m de amplitud, se ven interrumpidos por amplios playones de origen natural (salinas) o por claros abiertos por los pescadores para permitir el acceso de sus embarcaciones. A pesar de las diferencias en las dimensiones de las franjas de mangle entre estaciones, no se observaron diferencias en el porte de los árboles y en la zonación de las especies de manglar. Las diferencias fueron interpretadas en función de las características de los sedimentos, la topografía y la hidrodinámica de los diferentes sitios, en áreas donde el terreno es arenoso, pedregoso o presenta cierta inclinación, disminuye la amplitud de la franja y el porte de los árboles. De otra parte en zonas de terreno plano y sedimento fangoso el manglar alcanza un mayor desarrollo. En varios sitios de la Bahía se observó que en el ecotono entre el manglar y los playones o la vegetación xerofítica, el arbolado se encuentra en condiciones limitantes para su desarrollo, lo cual se manifiesta por la presencia de árboles parcialmente defoliados, así como también árboles jóvenes y adultos muertos en pie y sobre el suelo.

El desarrollo estructural de los manglares en Bahía Portete se encuentra acorde con las condiciones de déficit hídrico imperantes en la alta Guajira con precipitaciones menores a 600 mm / año, evapotranspiración alrededor de 2.000 mm / año y alta insolación que origina elevadas temperaturas del agua y salinización de los suelos. En algunas estaciones (Mowasira, Wayetaro, Puerto Alijunao e Ían) se observaron áreas con árboles muertos en

sectores internos, debido a la acción de tensores naturales como la salinización, el déficit hídrico el aporte de sedimentos y las colonias de termitas encontradas sobre árboles vivos de *A. germinas* y *R. mangle* en Ían y Portete. Las posibilidades de evolución y desarrollo de los manglares de Bahía Portete son restringidos, debido a las fuertes limitaciones naturales de esta región. Adicionalmente, se presentan efectos originados por actividades humanas como inadecuada disposición de residuos sólidos (plásticos) y tala en sectores localizados del bosque para adecuación de infraestructura portuaria.

En todas las estaciones de muestreo se registró alta densidad de juveniles de *R. mangle* hacia las áreas en contacto con los cuerpos de agua. En algunas áreas contiguas a la línea de costa se observaron parches de regeneración natural en asocio con las praderas de fanerógamas marinas. Las plántulas se encontraron en buen estado de desarrollo y formando cinturones paralelos a la franja litoral de mangle o en los sitios someros aledaños a los islotes constituidos por árboles de esta especie. Las mayores densidades se presentaron en Mowasira y Warreo (1.3 ind/m²), seguidas de Portete, Ían y Kayushiparalao (1.0 ind/m²) y finalmente Wayetaro y Puerto Alijunao (0.5 ind/m²). Los patrones de regeneración en estas áreas se encuentran directamente asociados con la condición de desarrollo del bosque, las características del sustrato, los efectos del oleaje y los niveles de herbivoría que inciden en las tasas de implantación de los propágulos y en el desarrollo de las plantas entre sitios. Si bien, estas densidades se consideran bajas, se encuentran dentro de los valores citados por Sánchez-Páez, (1997) en otros bosques de manglar del Caribe colombiano.

La mayor importancia de los manglares en Portete no se sustenta en el potencial de la productividad maderera, sino en sus bondades como patrimonio paisajístico y cultural y en la función ecológica que cumple al convertirse en sitio de anidación, refugio y fuente de alimento para poblaciones de aves, reptiles (caimán), peces, moluscos y crustáceos. Estos manglares presentan un bajo nivel de aprovechamiento forestal, aun cuando se obtuvo evidencia del uso de *R. mangle* por parte de los indígenas Wayúu para la construcción de viviendas y de su uso para la elaboración de aparejos de pesca. En la zona aledaña a Puerto Nuevo (Puerto Alijunao) se observó un proceso de tala de mangle sobre la margen del cuerpo de agua, probablemente para el uso del terreno y la madera en la construcción de viviendas.

Basados en la situación actual de la Bahía y de manera concertada con las comunidades locales, se definieron acciones estratégicas para incentivar las prácticas de manejo hacia la conservación y recuperación de la zona y sus recursos marinos y costeros, el fortalecimiento de la compatibilidad del sistema natural costero con los sistemas social, económico y ambiental, en aras de mantener un adecuado equilibrio dirigido a la obtención del desarrollo sostenible y el mejoramiento de la calidad de vida de la población asentada en la zona (Corporación Autónoma Regional de La Guajira CORPOGUAJIRA - Asociación Desarrollo Guajiro, 2006).

5.2.2. Departamento del Atlántico

La Corporación Autónoma Regional del Atlántico - CRA ha venido trabajando en la ejecución de las acciones consignadas en el Programa Nacional de Manglares del MAVDT, especialmente en lo relativo a la restauración o ampliación de áreas con la participación comunitaria. A raíz de la actualización y ajuste del diagnóstico y zonificación de los manglares efectuado entre los años 2004 y 2005, se definió la ampliación de la cobertura manglarica en 50 ha y la construcción de canales para el mejoramiento del flujo laminar y la dinámica hidrológica en la zona aledaña a las ciénagas de Mallorquín y Manatías. Como parte de este objetivo, se establecieron plantaciones de *R. mangle* con la participación de más de ochenta pescadores de la Ciénaga de Mallorquín.

Las plantaciones se realizaron sobre playones y riberas de las ciénagas que habían perdido su primera franja de mangle, debido al incremento de la salinidad hace 12 a 15 años atrás, con lo cual se rompió la estructura de la zonación convencional en donde *R. mangle* actúa como especie pionera sobre el cuerpo de agua, colonizando y afianzando porciones de suelo. La siembra se hizo con el método de tres bolillo, a razón de 2.500 plántulas/ha y en algunos casos mayor densidad (Figura 5-1 y Figura 5-2), sobre playones intermareales o incluso en áreas expuestas al flujo de agua como resultado de la construcción de caños y canales para el mejoramiento hidrológico.



Figura 5-1. Disposición de *R. mangle* encapsulado en la barra de la Ciénaga de Mallorquín luego de tres meses de sembrado



Figura 5-2. Aspecto general de la siembra de manglar en la Ciénaga de Mallorquín

Complementariamente se dispuso la construcción y rehabilitación de caños o canales sobre trazados previamente definidos a razón de 4000 m³, utilizando mano de obra de la comunidad (Figura 5-3 a y b). En general estos canales se construyeron sobre antiguos flujos o drenajes obstruidos por la sedimentación o la dinámica costera, o en sitios que evidenciaran posible lavado de suelos para favorecer la regeneración natural



Figura 5-3. a) Aspecto de apertura o rehabilitación de caños y canales en áreas de manglar. b). Apertura o rehabilitación de caños y canales en áreas de manglar sobre playón deteriorado

En la Ciénaga de Mallorquín, se sembraron 2000 módulos de mangle, con la premisa de enterrarlos parcialmente en el sustrato y ubicarlos en sectores en los que se presentan fuertes vientos y en un área menos expuesta, como la parte interna de la Ciénaga. La disposición de los módulos se hizo en los dos extremos de la barra (nor-occidental y nor-oriental). Luego de ocho meses, los módulos del sector nor-occidental de la ciénaga fueron removidos por acción del vandalismo y por la dinámica costera, en tanto que en el sector opuesto, se estimó una supervivencia superior al 70% después de seis meses. Este ejercicio pretendía evaluar la factibilidad de la siembra y efectuar algunas observaciones para depurar la técnica. En tal sentido se encontró que es necesario utilizar tubos de 3 pulgadas o más y disminuir la longitud, con el objeto de lograr el enraizamiento más rápidamente en el sustrato definitivo y retener la humedad por más tiempo especialmente durante la época seca.

5.2.3. Departamento del Magdalena

5.2.3.1. Ciénaga Grande de Santa Marta

Durante el 2006, INVEMAR con el apoyo del Ministerio de Ambiente MAVDT, y la Unidad de Parques (UAESPNN) continuó 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 fue evaluar de forma integral el impacto del régimen hidrológico sobre el proceso de recuperación ecológica de la CGSM, para lo cual se evalúa entre otros, el estado de los manglares en el sistema lagunar, en cinco estaciones permanentes ubicadas en el costado occidental de la ecorregión (Figura 5-4).

El incremento en la salinidad ha sido identificado como uno de los tensores que han contribuido a la degradación del bosque de manglar en el ecosistema lagunar CGSM. Por lo tanto es una de las variables medidas dentro del monitoreo (Figura 5-5). Al comparar los valores registrados durante la época seca del 2006, con los obtenidos en 1994 y anualmente desde 1999, se observó una tendencia a la baja (15 unidades) en Luna y Km 22, mientras que en el resto de las estaciones los valores fueron similares a los registrados durante la época seca del año 2005. En términos generales, la salinidad intersticial medida en las estaciones de monitoreo durante la época seca de 2006, se encontró entre el rango óptimo y tolerable para el normal desarrollo de las especies de mangle, aun cuando los niveles medidos en Luna, (una de las áreas más afectadas por la mortalidad del manglar) están cercanos al límite fisiológico tolerado por estas especies (Villamil, 2006).



Figura 5-4. Estaciones de muestreo del monitoreo de manglares en el complejo lagunar Ciénaga Grande de Santa Marta

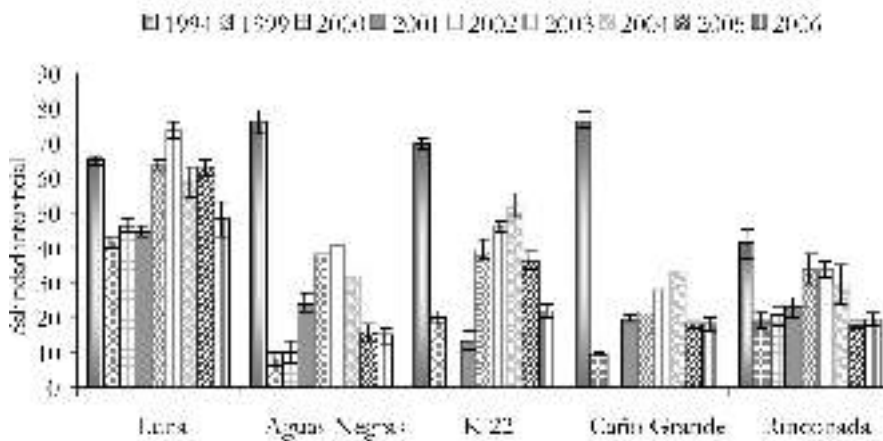


Figura 5-5. Variación del valor medio de la salinidad intersticial durante las épocas secas (enero-marzo) de 1994, 1999-2006 en cinco áreas de manglar de la ecorregión CGSM. Las barras representan el error estándar

Los cambios en la regeneración natural del manglar se evaluaron a través de la estimación de la densidad de las plántulas de mangle. La mayor densidad de plántulas en todas las estaciones de monitoreo se encontró durante el primer trimestre del año. Paralelamente, se evidenciaron diferencias en la dominancia de las especies de mangle entre estaciones, en Luna y Rinconada se encontraron plántulas de las tres especies de mangle, en Aguas Negras y Caño Grande, de *R. mangle* *L. racemosa* y en el Km 22 solo de *L. racemosa* (Figura 5-6). Estas diferencias en la regeneración natural se atribuyen principalmente a la composición de especies del bosque y a las condiciones fisicoquímicas de aguas y sedimentos que permiten el desarrollo de determinadas especies.

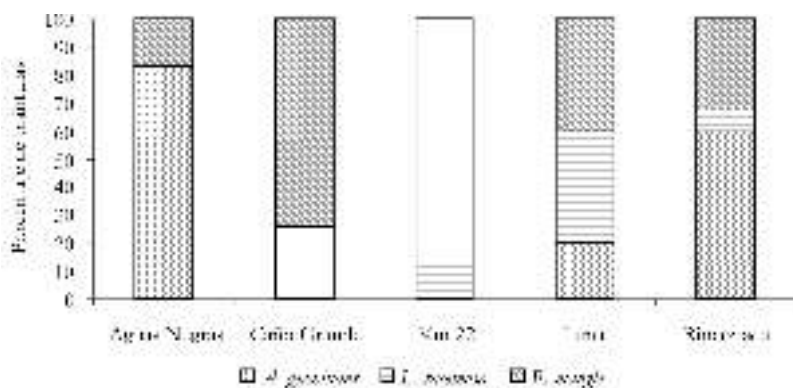


Figura 5-6. Frecuencia porcentual de plántulas de las tres especies de mangle en cada una de las estaciones de la ecorregión CGSM, durante el año 2006

Otra variable importante para determinar los cambios en la cobertura del manglar es el área basal. El análisis de esta variable en *A. germinans*, la especie de mangle dominante en la ecorregión CGSM ha mostrado desde el inicio del monitoreo incrementos y disminuciones en los valores en todas las estaciones, siendo más notable en el Km 22 donde aumentó de 2,0 a 10,3 m²/ha durante el período 1995-2006. En Rinconada también se registraron incrementos desde 14,2 m²/ha estimado en 1995 hasta 17,3 m²/ha en el 2003, sin embargo, para el período 2004 - 2006 disminuyó hasta 13,2 m²/ha. La reducción en el área basal de *A. germinans* obedece principalmente a la incidencia de factores naturales, tales como la caída de árboles por el viento, la acción de insectos xilófagos y la mortalidad por condiciones de déficit hídrico prolongado, ya que la especie no es objeto de aprovechamiento intensivo por los mangleros.

Año	Cobertura de manglar estimada (Km ²)	Porcentaje manglar vivo
1956	511,5	100,0
1968	490,6	89,0
1987	303,4	59,3
1993	264,4	47,9
1995	225,8	40,9
1997	237,7	43,1
1999	257,5	46,7
2001	278,5	50,5
2003	267,0	48,4
2004	267,1	48,4
2005	238,3	43,2
2006	239,6	43,4

Tabla 5-1. Áreas de manglar estimadas en la ecorregión CGSM con base en imágenes satelitales (1995-2003) y ecuaciones de regresión para el periodo 2004-2006

En cuanto a las tasas de incremento del área basal de las especies de mangle evaluadas durante el período 1995-2006, se determinó que los mayores incrementos correspondieron a *A. germinans* en la estación Km 22 con un valor estimado de 1,03 m²/ha/año, seguido de Aguas Negras con 0,39 m²/ha/año y Caño Grande con 0,16 m²/ha/año. *L. racemosa* solamente presentó incremento del área basal en Aguas Negras, con una tasa estimada de 0,5 m²/ha/año, mientras que en las demás estaciones los valores del área basal se mantuvieron estables o disminuyeron. *R. mangle* no presentó incremento neto en el área basal en ninguna de las estaciones de monitoreo.

En la Tabla 5-1 se presentan los valores de cobertura de manglar estimados con base en los datos obtenidos a partir del análisis de imágenes satelitales (1999, 2001 y 2003) y las áreas calculadas a partir de análisis de regresión.

El área cubierta por bosques de manglar en 1956 (511,50km²) se tomó como punto de referencia para estimar la pérdida de cobertura. Después de la reapertura de los caños (1996-1998) y de la máxima precipitación registrada en los últimos veinte años en la región (2509 mm) durante 1999, se produjo un incremento en la cobertura del manglar que hasta el 2001 alcanzó 53 km², observándose recuperación en áreas de influencia de los caños Clarín y Aguas Negras principalmente, seguido de una reducción en la cobertura que hasta el 2006 sumó 39 km² y actualmente se estima un área total de manglares similar a la registrada en 1997 (Villamil, 2006).

Tabla 5-2. Promedios (PROM) y error estándar (EE) de los atributos estimados para el bosque de R. mangle por año de monitoreo en tres parcelas en la Bahía de Changué. * = No se reporta porque se calcula con la altura de los árboles, los cuales no han sido medidos a partir del año 2001. 1 = según

Año	Altura raíz (m)		Longitud Tronco (m)		Altura Total (m)		DAP (cm)		Área Basal (m ² /ha)		Volumen Tronco (m ³ /100m 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	1.59	0.11	3.82	0.41	7.28	0.29	11.63	0.44	42.60	3.58	3.63	0.54	13.48	0.48	34.67	2.40
1996	1.60	0.11	3.87	0.44	7.50	0.38	11.73	0.43	43.40	3.78	3.83	0.62	13.50	0.52	34.00	2.08
1997	1.61	0.11	3.90	0.44	7.59	0.43	11.82	0.43	42.33	3.02	3.80	0.61	13.20	0.68	33.33	2.73
1998	1.61	0.11	3.56	0.09	7.63	0.46	12.06	0.42	43.77	2.72	3.95	0.60	13.39	0.61	33.33	2.73
1999	1.56	0.10	3.56	0.09	7.64	0.49	12.05	0.44	43.89	3.16	3.95	0.65	13.37	0.68	33.33	2.73
2000	1.56	0.17	3.50	0.51	7.45	0.73	12.08	0.79	44.08	3.33	3.73	0.54	13.40	0.68	33.33	2.73
2001	1.55	0.17	3.40	0.24	*		13.54	1.16	44.12	3.55	*		13.20	0.81	33.33	2.73
2002	1.57	0.17	3.44	0.47	*		12.34	0.81	44.72	3.44	*		13.28	0.80	31.67	2.40
2003	1.60	0.18	3.50	0.45	*		12.40	0.80	44.80	3.40	*		13.30	0.80	33.70	3.00
2004	1.60	0.17	3.50	0.44	*		12.40	0.74	42.10	3.10	*		12.60	0.86	30.30	1.70
2005	1.55	0.18	3.57	0.47	*		12.54	0.88	45.13	3.62	*		13.19	0.83	30.60	2.40
2006	1.54	0.20	3.52	0.49	*		12.91	1.05	43.73	2.90	*		12.60	0.57	29.52	2.52
PROM 95-06	1.58	0.01	3.60	0.05	7.51	0.04	12.29	0.16	43.72	0.28	3.82	0.04	13.21	0.09	32.59	0.47

5.2.3.2. Bahía de Chengue, PNN Tayrona: 1995-2006

En el marco del programa Caribbean Coastal Marine Productivity Program - CARICOMP, desde 1995 el INVEMAR evalúa algunas características estructurales y funcionales del bosque de *Rhizophora mangle* de la laguna sur de la Bahía de Chengue. En el 2006 se encontraron pequeños cambios de los atributos estructurales, con relación al año 2005. Las variaciones estuvieron relacionadas con la muerte de algunos árboles dentro de las parcelas de monitoreo, lo cual trajo como consecuencia una disminución en los promedios de la densidad, biomasa y área basal (Tabla 5-2). La causa de la muerte se desconoce, no obstante en algunos individuos afectados se observó la presencia de insectos xilófagos. Los promedios de algunas de estas variables fueron muy cercanos a los máximos reportados para varios rodales monitoreados en el Gran Caribe (CARICOMP, 1997; Linton y Fisher, 2004).

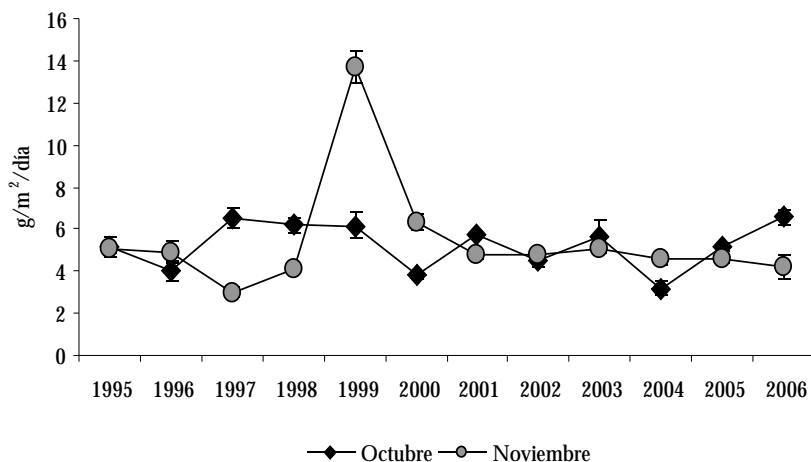


Figura 5-7. Variación de los promedios (error estándar) de la tasa de caída de hojarasca ($\text{g}/\text{m}^2/\text{día}$) del bosque de *R. mangle* durante los meses de octubre y noviembre desde 1995 hasta 2006 en las parcelas de monitoreo de la Bahía de Chengue

La tasa de producción total de hojarasca estimada en el mes de octubre del 2006 ($6,6 \text{ g}/\text{m}^2/\text{día}$) fue uno de los mayores registros en el transcurso del monitoreo; mientras que la de noviembre permaneció dentro del intervalo de variación del monitoreo entre 1995 y 2005 (Figura 5-7). Considerando que este bosque es comparativamente uno de los más productivos (en términos de caída de hojarasca) dentro del gran Caribe (CARICOMP, 1997; Linton y Fisher, 2004), como consecuencia del déficit de agua dulce al que se encuentra sometido (Rodríguez-Ramírez y Garzón-Ferreira, 2003), no se considera extraño el valor encontrado para octubre del 2006.

La información obtenida permite concluir que el rodal de *R. mangle* en Chengue contó con las condiciones que le permitieron desarrollarse normalmente durante el periodo evaluado (2005-2006).

5.2.4. Departamento de Sucre

El Concejo Directivo de la Corporación Autónoma Regional de Sucre CARSUCRE, aprobó mediante el Acuerdo 001 de febrero 13 de 2006 el Plan de Manejo de la Zona de Uso Sostenible de la Ciénaga de la Caimanera, Plan que se encuentra actualmente en la fase de ejecución.

Dentro de este proceso, desde el 2006 la Corporación viene desarrollando actividades de reforestación con mangle rojo (*R. mangle*) en el sector de Berrugas, donde se sembraron 45000 plantas en una extensión de 13 hectáreas y se hizo mantenimiento de 6000 metros de caños y canales. La supervivencia registrada hasta el momento es del 80% y en la actualidad se realiza el monitoreo de crecimiento de las plantas sembradas.

5.2.5 Departamento de Antioquia - Golfo de Urabá

La Corporación para el Desarrollo Sostenible del Urabá - CORPOURABA concluyó en enero de 2006 el diseño del Plan de Manejo Integral de los Manglares del Golfo de Urabá y Mar Caribe antioqueño, documento que incluyó el Plan de Manejo para la zona de uso sostenible y un Plan de Acción para las zonas identificadas como de Recuperación y Conservación.

En cuanto a la ejecución del Plan de Manejo, la Corporación ha trabajado principalmente con los proyectos identificados por las comunidades como prioritarios, dentro de los cuales se encuentran los de Ecoturismo “La Etnocultura como base para el ecoturismo y el desarrollo sostenible en las Comunidades de Bocas del Atrato, Golfo de Urabá” y Acuicultura “Evaluación técnica, ambiental y social para el desarrollo de un programa integral de acuicultura marina con róbaló (*Centropomus undecimalis*) y sábalo (*Megalops atlanticus*) en el área de influencia de las comunidades de Bocas del Atrato y El Roto, en el Golfo de Urabá”. Así mismo, se trabaja en el proyecto de saneamiento básico integral para las comunidades de Bocas del Atrato, comunidad negra que históricamente ha vivido dentro de las zonas de manglar en el delta del Río Atrato. Estos proyectos se vienen desarrollando con el apoyo de la Corporación Ambiental de la Universidad de Antioquia, la ONG Fundación Social de Uniban - FUNDAUNIBAN, la UAESPNN a través del Parque Nacional los Katíos y el Municipio de Turbo.

5.2.6. Departamento del Chocó

La información que se presenta a continuación corresponde a los manglares de la parte sur del Chocó, ubicados en los municipios de Bajo Baudó y Litoral del San Juan, y hace parte del proyecto “*Diagnóstico, caracterización y formulación del plan de manejo del ecosistema de manglar del departamento del Chocó*”, desarrollado a través del convenio suscrito entre el Instituto de Investigaciones Ambientales del Pacífico - IIAP y la Corporación para el Desarrollo Sostenible del Chocó CODECHOCÓ.

5.2.6.1. Municipio del Bajo Baudó

El manglar del municipio de Bajo Baudó tiene 23923,4 ha, en las cuales se identificaron 6 familias, 6 géneros y 7 especies. La familia mejor representada fue Rhizophoraceae, con una abundancia de 878 individuos correspondiente al 41% de la abundancia total (Tabla 5-3)

Los manglares del Bajo Baudó se concentran en la categoría diamétrica de 21 a 40 cm (clase II) con 1300 árboles y en la categoría de 10 a 20cm (clase I) con 550 árboles que corresponden respectivamente al 66% y 28 % de los individuos muestreados, mientras que en las categorías diamétricas superiores a 40cm agrupadas en las clases III, IV y V se observó el menor número de individuos con 90, 13 y 35 árboles respectivamente (Figura 5-8).

Para los manglares del Bajo Baudó las especies de mayor peso ecológico en términos del Índice de Valor de Importancia (% IVI), son el mangle rojo con el 28 % y el mangle nato con 24,9 % (Tabla 5-4).

Tabla 5-3. Composición florística de los manglares del Bajo Baudó

Familia	Nombre común	Nombre científico	% árboles
Combretaceae	Mangle blanco	<i>Laguncularia racemosa</i>	12,6
Rhizophoraceae	Mangle injerto	<i>Rhizophora spp</i>	13,6
Caesalpinaceae	Mangle nato	<i>Mora megistosperma</i>	23,3
Theaceae	Mangle piñuelo	<i>Pellíciera rhizophorae</i>	17,9
Rhizophoraceae	Mangle rojo	<i>Rhizophora mangle</i>	27,8
Combretaceae	Mangle jeli	<i>Conocarpus erecta</i>	3,5
Verbenaceae	Mangle iguanero	<i>Avicennia germinans</i>	1,3
Total			100,0

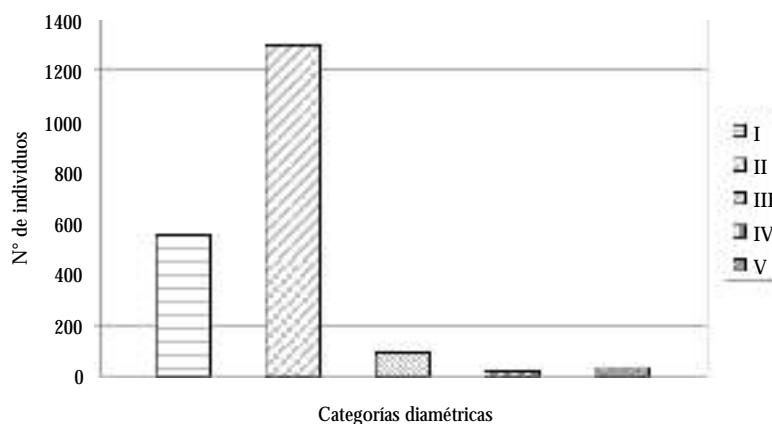


Figura 5-8. Distribución de individuos por categorías diamétricas. I (10-20 cm), II (21-40), III (41-60), IV (61-80)

Tabla 5-4. Abundancia, frecuencia y dominancia relativas para el cálculo del Índice de Valor de Importancia (% IVI) de los manglares del Bajo Baudó

N°	Nombre común	Abundancia relativa	Frecuencia relativa	Dominancia relativa	% IVI
1	Mangle blanco	12,6	18,0	8,8	13,2
2	Mangle injerto	13,6	14,5	13,4	13,8
3	Mangle nato	23,3	19,3	32,1	24,9
4	Mangle piñuelo	17,9	15,7	8,4	14,0
5	Mangle rojo	27,8	22,9	33,3	28,0
6	Mangle jeli	3,5	7,2	3,1	4,6
7	Mangle iguanero	1,3	2,4	0,9	1,5
	Total	100,0	100,0	100,0	100,0

5.2.6.2. Municipio de Litoral del San Juan

En el Litoral del San Juan, la cobertura de manglar es de 11062,9 ha, en esta área se identificaron tres familias, cuatro géneros y cuatro especies de mangle. La familia mejor representada fue Rhizophoraceae, con una abundancia de 112 individuos correspondiente al 48,3% de la abundancia total (Tabla 5-5)

Tabla 5-5. Composición florística de los manglares del Litoral del San Juan

Familia	Nombre común	Nombre científico	% de árboles
Combretaceae	Mangle blanco	<i>Laguncularia racemosa</i>	44,8
Rhizophoraceae	Mangle injerto	<i>Rhizophora spp</i>	31,9
Rhizophoraceae	Mangle rojo	<i>Rhizophora mangle</i>	16,4
Caesalpinaceae	Mangle nato	<i>Mora megistosperma</i>	6,9
Total			100

Los manglares de esta región al igual que los del Bajo Baudó se concentran principalmente en la categoría diamétrica de 21 a 40 cm (clase II) con 116 árboles y en la categoría de 10-20 cm (clase I) con 74 árboles que equivalen respectivamente al 48,5% y 30% de los individuos muestreados. Las categorías diamétricas superiores a 41 cm (clase III y clase IV) presentaron el menor número de árboles (43 y 2) con el 18 y el 2,5 % de los individuos censados (Figura 5-9).

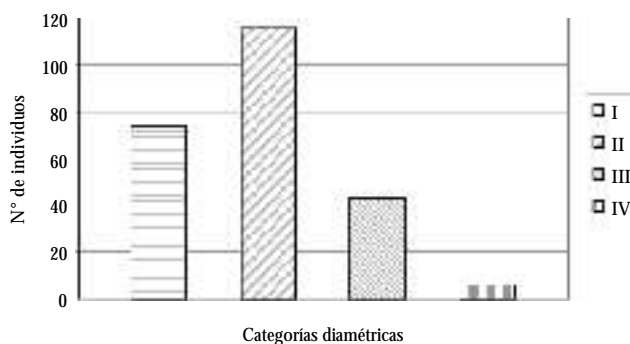


Figura 5-9. Distribución por categorías diamétricas de los árboles de mangle del Litoral del San Juan. I (10-20 cm), II (21-40), III (41-60), IV (61-80)

En esta región, las especies de mayor importancia ecológica (% IVI) son el mangle blanco (*Laguncularia racemosa*) con 36,8 % y el mangle injerto (*Rhizophora spp*) con 31,9 % (Tabla 5-6)

N°	Nombre común	Abundancia relativa	Frecuencia relativa	Dominancia relativa	% IVI
1	Mangle blanco	44,8	30,0	35,6	36,8
2	Mangle injerto	31,9	25,0	38,7	31,9
3	Mangle rojo	16,4	30,0	19,6	22,0
4	Mangle nato	6,9	15,0	6,1	9,3

Tabla 5-6. Abundancia, frecuencia y dominancia relativas para el cálculo del Índice de Valor de Importancia (% IVI) de los manglares del Litoral del San Juan

5.2.7. Departamento del Valle del Cauca - Bahía Málaga

Los resultados que se presentan a continuación fueron tomados del documento “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” proyecto ejecutado por INVEMAR, UNIVALLE e INCIVA (INVEMAR *et al.*, 2006).

Los manglares de Bahía Málaga se presentan de forma fragmentada dado el mosaico conformado por los sustratos fangosos, arenosos y rocosos sobre los cuales estos bosques se desarrollan. En las puntas norte y sur de la bahía, los manglares forman parches de pequeñas extensiones en medio de los acantilados. En las localidades de Juanchaco, La Muerte, Ensenada del Tigre y Palito de Brea, se encuentran “manglares enanos”, su escaso desarrollo se debe a que están asentados en sustratos relativamente duros. A diferencia de los ubicados al interior de la bahía, en las localidades de Quebrada Valencia, La Plata,

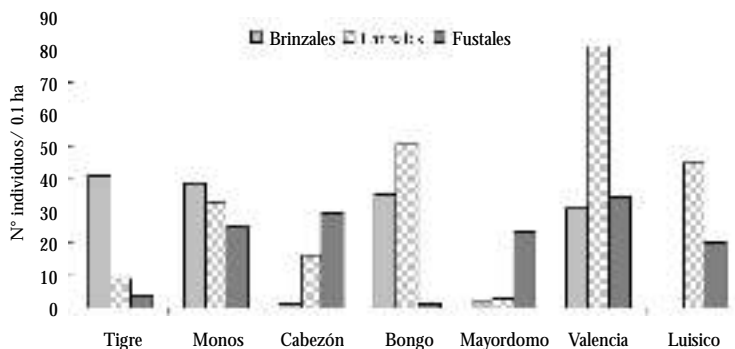


Figura 5-10. Densidad (ind/0.1 ha) de brinzales, latizales y fustales de *Rhizophora* sp en las estaciones de muestreo de la zona costera de Bahía Málaga (Tomado de: INVEMAR *et al.*, 2006)

Luisico, Bongo y los Monos que tienen mayor grado de desarrollo, debido a que el terreno que ocupan es principalmente fangoso y con gran cantidad de materia orgánica. En el norte de la bahía se encuentran manglares de hasta 40m de altura, con predominio de mangle rojo (*R. harrisonii* y *R. mangle*), seguido por mangle negro (*A. germinans*), y en la parte más interna de la bahía se encuentran poblaciones de mangle piñuelo (*Pellíciera rhizophorae*) y de nato (*M. megistosperma*). En las regiones noreste e insular de la bahía es común encontrar *P. rhizophorae* (Cantera, 1991).

En las diferentes localidades de Bahía Málaga, predomina el mangle rojo en las tres categorías diamétricas: brinzal, latizal y fustal, siendo los latizales los que alcanzan los mayores valores de densidad en Valencia y Bongo con 80,8 y 50,5 ind/0,1ha respectivamente, (Figura 5-10). Entre tanto los brinzales presentan densidades similares en Tigre, Monos, Bongo y Valencia con valores entre 31 y 41 ind/0,1ha. Finalmente los fustales tienen valores importantes en Valencia, Monos, Cabezón, Mayordomo y Luisico con densidades entre 24 y 34 ind/0,1ha

Los manglares de Bahía Málaga no sólo se ven afectados por fenómenos naturales como la alteración del equilibrio hídrico y la sedimentación, sino por la colonización paulatina que se ha venido presentando desde el año 1940, con la apertura de caminos aledaños al Río San Juan y la construcción de la carretera que conduce a la Base Naval desde el puerto de Buenaventura en 1984 que intensificó la colonización, afectando estos ecosistemas ante la presión ejercida por las diferentes actividades agrícolas y mineras desarrolladas (Forero *et al.*, 1992). De acuerdo con los estudios de monitoreo de manglares adelantados por la CVC (2006) los manglares de Bahía Málaga permanecen en la denominación de medianamente intervenidos, teniendo en cuenta la densidad de árboles registrada en la zona (entre 100 y 200 árboles por hectárea). Por lo cual, los manglares de Bahía Málaga y específicamente los ubicados en Isla La Plata, deberán ser mantenidos en la categoría de Preservación y se recomienda además su declaratoria como Área de Manejo Especial.

En 1996 la CVC reglamentó la veda del mangle para garantizar la conservación de ese recurso, sin embargo diez años después, a pesar de los importantes avances en protección, conservación y recuperación de los manglares, con el apoyo de los Consejos Comunitarios, aún se evidencia su deterioro.

5.2.8. Departamento del Cauca Llanura aluvial del sur

En el departamento del Cauca los pantanos de manglar se extienden en forma casi continua desde la boca del Naya en el límite sur del departamento del Valle del Cauca hasta Guapi, y conformando una amplia franja de manglares que caracteriza la Llanura Aluvial del Sur, la cual se extiende hasta el departamento de Nariño y se caracteriza por la red intrincada de esteros y ríos, cuyos planos de inundación soportan bosques que alcanzan alturas entre 30 y 40 metros.

Tabla 5-7. Sitios de muestreo de manglar en zona costera del Cauca. Proyecto UAC LLAS

Sector de muestreo	Lugar de la estación	Coordenadas
López de Micay	Santa Rita	77°35,103' 6,18" W
		3° 8,022' 1,32" N
	Candelaria	77° 40,032' 1,92" W
		3° 3,005' 0,30" N
Timbiquí	Estero Gonzalo	77° 44,853' 51,18" W
		2° 48,247' 14,82" N
	Estero Concepción	77° 41,23' 13,8" W
		2° 46, 55' 33,00" N
	Estero Cuerval	77° 47' 16" W
2° 43' 51" N		

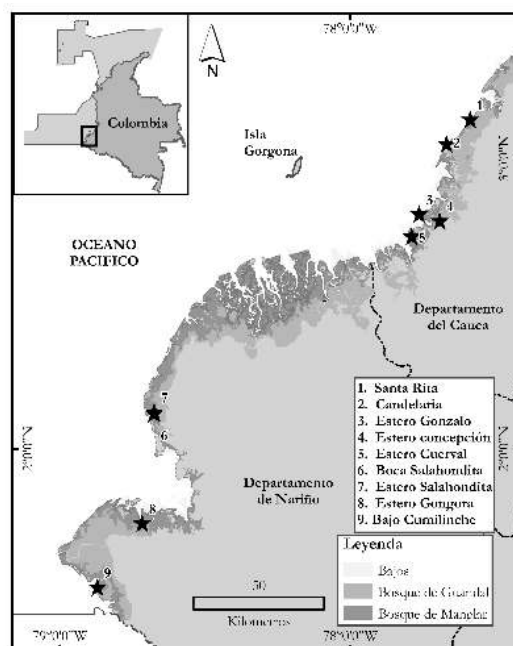


Figura 5-11. Ubicación de los sectores de muestreo de manglares en los departamentos de Cauca y Nariño

Los resultados que se presentan a continuación hacen parte del estudio del estado actual de las áreas de manglar en la zona costera del departamento del Cauca, realizado en el marco de la Fase I para la “Formulación del Plan de Manejo de la Unidad Ambiental Costera de la Llanura Aluvial del Sur (UAC-LLAS)”, (INVEMAR-CRC-CORPONARIÑO, 2006). Los sectores muestreados se distribuyeron a lo largo de los municipios costeros de López de Micay y Timbiquí (Figura 5-11 y Tabla 5-7).

Para el sector de Santa Rita en el municipio López de Micay, el bosque de manglar está dominado por *Rhizophora* sp y con menor predominancia *L. racemosa*. En esta zona, el bosque presenta un alto grado de intervención que se evidencia por la abundancia de ranconcha (*Acrostichum aureum*), y la tala de árboles para su uso como leña principalmente. De las tres categorías diamétricas se destacan los fustales con una densidad de 14,5 ind/0,1ha y los latizales con 28,4 ind/ 0,1ha, mientras que las alturas oscilan entre 13 y 27 m y los diámetros entre 17 y 51cm. Además, en esta zona se observa una alta regeneración natural del mangle rojo (*Rhizophora* sp.) con 12-17 propágulos/m².

En Candelaria, el bosque de manglar se caracteriza por la presencia de fustales de mangle blanco (*L. racemosa*) con un I.V.I de 72%, una densidad de 34,3 ind/0,1ha y una área basal de 36 m²/ha. (*Rhizophora* sp). A pesar de que se mantienen árboles de gran tamaño (entre 20 y 30 metros de altura) hay evidencias de tala.

En el estero Gonzalo (Municipio de Timbiquí) para la categoría fustal, la densidad de *Rhizophora* spp es de 34 ind/0,1ha con un I.V.I de 86,3%, aquí a la vez aparecen las especies *A. germinans*, y *M. megistosperma*, con bajas densidades de 2,3 ind/0,1ha cada una. El bosque de manglar se encuentra poco intervenido. La regeneración natural de *Rhizophora* sp corresponde a 10 ind/m².

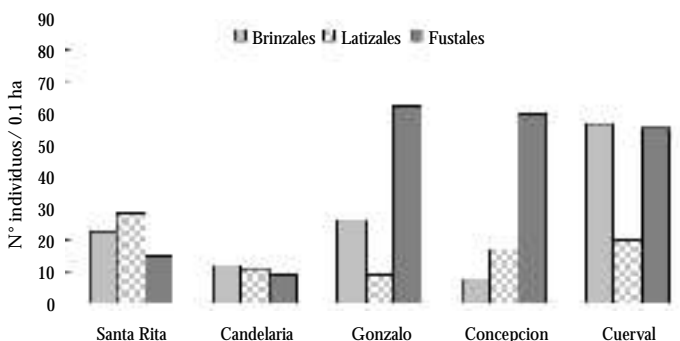


Figura 5-12. Densidad (ind/0,1 ha) de brinzales, latizales y fustales de *Rhizophora* sp en cinco sectores del departamento del Cauca. Proyecto UAC LLAS

En el Estero Concepción, *Rhizophora* spp presenta para la categoría fustal densidades de 59,5 ind/0,1 ha e IVI de 91,3 %. Las alturas varían entre 18 a 35m y los diámetros entre 61 a 70 m, siendo el lugar donde se encontraron los mayores diámetros. La regeneración natural registra una densidad de 16 ind/m². Las anteriores características dan cuenta de un bosque bien desarrollado y en buen estado de conservación. En el Estero Cuerval, *Rhizophora* spp presenta densidades de 55,3 ind/0,1 ha con valores de importancia de 91,3%. Las alturas y los diámetros tienen valores que oscilan entre 15 a 27m y 18 a 67cm. Para las categorías latizal y brinzal se encuentran densidades de 19,8 y 56,4 ind/ 0,1ha respectivamente.

Los fustales de *Rhizophora* sp tienen valores importantes de densidad en las tres localidades del municipio de Timbiquí: Gonzalo, Concepción y Cuerval (Figura 5-12).

El ecosistema de manglar en estas zonas está afectado por la constante erosión de la costa, que se encuentra sujeta a una serie de procesos físicos complejos asociados al fuerte oleaje de mar abierto, al Fenómeno El Niño, a los aumentos temporales del nivel del mar del orden de 30cm y a la ocurrencia de sismos que han generado tsunamis y subsidencia del terreno con magnitudes de 30 a 40cm (NVEMARCRCCORPONARIÑO, 2006). Así mismo, actividades antrópicas como los cambios en el uso del suelo para el establecimiento de cultivos (coco, naidi), el corte de raíces para obtención de piangua y la tala del bosque para usarlo como leña, han generado impactos sobre el ecosistema de manglar. En el estudio de zonificación ambiental realizado para el área, se determinaron zonas para su recuperación y preservación. Actualmente, se adelanta el plan de manejo integrado de la zona costera y se trabaja con los actores locales en la generación de las pautas para el manejo sostenible de los manglares.

Tabla 5-8. Sitios de muestreo de manglar en zona costera de Nariño.
Proyecto UAC-LLAS

Sector de muestreo	Lugar de la estación	Coordenadas
Francisco Pizarro	Bocana Salahondita	78° 40' 565" W
		2° 07' 311" N
	Estero de Salahonda	78° 40' 514" W
		2° 07' 622" N
Tumaco	Estero Góngora	78° 42' 991" W
		1° 44' 623" N
	Bajo Cumilínche	78° 52' 258" W
		1° 31' 415" N

5.2.9. Departamento de Nariño

En la zona costera del departamento de Nariño, los manglares están protegidos por barras como las de Mulatos (en el sector norte), la playa de San Juan de la Costa (en la parte media) y Bocagrande y Güinulero (en el sector sur). En estos sitios, predomina el mangle rojo y se presenta una zonación a modo de manglares invertidos.

De acuerdo con el estudio para la formulación del plan de manejo de la Unidad Ambiental Costera de la Llanura Aluvial del Sur (UAC-LLAS), los manglares del departamento de Nariño, específicamente los ubicados en los sectores de Francisco Pizarro y Tumaco (Tabla 5-8, Figura 5-11) presentan diferentes grados de conservación o afectación (INVEMAR-CRC-CORPONARIÑO, 2006).

En la bocana de Salahondita *R. mangle* se destaca como la especie más representativa en la categoría fustal, con un IVI de 100% y una densidad de 22,3 ind/0,1ha y *P. rhizophorae* en la categoría brinzal con una densidad de 70,4 ind/0,1ha. Para los latizales, *R. mangle* es la especie de mayor relevancia con un IVI de 27,7%; seguido por *P. rhizophorae* con un IVI de 16,8%, presentando densidades de 16 y 1.5 ind/0,1ha respectivamente.. A partir de los datos de estructura y de la observación de los árboles en campo, se puede deducir que es un ecosistema bien conservado puesto que los árboles son de gran porte tanto en diámetro como en altura.

En el estero Salahonda predomina *R. mangle* en las categorías brinzal, latizal y fustal con valores de IVI de 100, 89 y 100% respectivamente. Se destacan los fustales con valores medios de altura de 19,5m y diámetros de 106cm. Solamente se registraron un fustal y un latizal de *P. rhizophorae*, la baja densidad observada indica la poca importancia de la especie en la zona, a diferencia de los latizales de mangle rojo (*R. mangle*) que alcanzaron una densidad de 25,6 ind/0,1ha. En esta zona la mayoría de los latizales y brinzales, presentan mala formación, no tienen gran tamaño ni buen desarrollo, condición que indica la ocurrencia de impactos sobre la estructura y composición del bosque.

Los manglares del municipio de Tumaco, en el estero Góngora están dominados por *R. mangle*, con un IVI de 100% en todas sus categorías y los fustales alcanzan una altura promedio de 20,2m y diámetro promedio de 83,8cm. En el área predominan los latizales y los brinzales, con densidades de 25,6 y 55,4 ind/0,1ha, respectivamente, mientras que para los fustales la densidad es de 9,0 ind/0,1ha. Este bosque no presenta árboles de buen tamaño ni bien conformados.

En bajo Cumilínche, la especie dominante es *R. mangle* en la categoría fustal con valores medios de altura y diámetro de 20m y 55,8cm respectivamente, mientras que para los latizales los valores medios fueron de 11 m y de 30,5cm. En esta región no se hallaron brinzales, pero se registraron altos valores de regeneración con un máximo de 35

plántulas/m². En el bajo Cumilínche se obtuvieron altos valores de IVI comparados con el resto del estero Góngora, Los latizales y fustales presentaron valores de IVI de 100% con densidades de 22 y 48 ind/0,1ha respectivamente.

De acuerdo con las características de los árboles y del ecosistema en general, se deduce que este bosque de manglar está en buen estado de conservación y no es evidente la extracción del recurso forestal. En el departamento de Nariño se destaca el sector de Cumilínche donde los fustales de *Rhizophora* sp tienen valores importantes de densidad.

5.3. Conclusiones

1. Entre las Corporaciones Autónomas Regionales del Caribe colombiano la C.R.A y CARSUCRE, adelantan planes de recuperación de los manglares, que se desarrollan a través de la construcción de viveros comunitarios, la rehabilitación de los flujos hídricos a través de la construcción y reapertura de caños y canales, así como la utilización de técnicas experimentales para favorecer la implantación y desarrollo de los propágulos en zonas degradadas y sometidas a la acción del oleaje. Se destaca el apoyo y la participación de las comunidades locales, y el interés de las CAR's para dar continuidad a estos proyectos de reforestación y el monitoreo del crecimiento y supervivencia de las plantas establecidas en campo.

2. La Ciénaga Grande de Santa Marta es una de las áreas de manglar más afectadas por la mortalidad masiva del bosque, ya que ha experimentado aumentos y disminuciones de su cobertura asociadas con las fluctuaciones del régimen hidrológico y la salinidad. Los incrementos alcanzaron 53 km² en el período 1995-2001, no obstante desde finales del 2001 se advierte una pérdida en su extensión que hasta el 2006 alcanzó cerca de 39 km² y actualmente se estima un área total de manglares similar a la registrada en 1997.

3. Las CAR's costeras se encuentran en diferente grado de avance respecto a los estudios de diagnóstico y caracterización de los manglares y en la formulación y ejecución de los planes de manejo. Al respecto, CORPOGUAJIRA y la ONG Asociación Desarrollo Guajira adelantaron la zonificación de la Unidad de Manejo Integrado - UMI Portete, documento en el cual se incluye el desarrollo de diversas actividades para la conservación, recuperación y uso sostenible de los ecosistemas de manglar.

CORPOURABA dio por finalizado en enero de 2006 el diseño del Plan de Manejo Integral de los Manglares del Golfo de Urabá y Mar Caribe antioqueño, que contiene el Plan de Manejo para la zona de uso sostenible y un Plan de Acción para las zonas identificadas como de Recuperación y Conservación.

CODECHOCÓ y el IIAP realizaron el estudio de Diagnóstico y Caracterización de los manglares del sur del departamento. En el Valle del Cauca. INVEMAR, UNIVALLE e INCIVA desarrollaron 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”.

En el departamento del Cauca la CRC, INVEMAR y CORPONARIÑO evaluaron el estado actual de las áreas de manglar en la zona costera del departamento, realizado en el marco de la Fase I para la Formulación del Plan de Manejo de la Unidad Ambiental Costera de la Llanura Aluvial del Sur (UAC-LLAS), y finalmente, CORPONARIÑO avanzó en la Zonificación, Ordenamiento y Manejo de las Áreas de Manglar en el Departamento de Nariño, proceso que contó con la participación de la comunidad a través de los Consejos Comunitarios.

4. En algunos sectores del Pacífico colombiano los manglares se encuentran en buen estado de conservación y presentan buen desarrollo estructural, destacándose los ubicados en Valencia y Los Monos en el Valle del Cauca, en los esteros Gonzalo, Concepción y Cuerval en el Departamento del Cauca y por último los manglares de la Bocana Salahondita y el Bajo Cumilínche en Nariño. En el Pacífico también se registran zonas de manglar afectadas por causas naturales y antrópicas como en Bahía Málaga donde se observa alteración del equilibrio hídrico y sedimentación, apertura de caminos, construcción de carreteras y aprovechamiento forestal. Además pese a que en el departamento del Valle del Cauca la CVC ha hecho avances importantes en la protección, conservación y recuperación de estos ecosistemas con el apoyo de los Consejos Comunitarios, en el 2006 y diez años después de que la CVC reglamentó la veda del mangle para garantizar la conservación de ese recurso, aún se evidencia su deterioro. Otro de los efectos por el aprovechamiento forestal es la abundancia del helecho de manglar (Ranconcha) en el sector de Santa Rita- Municipio de López de Micay Cauca, y la dominancia de árboles torcidos, con mala formación y bajo desarrollo estructural en los esteros Salahonda y Góngora Nariño.

5.4. Literatura citada

- Cantera, J. 1991. Etude structurale des mangroves et des peuplements macrobenthiques littoraux de deux baies du Pacifique Colombien (Málaga et Buenaventura) rapport avec les conditions du milieu et les perturbations anthropiques. Tesis de Doctorado. A l' Université d' Aix-Marseille II Faculte Sciences de Luminy. 371 p.
- CARICOMP. Caribbean Coastal Marine Productivity Program. 1993-2003. CARICOMP, 91p.

- Corporación Autónoma Regional de La Guajira CORPOGUAJIRA - Asociación Desarrollo Guajiro. 2006. Formulación de la Unidad de Manejo Integrado UMI - Bahía Portete, Costa Caribe Colombiana. Riohacha, 299 p.
- Espinosa, L.F., J. Restrepo-Martínez, C. Villamil, R. Gamba, A. Acosta, A. Rodríguez-Ramírez, R. Navas-Camacho, M.C. Reyes-Nivia y S. Bejarano. 2006. Estado de los estuarios y manglares en Colombia Pp: 173-193. En: Informe del estado de los ambientes marinos y costeros en Colombia 2005. INVEMAR. Serie de Publicaciones Periódicas No. 8. 360 p.
- 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.
- INVEMAR-CRC-CORPONARIÑO. 2006. Fase I para la formulación del plan de manejo de la Unidad Ambiental Costera de la Llanura Aluvial del Sur (UAC-LLAS).
- INVEMAR, UNIVALLE e INCIVA. 2006. BIOMÁLAGA: Valoración de la biodiversidad marina y costera de Bahía Málaga (Valle del Cauca), como uno de los instrumentos necesarios para que sea considerada un área protegida. Informe Final COLCIENCIAS. Cali, 813 p.
- Lynton, D. y T. Fisher (Eds.). 2004. CARICOMP. Caribbean Coastal Marine Productivity Program. 1993-2003. CARICOMP, 91p
- 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, 170p.
- SánchezPáez, H., R. ÁlvarezLeón, F. PintoNolla, A. SánchezAlférerz, J. PinoRenjifo, 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.
- Villamil, C. (Ed.). 2006. 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. Informe Técnico Final. INVEMAR, Santa Marta. 95p.

6. ESTADO DEL CONOCIMIENTO DE LOS PASTOS MARINOS

6.1. 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 250000 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*, Ruppiales) 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), alta producción primaria y secundaria comparable con ecosistemas terrestres aportando grandes cantidades de detrito al ecosistema (Zieman, 1982). Además actúan como refugio y sala cuna de vertebrados e invertebrados de importancia ecológica y comercial. Añadido a esto, las praderas sirven como un amortiguador de la energía proveniente de las olas y la marea, permitiendo la suspensión y estabilización de los sedimentos, creando ambientes de baja energía y protegiendo la línea de costa.

Gracias a estas funciones, los lechos de pastos marinos soportan una diversa comunidad de fauna de invertebrados y vertebrados de importancia comercial y ecológica que encuentran en ellas alimento, sitios de crianza y protección (McNeill y Bell, 1992). En el 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 y ambientes de fondos blandos).

6.2. 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 ha, 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) donde se registran sólo 2006ha. (4,6%) restringidos alrededor de las dos islas y a pequeños rodales en los cayos Albuquerque y Bolívar. Las otras 41218ha. (95,4%) se distribuyen en aguas someras (0-14m de profundidad) 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 34.674ha., constituyendo el 80,3% del total de praderas existentes en el Caribe colombiano, con la información obtenida en el 2005, se calcula que estas áreas han sido subestimadas.

La composición de las praderas en La Guajira al bordear discontinuamente el litoral entre el Cabo de La Vela y Riohacha esta dada por praderas mixtas densas de *Halodule wrightii*, *Thalassia testudinum* y *Syringodium filiforme* entre menos de un metro y tres metros de profundidad. A partir de los cuatro metros hasta profundidades de 10m o mas, se extiende en una amplia pradera dominada por *T. Testudinum* a veces compuesta por pequeños parches de *Syringodium filiforme*, *Halodule wrightii* y *Halophila decipiens*. 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 (Gómez-López y P. Garzón Urbina, 2006) 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 como principal fuente de forrajeo. Cabe mencionar además, que en el año 2003 (Gómez *et al.*, 2005) fue reportada por primera vez la existencia de *Ruppia maritima* en dos lagunas costeras (Navío Quebrado y Musichi) de la Guajira, lo que la convierte como poseedora 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 6-1), se encuentran otras 5714ha (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, pepinjos, 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 506ha. 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 consideradas en el trabajo realizado por INVEMAR entre 2002a y 2002b (ver Díaz *et al.*, 2003a). Las 400ha. estimadas en este último estudio, corresponden entonces a zonas vegetadas por pastos con coberturas mayores al 30% y con un área superior a 100m². 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.

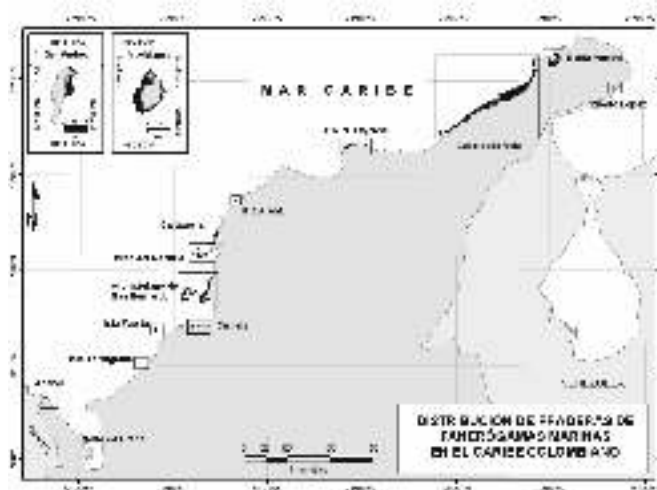


Figura 6-1. Áreas de praderas de fanerógamas marinas en el Caribe colombiano.
Tomado de INVEMAR 2002b

6.3. Estado Actual

Dentro del proyecto de caracterización estructural de las praderas de fanerógamas en diferentes ciclos climáticos en el marco 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, se realizó el muestreo correspondiente a la época seca mayor en cuanto a la estructura de fauna y flora de las praderas de pastos marinos en 15 estaciones entre Bahía Portete y Mayapo durante el primer semestre de 2006. Los resultados presentados aquí, forman parte de las tesis de pregrado de la estudiantes Margarita Rosa Albis (Universidad Nacional de Colombia).

En segundo lugar, Como parte del monitoreo desde 1993 en el marco de la red CARICOMP, durante el año 2006 se realizó en el área de Santa Marta, bahía Chengue del Parque Nacional Natural Tayrona (PNNT) el estudio correspondiente a ese año, el cual se describirá a continuación.

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 2005 de esta serie (Díaz y Garzón, 2002; Barrios y Gómez-López, 2003; Barrios y Rodríguez, 2004 y Gómez-López *et al.*, 2005, INVEMAR, 2006).

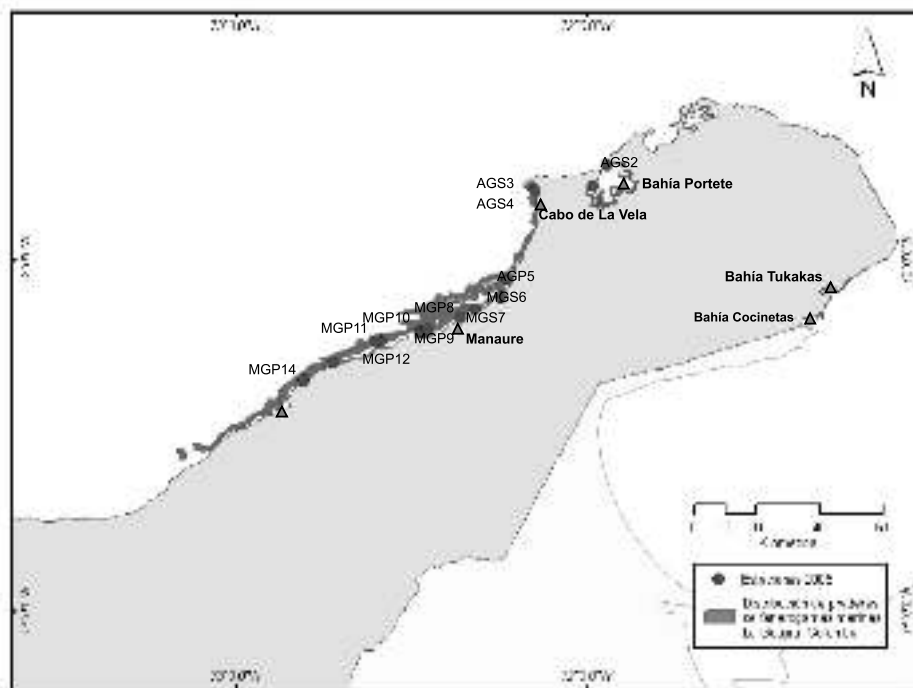


Figura 6-2. Detalle de las áreas cubiertas por pastos marinos en el departamento de La Guajira en las que se resaltan las estaciones de muestreo sobre praderas monoespecíficas de *Thalassia testudinum*. AG Alta Guajira, MG Media Guajira; S somera, P profunda; Puerto Warreo (AGS1); Punta Cocos (AGS2); 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), Tagüaya (MGP12), Ballenas (MGP13) y Mayapo (MGP14). Tomado de LabSI-INVEMAR

Tabla 6-2. Ubicación geográfica y profundidad de las praderas de *T. testudinum* medidas por estación en el departamento de La Guajira, época seca, 2006

Estación	Latitud	Longitud	Profundidad (m)
Punta Cocos	12°16'11,7''	71°56'39,8''	3,1
Puerto Portete	12°11'38,8''	71°54'56,6''	1,6
Warreo	12°12'47,7''	71°59'25,2''	1,0
C. de la Vela 1	12°12'26,0''	72°09'29,0''	0,9
C. de la Vela 2	12°11'44,7''	72°08'55,6''	1,2
El Cardón	11°57'08,6''	72°13'55,0''	5,8
F. a Torima	11°54'04,2''	72°15'04,5''	2,5
Santa Rosa 1	11°50'25,6''	72°21'54,5''	3,5
Santa Rosa 2	11°51'44,7''	72°19'34,9''	6,8
Manaure 1	11°48'16,7''	72°27'34,1''	5,8
Manaure 2	11°47'57,0''	72°28'42,3''	4,8
Musichi	11°46'40,4''	72°33'41,0''	6,0
Tagüaya	11°46'32,1''	72°36'12,1''	5,3
Ballenas	11°42'34,0''	72°43'32,1''	3,5
Mayapo	11°39'23,2''	72°48'28,5''	4,0

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

Con el fin de finalizar los estudios del comportamiento estacional de las praderas de pastos marinos en la zona costera del departamento, desarrollado dentro del convenio de cooperación entre INVEMAR y CORPOGUAJIRA, y basándose en las metodologías utilizadas en estudios de pastos marinos (INVEMAR, 2002b; CARICOMP), 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 distintas praderas mono-específicas de *Thalassia testudinum* en tres intervalos de profundidad: somera (0-2 m) con 4 estaciones (Warreo, Puerto Portete, Cabo de La Vela 1 y Cabo de La Vela 2), media (2-4 m) con 5 estaciones (Frente a Torima, Ballenas, Santa Rosa 1, Mayapo y Punta Cocos) y profunda (>4 m) con 6 estaciones (El Cardón, Taguaya, Santa Rosa 2, Manaure 1, Manaure 2 y Musichi). Las estaciones escogidas, son las mismas que fueron georeferenciadas y estudiadas previamente durante julio y noviembre de 2005 en la primera fase del proyecto (Figura 6-2 y Tabla 6-2) (INVEMAR, 2006).

6.3.1.1. Cobertura y Densidad

En la zona costera de La Guajira, las praderas de fanerógamas marinas presentaron una heterogeneidad espacial marcada en cuanto a cobertura y composición. La cobertura de *Thalassia testudinum* osciló entre 20 % en Ballenas y 70 % en la estación del Cabo de La Vela 1. Aunque las diferencias entre las estaciones no es tan marcada, en general las estaciones de Cabo de La Vela 1, Warreo, Punta Coco, Frente a Torima y Punta Cocos presentaron las mayores coberturas de *T. testudinum*.

En las estaciones de Punta Cocos, Manaure 1 y Santa Rosa 2 se encontraron parches de *Syringodium filiforme* con coberturas máximas de 20 %, mientras que *Halodule wrightii* estuvo presente en las estaciones de Santa Rosa 2, Santa Rosa 1 y Frente a Torima; y *Halophila decipiens* en las praderas de Santa Rosa 1. En Warreo se observó un biotopo especial caracterizado por un gran número de colonias de *Millepora alcicornis*, corales blandos y macroalgas. Ballenas y Mayapo presentaron los máximos valores de cobertura de fondo blando, presentando en toda su extensión vástagos muy dispersos y jóvenes, en contraste con las observaciones de la primera fase del proyecto, donde estas estaciones se caracterizaban por tener coberturas mayores a 40 %, lo que hace pensar que esas praderas se encontraban en proceso de regeneración. Cabe resaltar la presencia de diversos organismos que albergan las praderas de La Guajira tales como bivalvos, corales, esponjas, erizos, octocorales, entre otros; aunque en algunos lechos de pastos como los de Cabo de La Vela 1, Frente a Torima, Ballenas y Mayapo la diversidad de especies fu muy pobre.

6.3.1.2. Algas asociadas

Se identificaron 33 especie de macroalgas y 3 especies epifitas de hojas de pastos y de algas, agrupadas en 4 phylum, 12 órdenes y 16 familias (Tabla 6-3). Las Rodophytas fueron el phylum más diverso con 8 órdenes, 10 familias y 18 especies; seguido de las Phaeophytas con 2 órdenes, 2 familias y 12 especies. El orden Dictyotales y la familia Dictyotaceae fueron los grupos taxonómicos mejor representados en la región conteniendo unas 11 especies, entre las cuales 7 pertenecen al género *Dictyota* sp., tres a *Dictyopteris* sp. y una a *Spatoglossum* sp. Las praderas de Warreo y El Cardón fueron las que presentaron una mayor diversidad y cobertura de algas; en cambio praderas como Ballenas, Mayapo, Cabo de La Vela 1 y Frente a Torima presentan poca cobertura y diversidad de especies.

6.3.1.3. Longitud y ancho foliar

Los valores de longitud, ancho, área y biomasa foliar, pastoreo, peso de epífitos, densidad de vástagos y número de hojas, presentaron amplios intervalos de variación (máximos y mínimos) en toda el área de La Guajira; sin embargo, el coeficiente de variación es muy bajo, lo que indica que las praderas exhiben poca variabilidad en la escala de muestreo (>120 km de línea de costa).

Tabla 6-3. Principales grupos taxonómicos de algas encontrados en las praderas de *T. testudinum* en el departamento de La Guajira. Cf (confirmar), CfCc (Confirmar con corte)
Ep (epifitas de pastos), Epa (epifitas de algas)

Phylum	Orden	Familia	Especie
Rodophyta	Ceramiales	Rhodomelaceae	<i>Acanthophora cf.</i>
			<i>Laurencia sp. cf.</i>
			<i>Polysiphonia subtilissima (Epa)</i>
			<i>Polysiphonia sp. (Epa)</i>
		Ceramiacea	<i>Ceranium sp. (Ep)</i>
		Dasyaceae	<i>Dasya sp.</i>
	Gigartinales	Hypneaceae	<i>Hypnea spinella</i>
			<i>Hypnea musciformis</i>
			<i>Hypnea sp.</i>
	Gracilariales	Gracilariaceae	<i>Gracilaria sp.</i>
			<i>Gracilaria mammillaris cf</i>
			<i>Gracilaria domingensis cf.</i>
	Corallinales	Corallinaceae	<i>Jania adhaerens</i>
			<i>Morfoespecie 2</i>
Rhodymeniales	Champiaceae	<i>Champia sp. Cf.</i>	
Corallinales	Corallinaceae	<i>Amphiroa fragilissima cf.</i>	
Nemaliales	Galaxauraceae	<i>Galaxaura obtusata</i>	
Halymeniales	Halymeniaceae	<i>Gratelupia sp. cf</i>	
Phaeophyta	Dictyotales	Dictyotaceae	<i>Dictyota sp.</i>
			<i>Dictyota pulchela cf.</i>
			<i>Dictyota caribaea cf.</i>
			<i>Dictyota cervicornis cf.</i>
			<i>Dictyota pinnatifida cf.</i>
			<i>Dictyota menstrualis</i>
			<i>Dictyota ciliolata sp.</i>
			<i>Dictyopteris delicatula cf</i>
			<i>Dictyopteris polypodioides cf</i>
			<i>Dictyopteris sp.</i>
			<i>Spatoglossum sp. CfCc</i>
	Fucales	Sargassaceae	<i>Sargassum filipendula cf</i>
Chlorophyta	Bryopsidales	Codiaceae	<i>Codium taylorii cf</i>
			<i>Codium decorticatum</i>
		Caulerpaceae	<i>Caulerpa sertularioides cf.</i>
			<i>Caulerpa taxifolia</i>
			<i>Caulerpa racem</i>
		Udotaceae	<i>Halimeda gomeai cf.</i>
Cyanophyta	Oscillatoriales	Oscillatoriaceae	<i>Oscillatoria sp.</i>

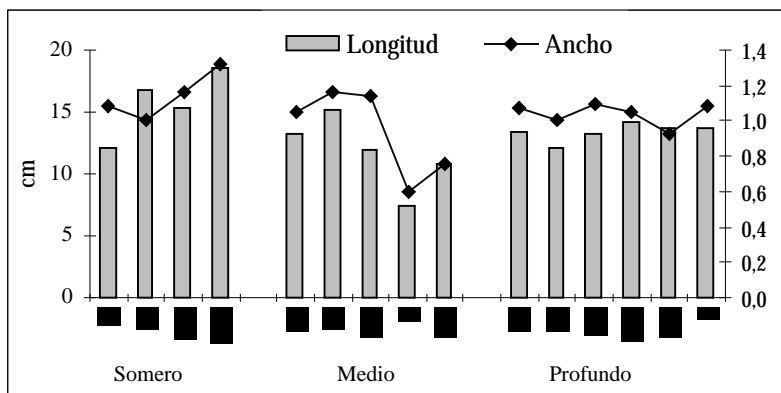


Figura 6-3. Promedio del ancho y longitud foliar de *T. testudinum* por estación. Departamento de La Guajira, época seca, 2006. Warreo (W), Puerto Portete (PP), Cabo de La Vela 1 (CV1), Cabo de La Vela 2 (CV2), Punta Cocos (PC), Frente a la laguna Torima (FT), Santa Rosa 1 (SR1), Ballenas (B), Mayapo (MY), El Cardón (EC), Manaure 1 (M1), Manaure 2 (M2), Santa Rosa 2 (SR2), Musichi (MU), Tagüaya (T)

6.3.1.4. Biomasa y Tipo de Sustrato

En contraste, la biomasa total, la biomasa foliar y en pie presentaron un coeficiente de variación alto (hasta del 38%) lo que indica que existen condiciones que permiten una alta variación entre las estaciones respecto a estas variables (Tabla 6-4). Esta situación podría verse corroborada por la distinta composición de los sustratos encontrados, ya que de la distinta composición de los mismos, se observaron cambios en las biomásas respectivamente.

En general, las arenas medias fueron el grano predominante en el sedimento de las praderas de La Guajira; no obstante, la dominancia de las arenas finas en las praderas de Cabo de La Vela 1 y el alto porcentaje registrado en las estaciones de Punta Cocos, Santa Rosa 1, Manaure 1 y Taguaya (Figura 6-3), es consistente con los valores de biomasa registrados, mientras que las arenas gruesas dominaron en aquellas praderas donde abundaron los organismos con esqueleto calcáreo como sucede en Warreo, Puerto Portete y Cabo de La Vela 2 (Tabla 6-5) y la composición de la biomasa no fue, comparativamente hablando, tan alta como con los sedimentos finos.

Por otro lado, los sedimentos fueron pobremente seleccionados, es decir, no hay un predominio completo de un solo tipo de grano, a diferencia de Cabo de La Vela 1 en donde las arenas finas dominaron hasta en un 78 % (área de mayor biomasa registrada). Dentro de esta clasificación de poca selección, el nivel de abundancia de un grano respecto a los otros es descrita si los sedimentos siguen una curva leptokurtica (Punta Cocos y ballena), alto

porcentaje de un solo tipo de grano; mesokurtica (Warreo, Cabo de La Vela 2, Frente a Torima, Santa Rosa 1, Manaure 1, Manaure 2, Santa Rosa 2 y Taguaya), curva suave; o platikurtica (Musichi, Mayapo y Puerto Portete), proporciones casi iguales (Tabla 6-5).

Tabla 6-4. Promedio, desviación estándar, máximos, mínimos y coeficiente de variación de los atributos estructurales medidos en las praderas de *T. testudinum* del departamento de La Guajira, época seca, 2006

Atributo	Promedio	Desviación estándar	Coefficiente de Variación	Mínimos	Máximos
N° de hoja (m ²)	863,42	346,38	8,01	250,00	2300,00
Longitud (m)	13,51	3,38	7,90	6,06	26,26
Ancho (m)	1,04	0,19	5,69	0,51	1,45
Área foliar (m ²)	14,79	5,54	11,86	3,54	38,07
Pastoreo (%)	60,54	16,69	8,72	16,67	92,31
Densidad (m ²)	255,10	96,54	11,97	96,00	600,00
Biomasa de epífitos (%)	35,74	13,34	11,81	10,23	77,42
Biomasa foliar (gps m ²)	41,36	25,47	19,47	5,40	143,74
Biomasa total (gps m ²)	12,23	11,91	27,70	3,54	38,07
Biomasa en pie (gps m ²)	44,30	26,32	19,34	16,67	92,31
Biomasa rizoidal (gps m ²)	226,23	175,	37,71	96,00	600,00

6.3.1.5. Productividad

La producción primaria, la tasa de crecimiento la biomasa en pie y la tasa de renovación de las estaciones someras de Warreo y Cabo de La Vela 1 presentaron una media general alta de 2,40 gps m² día⁻¹; 1,24 mm/día; 70,25 gps/m y 109 % crecimiento/día; no obstante, estos valores fueron mas altos en las praderas de Cabo de La Vela, alcanzando para la producción y la tasa de crecimiento casi el doble de la magnitud registrada para las praderas de Warreo (Tabla 6-6).

Las praderas del Cabo de La Vela se caracterizan por su alta biomasa, densidad de vástagos y densidad foliar. Los lechos de pastos ubicados en puerto Warreo a pesar de tener también una estructura compleja en cuanto a sus altos valores en biomasa y densidad, es menos exuberante que la primera. Fong y Harwell (1994) mencionan que existe una relación directamente proporcional de la biomasa y la producción primaria, lo que efectivamente es observado en el Cabo de La Vela que presenta una mayor biomasa en pie $76,55 \pm 52,54$ gps/m² respecto a Warreo $52,72 \pm 15,64$ gps/m², que se ve reflejado en la mayor

producción primaria ($3,02 \pm 1,59$ gps/m²/día), crecimiento foliar $1,57 \pm 0,78$ mm/día) y tasa de renovación ($2,85 \pm 1,41$ mm/día). Es posible que la existencia de un mayor número de vástagos y hojas, permitan un mejor aprovechamiento de la energía solar manifestado en un aumento de la fijación de carbono y creación de tejido vegetal. De hecho, la cantidad de luz disponible, en este caso, para ambos sectores, aguas transparentes y someras en la cual la incidencia lumínica es alta, determina una buena producción primaria.

Tabla 6-5. Clasificación del sedimento presente en las praderas de *T. testudinum* del departamento de La Guajira, época seca (2006), mediante el programa SFT (2000-2001)

Estación	Clasificación del sedimento
Warreo	Arena gruesa, pobremente seleccionada; mesokurtica
Puerto Portete	Arena gruesa, pobremente seleccionada; platikurtica
Cabo Vela 1	Arena fina, moderadamente seleccionada; muy leptokurtica
Cabo Vela 2	Arena gruesa, pobremente seleccionada; mesokurtica
Punta Cocos	Arena mediana, pobremente seleccionada; leptokurtica
Frente a Torima	Arena gruesa, pobremente seleccionada; mesokurtica
Ballenas	Arena mediana, pobremente seleccionada; leptokurtica
Mayapo	Arena mediana, pobremente seleccionada; platikurtica
Santa Rosa 1	Arena mediana, pobremente seleccionada; mesokurtica
El Cardón	Arena mediana, pobremente seleccionada; platikurtica
Manaure 1	Arena mediana, pobremente seleccionada; mesokurtica
Manaure 2	Arena mediana, pobremente seleccionada; mesokurtica
Santa Rosa 2	Arena mediana, pobremente seleccionada; mesokurtica
Taguaya	Arena mediana, pobremente seleccionada; mesokurtica
Musichi	Arena gruesa, pobremente seleccionada; platikurtica

Tabla 6-6. Producción primaria, tasa de renovación, tasa de crecimiento y biomasa en pie de las praderas de *T. testudinum* en Warreo y Cabo de la Vela 1, Alta Guajira, época seca, 2006 (promedio \pm 1 error estándar)

Atributo	Warreo	Cabo de La Vela	Promedio
Producción primaria (gps/m ² /día)	$1,79 \pm 0,59$	$3,02 \pm 1,59$	$2,40 \pm 1,31$
Tasa de Renovación (%/día)	$3,37 \pm 0,52$	$2,85 \pm 1,41$	$3,12 \pm 1,05$
Tasa de Crecimiento (mm/día)	$4,65 \pm 1,74$	$5,86 \pm 2,93$	$5,29 \pm 2,50$
Biomasa en pie (gps/m ²)	$52,72 \pm 15,64$	$76,55 \pm 52,54$	$70,25 \pm 36,20$

Comparando con el trabajo de Garzón (2007), se encuentra que los mayores valores en cuanto a la producción primaria, tasa de renovación y tasa de crecimiento se presentan en la época de transición a lluvias, particularmente en bahía Portete. En cuanto a la biomasa en pie, Cabo de La Vela 1 en época seca mostró las más altas magnitudes. Los menores valores, en general, se encontraron en Cabo de la Vela para la época de lluvias (Tabla 6-7).

Tabla 6-7. Comparación de la producción primaria, tasa de renovación, tasa de crecimiento y biomasa en pie de las praderas de *T. testudinum* en Warreo y Cabo de La Vela 1, departamento de La Guajira, en la época climática de transición a lluvias y lluvias en el 2005 (Garzón, 2007), y la época climática seca mayor en el 2006. WT (Warreo transición), WLL (Warreo lluvias), CV (Cabo de La Vela transición), CVT (Cabo de La Vela lluvias), WS (Warreo época seca), CVS (Cabo de La Vela época seca)

	WT	WLL	CVT	CVLL	WS	CVS
Producción primaria (gps/m ² /día)	4,46	2,43	2,92	1,78	1,79	3,02
Tasa de renovación (%/día)	6,58	5,95	3,83	1,90	3,37	2,85
Tasa de crecimiento (mm/día)	3,91	4,09	0,76	*	4,65	5,86
Biomasa en pie (gps/m ²)	65,07	44,93	77,80	94,31	52,72	76,55

Zieman y Wetzel (1980) registran los mayores valores para el gran Caribe con una producción primaria entre 3,00-5,60 gps/m²/día y Zieman (1989) para la Bahía de Florida reporta un intervalo de 0,05-3,42 gps/m²/día, en praderas someras. En el Caribe colombiano, Palacios *et al.*, (1992) encontraron en la zona somera de San Andrés un producción primaria de 2,55 gps/m²/día y un crecimiento de 1,55 mm/día y Herrera (1995) registró un crecimiento de 4,66 mm/día y una tasa de renovación de 33,38 mm/día. Con estos valores, se considera que la producción primaria en las estaciones de Puerto Warreo y Cabo de La Vela 1 (2,40 gps/m²/día), para la época seca, es medio-alta, corroborando junto con la tasa de renovación (109 %/día), que las praderas en zonas someras son dinámicas y están en constante renovación. El rápido crecimiento de sus hojas (5,29 mm/día) junto a la alta biomasa en pie (70,25 gps/m²) y a la evidencia visual confirma el papel de los pastos como grandes generadores de detritos y materia orgánica.

Según Durako (1988), la producción primaria refleja cambios a nivel de fotosíntesis, respiración y crecimiento, características indicadoras de un buen balance de carbono dentro de la planta. De acuerdo con los resultados, se podría concluir sobre el buen estado de salud de los pastos en estos dos sectores de La Guajira.

6.3.1.6. Efecto de las variables ambientales sobre la estructura de *T. testudinum*

Las variables ambientales, profundidad, sedimento y materia orgánica fueron analizados a través del análisis de componentes principales escogiéndose los 3 primeros componentes que explican en su orden el 62,45; 17,36 y 7,34% de la varianza de los atributos estructurales, para un total de 87,55%. En la Tabla 6-8 se muestran las principales variables fisicoquímicas presentadas en las estaciones de muestreo a manera de información general.

Gracias al efecto pronunciado de la surgencia y los vientos alisios, las condiciones ambientales en La Guajira en esta época climática son muy particulares en cuanto a la temperatura, salinidad y disponibilidad de nutrientes; la salinidad con valores entre 39,00 y 43,00, sobrepasa los límites óptimos reportados en la literatura; y a pesar de que la temperatura presenta ámbitos de variación pequeños (26,00-27,50 °C), está dentro de los límites establecidos, 20,00 30,00 (Zieman, 1982). Es importante resaltar que las mediciones fueron superficiales; dado que las aguas de La Guajira presentan salinidad y temperatura superficial alta, es posible que los valores a nivel del sustrato ejerzan influencias no medidas (Angel, 1998).

Tabla 6-8. Características ambientales de las praderas de *T. testudinum* medidas por estación en el departamento de La Guajira, época seca, 2006. Profundidad, CP., salinidad, S., transparencia Tr., temperatura, T., intensidad de la luz, Iz., contenido de materia orgánica, M.O

Estación	CP	S (ups)	Tr (m)	T (°C)	Iz	M.O (%)	Promedio
Punta Cocos	Medio	43,00	2,50	27,3	16,77	5,37	15,00
Puerto Portete	Somero	39,00	1,00	27,00	9,99	6,41	5,00
Warreo	Somero	39,00	0,90	26,00	20,19	5,34	10,00
C. de la Vela 1	Somero	41,00	0,90	26,00	23,69	4,35	>80,00
C. de la Vela 2	Somero	40,00	1,20	26,00	23,69	4,44	20,00
El Cardón	Profundo	40,00	5,80	25,50	23,69	1,49	4,00
F. a Torima	Medio	39,00	0,80	26,00	1,11	3,56	4,00
Santa Rosa 1	Medio	40,00	3,20	26,10	6,59	1,32	3,00
Santa Rosa 2	Profundo	38,00	3,60	25,70	20,70	2,13	6,00
Manaure 1	Profundo	39,00	3,80	26,00	11,10	1,03	5,00
Manaure 2	Profundo	39,00	3,20	26,50	11,53	1,20	6,00
Musichi	Profundo	38,00	3,30	26,00	7,29	1,46	5,00
Taguaya	Profundo	38,00	4,30	26,20	16,95	1,28	4,50
Ballenas	Medio	40,00	1,70	27,2	5,16	1,93	3,00
Mayapo	Medio	39,00	2,00	27,50	5,61	1,64	4,00

El ancho y la longitud foliar son considerados indicadores para el monitoreo de las condiciones ecológicas de los pastos marinos (Anón, 1990), puesto que al disminuir las dimensiones foliares se observa una respuesta ecofenotípica de *T. testudinum* debido a tensores naturales o antropogénicos (Durako, 1992). En este estudio, las condiciones de bajas temperatura (25,5-27,5 °C) y altas salinidades (38,00-43,00) debido al fenómeno de surgencia costera, podrían haber ocasionado este comportamiento, así como lo menciona CARICOMP (1997) en los estudios realizados para el gran Caribe. Otro tipo de influencia externa no fue observada en el área.

Por otra parte, los requerimientos lumínicos mínimos para el crecimiento de los pastos marinos oscila entre 15,00 y 30,00 % (Morris y Tomasko, 1993); sin embargo solo El Cardón (23,69 %), Cabo de La Vela 1 y 2 (23,69 %), Santa Rosa 2 (20,70 %), Warreo (20,19 %), Tagüaya (16,95 %) y Punta Cocos (16,77 %) se encuentran dentro de estos límites, mientras las demás presentan valores menores al 11,00 %. No obstante, se observó que en las praderas someras existe un mejor desarrollo estructural de las praderas, acompañado de menor biomasa de epífitos, a pesar que muchas de estas praderas en el momento del muestreo presentaron aguas muy turbias. Quizás este desarrollo, visto de manera mas clara en el tamaño de las hojas, puede ser una respuesta a la poca luz disponible en praderas someras.

6.3.1.7. Efecto de la profundidad

De acuerdo a los resultados obtenidos en el análisis de varianza, corroborado por el análisis de correlación y lo observado en campo, existe un efecto de la profundidad sobre la estructura de los pastos marinos de La Guajira.

La biomasa total es mayor en las estaciones someras de la Alta Guajira, es decir, las estaciones de Bahía Portete (868,20 954,02 g/m²) y Cabo de La Vela (956,49 1821,09 g/m²), y menor en las praderas de Ballenas (324,04 g/m²), Mayapo (398,44 g/m²), El Cardón (881,59 g/m²), Santa Rosa 2 (397,30 g/m²) y Musichi (1019,66 g/m²). La estación 1 de Cabo de la Vela (> 4000 g/m² de biomasa total) no se incluyó dentro de la gráfica puesto que los valores eran demasiado altos, impidiendo observar claramente las tendencias en el comportamiento de las otras estaciones. En la estación ubicada en puerto Warreo, debido a problemas logísticos la toma de muestra no se logro llevar a cabo (Figura 6-4).

La relación Biomasa en pie/Biomasa Rizoidal en la mayoría de los casos es mayor a uno, es decir, la biomasa en pie es mayor a la biomasa rizoidal, lo que se puede ver reflejado con la poca profundidad de los rizomas. Sin embargo, en Puerto Portete, Punta Cocos, Ballenas, Manaure 2 y Santa Rosa 2 aunque la biomasa rizoidal es mayor, no se presenta una relación muy clara entre la profundidad de los rizomas y el desarrollo del área basal de la planta: los

rizomas, en su mayoría, están a unos pocos centímetros por debajo del nivel del suelo. Solamente en las praderas ubicadas en las estaciones de Cabo de La Vela 1 y 2, Warreo y Punta Cocos, existen raíces que sobrepasan los 10cm de profundidad. De hecho, en Cabo de La Vela 1, en donde la relación es muy baja, se presenta una terraza formada por *T. testudinum* donde los rizomas y el sedimento alcanzan mas de 50cm de profundidad, permitiendo que las plantas tengan mas estabilidad en el sustrato lodoso, y así un mejor desarrollo.

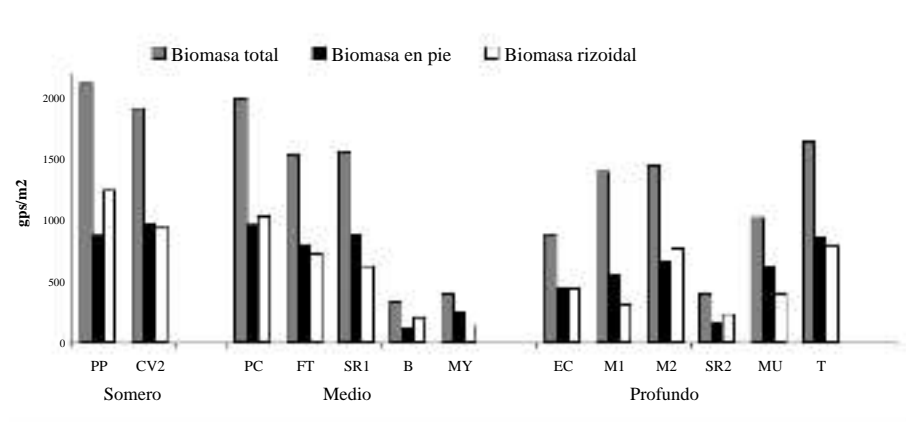


Figura 6-4. Valores de biomasa en pie, biomasa rizoidal y biomasa total de *T. testudinum* por estación y profundidad. Departamento de La Guajira, época seca, 2006. Warreo (W), Puerto Portete (PP), Cabo de La Vela 1 (CV1), Cabo de La Vela 2 (CV2), Punta Cocos (PC), Frente a la laguna Torima (FT), Santa Rosa 1 (SR1), Ballenas (B), Mayapo (MY), El Cardón (EC), Manaure 1 (M1), Manaure 2 (M2), Santa Rosa 2 (SR2), Musichi (MU), Tagüaya (T)

Teniendo en cuenta los tres intervalos de profundidad establecidos inicialmente, el test de comparación de Tukey-Kramer demostró que el número de hojas, el peso de epífitos y la biomasa foliar de las profundidades medias fueron similares a las estaciones someras y las profundas, lo que muestra que puede existir algún tipo de gradiente con la profundidad. El número de hojas y la biomasa foliar fue mayor en las estaciones someras y en las estaciones medias Punta Cocos, Frente a Torima y Santa Rosa 1 (profundidad menor a 3,5 m), mientras que Ballenas y Mayapo (profundidad mayor a 3,5m) estuvieron mas cercanas a los menores valores de las estaciones profundas. Cabo de La Vela 1 ($1305,00 \pm 405,83 \text{ m}^2 - 84,80 \pm 35,24 \text{ gps/m}^2$) junto con Mayapo ($567,50 \pm 185,24 \text{ m}^2 - 7,51 \pm 2,50 \text{ gps/m}^2$) y Ballenas ($592,50 \pm 215,72 \text{ m}^2 - 14,47 \pm 4,92 \text{ gps/m}^2$), representan los máximos y mínimos para ambos atributos.

El peso de epífitos presentó el mismo gradiente pero se comportó de manera inversa: los mayores valores se presentaron en las estaciones profundas y los menores en las someras, con un máximo en Ballenas ($52,52 \pm 5,64$ %) y un mínimo en Manaure 2 ($17,95 \pm 4,52$ %) y Puerto Portete ($21,15 \pm 5,77$ %). Teniendo en cuenta las observaciones realizadas en campo y el laboratorio, la mayor presencia y cobertura de algas epífitas calcáreas y filamentosas se encontró en las estaciones someras, a pesar de que la mayor biomasa se obtuvo en las praderas profundas, en donde por el contrario se observó una gran cobertura de hidroides.

La densidad de vástagos, el área, la longitud y el ancho foliar fueron diferentes en las tres profundidades, aunque en el intervalo de profundidad medio se exhibieron los menores valores, encontrándose en Ballenas, el valor mínimo, un ancho y longitud promedio de $0,601 \pm 0,060$ cm y $7,44 \pm 1,21$ cm respectivamente por lo que se comentaba con anterioridad, pues presentó un cambio en la pradera a modo de regeneración. Los más altos valores en las dimensiones foliares se presentaron en las estaciones de Puerto Portete ($20,08 \pm 6,74$ cm²), Cabo de La Vela 2 ($24,77 \pm 5,72$ cm²) y Frente a Torima ($18,47 \pm 3,36$ cm²).

Los menores valores de densidad estuvieron concentrados en las estaciones profundas, con valores desde $137,50 \pm 67,91$ vástagos/m² en Santa Rosa 2, junto con las estaciones de Mayapo ($194,40 \pm 45,65$ vástagos/m²), Ballenas ($171,60 \pm 53,45$ vástagos/m²) y Cabo de la Vela 2 ($200,00 \pm 47,14$ vástagos/m²). Nuevamente, se observa la tendencia de aumento en magnitud en bahía Portete, con su máximo valor en Punta Cocos ($367,50 \pm 74,58$ vástagos/m²), y Cabo de la Vela 1 ($437,50 \pm 92,23$ vástagos/m²).

6.3.1.8. Relación entre las estaciones

En el análisis de clasificación (Figura 6-5), con el fin de observar las agrupaciones existentes entre las estaciones según el parecido en sus atributos estructurales, se trazó una línea a una distancia de 2.90 discriminando cinco grupos, los cuales muestran una agrupación que obedece a la profundidad y las condiciones particulares de cada estación.

La pradera que mas difiere es Cabo de la Vela 1 (Grupo 1); estación somera con un alto desarrollo de sus atributos estructurales, particularmente, presenta una alta densidad de vástagos, alta densidad foliar y un bajo peso de epífitos. En el sustrato predominan los sedimentos finos junto con un gran desarrollo de la parte rizoidal. Presenta una alta incidencia de luz y una alta salinidad, junto con bajas temperaturas y un alto % de pastoreo.

Ballenas y Mayapo (Grupo 2) resaltan al poseer el mayor número de renuevos observados, y por tanto bajas densidades foliares, hojas cortas y angostas, poca biomasa y muy bajas densidades de vástagos. Estas dos praderas cercanas a la ciudad de Riohacha, se caracterizan por el poco contenido de materia orgánica (M.O), baja incidencia de luz, altas salinidades, temperaturas intermedias y predominio de granos medianos en el sedimento.

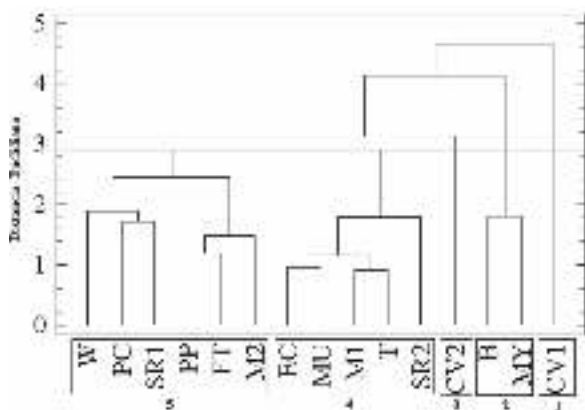


Figura 6-5. Análisis cluster para observar las relaciones entre las praderas de *T. testudinum* en el departamento de La Guajira, época seca (2006), utilizando como método de agrupamiento el promedio de medias y la distancia Euclidiana. Warreo (W), Puerto Portete (PP), Cabo de La Vela 1 (CV1), Cabo de La Vela 2 (CV2), Punta Cocos (PC), Frente a la laguna Torima (FT), Santa Rosa 1 (SR1), Ballenas (B), Mayapo (MY), El Cardón (EC), Manaure 1 (M1), Manaure 2 (M2), Santa Rosa 2 (SR2), Musichi (MU), Tagüaya (T)

A pesar de estar muy cercanos y presentar características muy similares en cuanto a salinidad, temperatura, contenido de M.O, intensidad de luz, pastoreo y % de epifitos, las dos estaciones realizadas en las praderas del Cabo de La Vela difieren en su estructura. En Cabo de La Vela 2 (Grupo 3), la gran variedad de organismos asociados como esponjas, bivalvos, corales, etc., que aportan material grueso al sedimento, tal vez permitirían un menor desarrollo de la biomasa rizoidal y densidad de vástagos; y un ascenso del tamaño de las hojas, tanto en longitud como ancho.

Los lechos de pastos marinos del Grupo 4, El Cardón, Musichi, Tagüaya, Manaure 1 y Santa Rosa 2, está compuesta por todas las estaciones profundas menos Manaure 2, que se agrupa en el Grupo 5 principalmente por que el porcentaje de epifitos es bajo, a comparación de los altos valores encontrados en las hojas de estas praderas. Se puede decir, teniendo en cuenta los bajos valores del resto de variables estructurales, que estas praderas son poco desarrolladas. Adicionalmente, se caracterizan por la baja incidencia de luz, poco contenido de materia orgánica, baja temperatura, altas salinidades y predominio de granos medios.

Finalmente, la última asociación está compuesta por las praderas de bahía Portete, las estaciones más someras del rango de profundidad medio (Frente a Torima y Santa Rosa 1) y Manaure 2. Como se ha mencionado anteriormente, las praderas someras presentan un mayor desarrollo estructural que las profundas, con valores medios en casi todas las variables que se tuvieron en cuenta para la realización del análisis cluster. Adicionalmente,

presenta los menores valores de epífitos acompañado de una gran variedad de macroinvertebrados observados en campo. Cabe resaltar, que además de ser someras, en bahía Portete existen entradas adicionales de nutrientes y materia orgánica de las comunidades adyacentes, a saber, manglares, corales y algas, que seguramente interfiere en el buen estado de los pastos.

Para visualizar mejor las características de cada agrupación, se construyó una tabla donde se promediaron los datos de cada asociación y se clasificaron de acuerdo a su magnitud en muy bajo, bajo, medio, alto y muy alto, teniendo en cuenta la clasificación realizada por Castillo-Torres (2003) para las praderas de fanerógamas del Caribe colombiano (Tabla 6-9).

Tabla 6-9. Atributos ambientales y estructurales sobresalientes de las praderas de *T. testudinum* de La Guajira en época seca (2006), en cada uno de los grupos (1-5) resultantes en la prueba de clasificación. (Promedio \pm 1 error estándar)

Atributo	G1	G2	G3	G4	G5
Sedimento	Fino	Medio	Grueso	Medio grueso	Grueso-Medio
M. Orgánica (%)	Medio 4,4	Muy bajo 1,78 \pm 0,21	Medio 4,4	Bajo 1,5 \pm 0,41	Medio 3,87 \pm 2,22
Salinidad	Alto 39,0	Alto 39,5 \pm 0,71	Muy alto 40,0	Alto 38,8 \pm 0,84	Muy alto 39,8 \pm 1,6
Temperatura	Bajo 26,0	Medio 27,35 \pm 0,21	Bajo 26,0	Bajo 25,9 \pm 0,28	Bajo 26k,5 \pm 0,56
Intensidad de Luz	Alto 23,7	Muy bajo 5,39 \pm 0,32	Alto 23,7	Medio 16,0 \pm 6,7	Bajo 11,0 \pm 6,9
Pastoreo (%)	Muy alto 74,0	Alto 45,6 \pm 11,0	Alto 71,4	Alto 59,0 \pm 20,2	Alto 61,9 \pm 7,8
B. Rizoidal (gps m)	Muy Alto 4120,2	Muy bajo 176,9 \pm 45,4	Medio 946,2	Bajo 429,6 \pm 210,1	Medio 777,2 \pm 333,0
D. vástagos (m ²)	Alto 437,5	Muy bajo 183,0 \pm 16,1	Bajo 200,0	Bajo 201,5 \pm 41,5	Medio 301,7 \pm 48,3
L. Foliar (cm)	Medio 15,3	Muy bajo 9,1 \pm 2,3	Alto 18,5	Medio 13,4 \pm 0,80	Bajo 13,7 \pm 1,9
A. Foliar (cm)	Alto 1,2	Muy bajo 0,68 \pm 0,11	Muy alto 1,3	Medio 1,03 \pm 0,06	Medio 1,09 \pm 0,06
B. Foliar (gps m)	Alto 84,8	Muy bajo 11,0 \pm 4,9	Medio 50,6	Bajo 32,8 \pm 3,8	Medio 49,7 \pm 11,9
% Peso Epífitos	Medio 30,0	Alto 48,2 \pm 6,2	Medio 30,7	Alto 43,6 \pm 5,8	Medio 26,9 \pm 9,3

De acuerdo a todo lo anterior, se puede concluir que las praderas de pastos marinos del departamento de La Guajira en el período señalado se encuentran atravesando un cambio estructural influenciado por las condiciones climáticas y fisicoquímicas reinantes (surgencia) en la zona. Además se observó que las condiciones geográficas de las estaciones muestreadas así como las características particulares (sedimento, profundidad) de cada una también son factores que influyen el comportamiento estructural de la pradera, por lo que comparativamente hablando, al igual que en año inmediatamente anterior, no se observaron cambios drásticos externos por lo que se puede decir que se conservan en buen estado.

6.3.2. Monitoreo de *Thalassia testudinum* en la Bahía de Chengue, PNN Tayrona: 1994-2006

Los atributos monitoreados de la pradera de *Thalassia testudinum* de la Bahía de Chengue que contribuyen al programa de monitoreo CARICOMP, no han mostrado un patrón de cambio común durante 13 años de evaluación; cada variable ha tenido un comportamiento particular, con picos y descensos notorios en diferentes años. Entre el 2005 y el 2006 no se detectaron cambios relevantes en la mayoría de las variables medidas (Tabla 6-10), con excepción de los aumentos en la biomasa total y biomasa de algas calcáreas, las cuales incrementaron en un 85% y casi un 700% respectivamente.

No obstante, se considera que estos cambios son normales, dado que los valores hallados en el 2006 están dentro de los promedios históricos de la pradera estudiada (Tabla 6-10). De todas maneras las variaciones encontradas se constituyen en un interesante antecedente sobre la dinámica temporal de las praderas, ya que es escasa la documentación sobre este aspecto de los pastos marinos en el país y a lo largo del Caribe (p.ej. Zieman, 1986; Duarte, 1989; Williams, 1990; CARICOMP, 1997; Garzón-Ferreira y Rodríguez-Ramírez, 2003; Rodríguez-Ramírez y Garzón-Ferreira, 2003). Al comparar 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 vitalidad y buen estado de conservación (Garzón-Ferreira y Rodríguez-Ramírez, 2003), así como por un normal desarrollo.

Tabla 6-10. 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. Se incluyen los promedios globales entre 1994 y 2006 (PROM 94-06). * = No hay dato

Fecha	Biomasa Total g/m ²		Índice de Área Foliar m ² hojas /m ² superficie		Longitud hoja cm		Ancho Hoja mm		N° Vástagos en 200 cm ²		Tasa de renovación %/día		Productividad Hojas g/m ² /día		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	141,5	6,5	0,03	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	138,8	6,6	1,4	18,1	2,0	15,7	0,5	14,1	3,3	3,2	0,5	3,1	0,05	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	5,4	5,0	0,3	13,4	0,7	14,7	0,0	15,8	0,9	4,0	0,04	2,8	0,2	4,6	0,4
SEP-97	933,7	33,5	3,8	0,8	15,7	1,7	13,8	0,5	11,5	0,8	3,8	0,01	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	480,1	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	142,8	3,8	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	3,1	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	3,4	0,4	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	111,4	3,4	0,5	13,6	1,3	13,6	0,8	14,5	1,1	4,4	0,2	2,9	0,2	3,6	2,1
SEP-06	1383,6	240,4	3,0	0,3	12,5	1,0	14,1	0,9	12,1	0,9	4,7	0,2	3,6	0,5	21,7	11,1
Promedio 94-06	1079,8	62,4	4,7	0,5	15,1	0,7	13,9	0,3	13,5	0,5	3,7	0,2	3,0	0,2	19,8	7,6

6.4. Recomendaciones

Promover muestreos más rigurosos y de tipo fisiológico en áreas más pequeñas con el objetivo de conocer detalladamente la dinámica y complejidad de los pastos marinos del Caribe colombiano.

Realizar a lo largo de la costa, otros ensayos de producción primaria con el fin de determinar las variaciones de las praderas entre si.

Como se ha recalcado en otras oportunidades, en el país apenas se ha llenado el conocimiento básico de los pastos marinos (estructura y distribución), sin embargo otros aspectos igualmente importantes como épocas de floración y reproducción, cambios estacionales, genética (conectividad entre sí), distribución y efecto de otras especies de pastos como *Syringodium filiforme* *Halodule wrightii* y su influencia en la estructura vegetal en praderas mixtas o monoespecíficas se podrían constituir en puntos pilar para la formulación de nuevos proyectos.

6.5. Literatura citada

- Angel, I. 1998. Estructura y distribución de las Praderas de Fanerógamas Marinas en la Isla de San Andrés, Caribe Colombiano (Trabajo de Pregrado). Universidad Jorge Tadeo Lozano. Santa Marta, 74 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.
- Anón, A. 1990 Environmental monitoring and assesment program overview. enviromental protection agency. EPA/600/9 90/001, 5 p.
- Castillo-Torres, P. 2002. Caracterización Estructural y Evaluación del Estado Ambiental de las Praderas de Pastos Marinos del Caribe Colombiano (Tesis de Pregrado). Universidad Jorge Tadeo Lozano. Santa Marta D.T.C.H, 66 p.
- 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.
- 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. 1992. Seagrass dieoff in Florida Bay (U.S.A): Change in shoots demographic characteristics and population dynamic in *Thalassia testudinum*. Mar. Ecol. Prog. Ser. 110: 56 66.
- Fong, P. y M. Harwell. 1994. Modelling seagrass communities in tropical and subtropical bay and estuaries: a mathematical model synthesis of current hypotheses. En: Bolletin of Marine Science 54 (3): 757 758.

- 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.
- Garzón-Urbina, P.A. 2007. Caracterización estructural de las praderas mono-específicas de *Thalassia testudinum* (Banks ex König, 1805) en el departamento de La Guajira, Caribe colombiano. Universidad Jorge Tadeo Lozano. Facultad de Biología Marina. Santa Marta 2006, 102 p
- Gómez-López, D. I. y P. Garzón-Urbina. 2006. Estructura vegetal y productividad foliar de praderas de *T. testudinum* en el departamento de la Guajira, Caribe colombiano. Pp 147-156. En: Informe del Estado de los Ambientes Marinos y Costeros en Colombia: año 2005. INVEMAR, Santa Marta, Serie de Publicaciones Periódicas No. 8: 360p.
- Herrera-Martínez, Y. 1995. Biomasa y producción primaria en una pradera de *Thalassia testudinum* en la bahía de Neguanje, Parque Nacional Natural Tayrona, Mar Caribe, Colombia. Acta Biológica Colombiana 9: 147-157.
- 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.
- INVEMAR *et al.*, 2006. Informe del Estado de los Ambientes Marinos y Costeros en Colombia año 2005. INVEMAR Serie de Publicaciones Periódicas No 8. 360 p.
- 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.
- McNeill, S. E. y J. D. Bell. 1992. Comparison of beam trawls for sampling macrofauna of *Posidonia* seagrass. Estuaries, 15 (3): 360-367.
- Morris, L. J. y D. A. Tomasko (Eds). 1933. Proceedings and conclusions of workshops of submerged aquatic vegetation and photosynthetically active radiation. Especial Publication SJ93-SP13 St. Johnes river water management district, Palatka, Florida.
- 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.
- 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.
- 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
- 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.
- Zieman, J. y R. Wetzel. 1980. Productivity in seagrasses: Methods and rates. p. 87-116 En: Phillips, R. and P. McRoy. Handbook of seagrass biology: An ecosystem perspective. 1980. 353 p.
- Zieman, J., J. Fourqurean y R. Iverson. 1989. Distribution, abundance and productivity of seagrasses and macroalgae in Florida bay. Bulletin of Marine Science; 44 (1): 292-311.