



**Manchester
Metropolitan
University**

Díaz Merlano, Juan Manuel and Barrios Suárez, Lina Maria and Gómez-López, Diana Isabel (2003) Las praderas de pastos marinos en Colombia estructura y distribución de un ecosistema estratégico. INVEMAR, Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras "José Benito Vives De Andrés. ISBN 9589730159

Downloaded from: <http://e-space.mmu.ac.uk/626778/>

Version: Published Version

Publisher: INVEMAR, Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras "José Benito Vives De Andrés

Please cite the published version

<https://e-space.mmu.ac.uk>

Las praderas de pastos marinos en Colombia

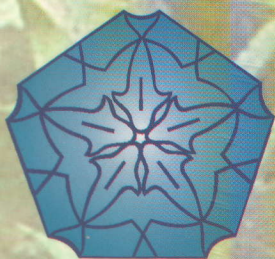
Estructura y distribución de un ecosistema estratégico

Editado por:

Juan Manuel Díaz Merlano

Lina María Barrios Suárez

Diana Isabel Gómez-López



INVAMAR
COLOMBIA
50% MAR

LAS PRADERAS DE PASTOS MARINOS EN COLOMBIA

ESTRUCTURA Y DISTRIBUCIÓN DE UN ECOSISTEMA ESTRATÉGICO

Editado por

Juan Manuel Díaz Merlano
Lina María Barrios Suárez
Diana Isabel Gómez-López

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

Serie Publicaciones Especiales - No. 10
Santa Marta, octubre de 2003



INVEMAR

Coordinación editorial:

Martha Lucía Ruiz Arango

Coordinadora de Divulgación y Documentación (E)

Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras

José Benito Vives De Andrés -INVEMAR

Vinculado al Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial

Cerro de Punta de Betín, A.A. 1016

Santa Marta, DTCH

Teléfonos (+57) (+5) 421 4413 / 421 4774 Ext. 114, 251 y 138

Telefax (5) 431 2975

www.invemar.org.co

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

© Juan M. Díaz, Lina M. Barrios, Diana I. Gómez-López

Fotografías

Juan Manuel Díaz, Jaime Garzón-Ferreira, Diana Isabel Gómez-López, Pedro Arenas Granados

Fotografías 70, 71

© Paul Humann

Fotografía 81

© CITES Management Authority of Spain/ Vicente Rocero

Gráficos y Mapas

Daniel Roza, Lina M. Barrios, Juan M. Díaz, Sonia Bejarano, Diana Isabel Gómez-López, Paula Andrea Zapata

Diseño portada

Andrés Caiiffa Vidal - Diana Isabel Gómez-López

Foto portada

Jaime Garzón-Ferreira

Diseño y diagramación

Judith Arango J.

Servigráficas S.A.

Montaje e impresión

Servigráficas S.A.

© Todos los derechos reservados, ninguna parte de esta publicación puede ser reproducida, almacenada en sistema recuperable o transmitida en ninguna forma o por ningún medio electrónico, mecánico, fotocopia, grabación u otros sin el previo consentimiento escrito de INVEMAR

Esta publicación fue posible gracias al apoyo financiero del Instituto Colombiano para el Desarrollo de la Ciencia y la Tecnología "Francisco José de Caldas" COLCIENCIAS y del Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial. Contribución del INVEMAR No. 805

Impreso en Medellín. Colombia octubre - 2003

Citar la obra completa como:

Díaz, J.M., L. M. Barrios y D. I. Gómez-López (Eds). 2003. Las praderas de pastos marinos en Colombia: Estructura y distribución de un ecosistema estratégico. INVEMAR, Serie Publicaciones Especiales No. 10, Santa Marta, 160 p.

Citar los capítulos y casos de estudio como:

Autores. 2003. Título del capítulo o del caso de estudio. Pp. (intervalo de páginas), en Díaz, J.M., L. M. Barrios y D. I. Gómez-López (Eds). 2003. Las praderas de pastos marinos en Colombia: Estructura y distribución de un ecosistema estratégico. INVEMAR, Serie Publicaciones Especiales No. 10, Santa Marta.

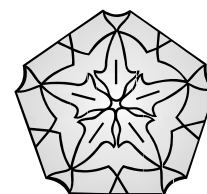
ISBN: 958-97301-5-9

Palabras clave:

PASTOS MARINOS, MAR CARIBE, ECOLOGÍA MARINA, DISTRIBUCIÓN GEOGRÁFICA



CONTENIDO



INVEMAR

Presentación	CN Francisco Arias Isaza, Director General INVEMAR
Prólogo	<i>Jaime Polania</i> Dr. rer. nat
Introducción	<i>Juan Manuel Díaz</i> Dr. rer. nat

1. LAS FANERÓGAMAS MARINAS:

PLANTAS QUE FUNDAMENTAN UN ECOSISTEMA 13

Diana Isabel Gómez-López, Juan Manuel Díaz y Lina María Barrios

- ¿Qué son los pastos marinos? 15
- Evolución y distribución geográfica 16
- Requerimientos ambientales 18
- Establecimiento de una pradera y sucesión ecológica 19
- Las praderas de pastos como ecosistema 20

2. COMPOSICIÓN Y DISTRIBUCIÓN DE LAS PRADERAS DE PASTOS MARINOS EN COLOMBIA 25

Juan Manuel Díaz, Diana Isabel Gómez-López, Lina María Barrios y Phanor Montoya Maya

LAS ESPECIES DE PASTOS MARINOS PRESENTES

EN COLOMBIA. 27

LAS PRADERAS DE PASTOS

EN EL CARIBE COLOMBIANO 34

- Isla de Providencia 39
- Isla de San Andrés 40
- Cayos Albuquerque 43
- Cayos Courtown (Cayo Bolívar) 43
- Puerto López (La Guajira) 44
- Bahía Hondita, bahía Honda y bahía Portete (La Guajira) 45
- Cabo de la Vela-Riohacha (La Guajira) 48
- Santa Marta-Parque Nacional Natural Tayrona 49
- Isla Arena (Bolívar) 51

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

Vinculado al Ministerio de
Ambiente, Vivienda y
Desarrollo Territorial

Director General
Capitán de Navío
Francisco A. Arias Isaza

**Subdirector Coordinación
de Investigaciones (SCI)**
Jesús Antonio Garay Tinoco

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

**Coordinador Programa Biodiversidad
y Ecosistemas Marinos (BEM)**
Juan Manuel Díaz Merlano

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

**Coordinador Programa
Calidad Ambiental Marina (CAM)**
Bienvenido Marín Zambrana

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

Santa Marta, DTCH - 2003
www.invemar.org.co

● Bahía de Cartagena y áreas aledañas	52
● Península de Barú e Islas del Rosario	53
● Golfo de Morrosquillo y áreas aledañas	56
● Isla Fuerte	61
● Isla Tortuguilla	63
● Urabá Chocoano (Golfo de Urabá)	63
Estudio de caso No. 1: C. García y J.M.díaz	66
Estudio de caso No. 2: J.Garzón-Ferreira y A. Rodríguez-Ramírez	71
Estudio de caso No. 3: R.Franke	75
3. ESTRUCTURA DE LA COMUNIDAD BIOLÓGICA ASOCIADA A LAS PRADERAS EN COLOMBIA.	81
<i>Lina María Barrios, Diana Isabel Gómez-López y Phanor Montoya Maya</i>	
● Estructura de las praderas	83
● Estructura de la comunidad animal	90
● Relación entre la estructura fenológica de las praderas y la comunidad animal asociada	98
Estudio de caso No. 4: G. Penagos, J. Palacio y N. Aguirre.	102
Estudio de caso No. 5: A. Rodríguez-Ramírez	106
Estudio de caso No. 6: J. M. Díaz	111
4. PROBLEMÁTICA AMBIENTAL.	112
<i>Lina María Barrios, Diana Isabel Gómez-López y Juan Manuel Díaz</i>	
● Las praderas de pastos marinos, un ecosistema globalmente amenazado	115
● Situación de las praderas en Colombia	120
● Perspectivas y recomendaciones para el manejo y la conservación	125
Estudio de caso No. 7: J. M. Díaz y D.I. Gómez-López	134
LITERATURA CITADA	139
ANEXOS.....	147
GLOSARIO	157
AGRADECIMIENTOS	159



PRESENTACIÓN

Entre los llamados ecosistemas marinos estratégicos, las formaciones coralinas y los manglares han despertado en Colombia hasta ahora el mayor interés, no sólo por parte del sector académico-científico, sino también entre las instancias encargadas de la gestión ambiental y el común de las gentes. Ello se ha debido en gran parte al atractivo paisaje costero, a la policromía submarina de los primeros y a la importancia de los segundos para el sostenimiento de los humedales costeros y como recurso forestal. Sin embargo, los pastos marinos y las praderas que éstos forman a lo largo de las costas del Caribe, aunque visualmente menos atractivos y para la mayoría de la gente desconocidos, constituyen igualmente un ecosistema de gran interés. Su importancia para la estabilización de la línea de costa, como áreas nodriza para muchas especies de invertebrados y peces y como contribuyente a la productividad marina y al balance del carbono en las zonas marino-costeras hacen de él un ecosistema igualmente estratégico para la preservación de la biodiversidad marina y de los recursos explotados y explotables. La distribución de los pastos marinos a lo largo de los litorales significa que son especialmente sensibles a las interacciones humanas con el ambiente en la zona costera y muy vulnerables a los efectos del cambio climático, en particular a los relacionados con el aumento del nivel del mar que se ha vaticinado.

De los pastos marinos y del ecosistema que ellos fundamentan se benefician directa o indirectamente muchos habitantes de la zona costera que derivan su sustento de la pesca. Variados recursos asociados a los arrecifes de coral y los estuarios se alimentan o pasan parte de su vida en ellas. Junto con los manglares y los arrecifes de coral, usualmente conforman mosaicos de ambientes que interactúan sinérgicamente, aumentando la producción y la diversidad biológicas, lo que hace imperativo adoptar medidas que aseguren su conservación integral y el uso sostenible de los servicios ambientales que prestan. Sin embargo, tales acciones de-

ben estar fundamentadas en una sólida base de conocimiento derivada del trabajo científico y riguroso.

El INVEMAR, como instituto vinculado al Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial encargado de la investigación ambiental marina, y por lo tanto pieza clave dentro del Sistema Nacional Ambiental – SINA, es consciente de la responsabilidad que le cabe como generador primario de información relevante para emprender acciones bien sustentadas en torno al manejo adecuado del mar y de las zonas costeras. Por lo tanto, continuando con el esfuerzo de poner a disposición de la comunidad científica nacional e internacional, de las instancias de toma de decisión y del público en general la información sobre los mares colombianos y sus recursos, el INVEMAR presenta con orgullo este nuevo libro de su serie Publicaciones Especiales, el cual representa casi tres años de esfuerzo investigativo al interior del Programa Biodiversidad y Ecosistemas Marinos, involucrando a científicos y estudiantes para conformar un equipo de trabajo dedicado y persistente que logró superar no pocas adversidades para cumplir el objetivo. En dicho esfuerzo fueron fundamentales las alianzas de cooperación con otras instituciones y el apoyo financiero de COLCIENCIAS, en una demostración de que la solidaridad y las acciones conjuntas rinden mejores frutos científicos que el aislamiento académico y la individualidad institucional.

Esta obra es materia de gran orgullo para el INVEMAR, no sólo por ser la primera que trata el tema de los pastos marinos en Colombia de manera integral, sino también porque seguramente se constituirá en referencia obligada sobre el tema para esta y las próximas generaciones.



Capitán de Navío Francisco A. Arias Isaza
Director General



PRÓLOGO

En mi carrera como biólogo marino he tenido pocos reconocimientos tan destacados como haber sido invitado por los autores para prologar este documento de la Serie de Publicaciones Especiales de INVEMAR. Entre otras razones para ello, el presente libro tiene varios méritos, algunos de los cuales vale la pena señalar aquí. Quisiera resaltar que el Consejo Editorial de INVEMAR sometió el manuscrito al escrutinio de varios expertos investigadores antes de darle vía libre a su publicación. Además, siguiendo con la razón de ser de las publicaciones especiales de INVEMAR, fue preparado pensando en un público no necesariamente científico, pero por ello no perdió un ápice en rigor o calidad y creo que cumple cabalmente su propósito de informar sobre las características generales de los pastos marinos, las praderas que forman y la biocenosis. Adicionalmente, brinda información amplia e importante al público más especializado, sobre extensión, distribución y ecología de las praderas de pastos en Colombia. Por ello, además de ser una herramienta de conocimiento general, se convertirá en una referencia casi obligatoria para futuros trabajos y en un aporte importante al conocimiento de este ecosistema estratégico.

Textos recientes refieren que hasta hace unos 30 años la ecología de los pastos marinos era un campo virtualmente inexistente. Desde entonces, las tasas de publicación sobre el tópico en la literatura científica internacional han alcanzado unos 100 artículos por año y siguen aumentando. En Colombia, sin embargo, no ha habido una tendencia análoga, pese a que el interés sobre el papel que los pastos marinos juegan en la ecología y la regulación de los ciclos biogeoquímicos de las zonas costeras del mundo se viene extendiendo a ojos vista.

La comunidad de investigadores de los pastos marinos crece alrededor del mundo y, junto a ella, también se expande la de los profesionales que trabajan en organizaciones gubernamentales y no gubernamentales en países que, en un contexto de manejo costero o asuntos de conservación, están comprometidos con el ecosistema. Los pastos marinos han sido reconocidos

como indicadores *in situ* de la salud relativa y la condición de ecosistemas estuarinos subtropicales y tropicales, y tal reconocimiento permite pensar que el manejo racional de sus recursos es una realidad al alcance de la mano. No obstante, primero es necesario desarrollar y refinar vías efectivas de monitoreo y ponderación de los pastos marinos para observar las tendencias y determinar la efectividad de las acciones de manejo, especialmente con respecto a actividades de restauración, que se anuncian ya como una línea importante de trabajo en el futuro cercano.

El estado del arte del conocimiento reciente sobre pastos marinos en los trópicos y subtrópicos fue sintetizado en un simposio realizado en 1985. Desde entonces, sin embargo, nueva investigación ha incrementado considerablemente nuestra habilidad para monitorear y evaluar sus condiciones ecológicas. Adicionalmente, agencias de manejo de recursos locales, regionales y globales conceden énfasis mayor al desarrollo y uso de indicadores biológicos de la salud ecológica.

Entre los principales temas que llaman la atención entre la comunidad científica internacional se cuentan la taxonomía y la distribución de las especies, que determinan la división y biogeografía global de la flora de pastos marinos. La virtual ausencia de los pastos en la costa pacífica del trópico americano sigue siendo objeto de debate. Así mismo, se sigue discutiendo la ocurrencia de los pastos con relación a sus requerimientos primarios de hábitat.

Las características arquitectónicas de los pastos, es decir, que son plantas clonales y rizomatosas, determinan fuertemente su desempeño en el ambiente marino. Su diseño clonal y la existencia de grandes diferencias en las tasas de crecimiento entre especies, gobernadas esencialmente por leyes de escala y que fueron dilucidadas en la década pasada, son de importancia crucial para explicar las pautas de crecimiento de las diferentes taxa. Los principales recursos ambientales requeridos para el crecimiento de los pastos marinos

(luz, carbono inorgánico y nutrientes) han sido estudiados en la última década y han contribuido generosamente a conocer los diferentes tipos de limitantes del crecimiento que enfrentan los pastos en el ámbito marino.

Varios procesos contribuyen en los flujos de materia en los sistemas de pastos marinos e incluyen la herbivoría, el transporte advectivo y el enterramiento, mientras que los procesos de mineralización biológica han permitido formular comparaciones y evaluar el balance entre productividad primaria y mineralización en el nivel de sistema. También la fauna asociada es discutida recurrentemente en tópicos como la abundancia general, la diversidad y el significado de las praderas como hábitat y área para el forrajeo de peces, crustáceos, moluscos y grandes vertebrados (tortugas y mamíferos). Deben señalarse también las fuertes evidencias de que la reducción de las poblaciones de los vertebrados marinos en los últimos siglos ha modificado sensiblemente la estructura y distribución de las praderas. Dado que los pastos son abundantes en áreas costeras, la parte del ambiente marino más fuertemente influenciada por humanos, no sorprende que los numerosos registros alrededor del mundo de declives de sus poblaciones sean relacionados en gran medida con causas antropogénicas. Por ello se ha propuesto el empleo de los pastos marinos como efectivos indicadores biológicos para medir la aptitud relativa del sistema estuarino. Sin embargo, el uso de los pastos marinos como indicador tiene un requisito previo, cual es reunir a los administradores ambientales y a la comunidad de investigadores, de tal manera que alcancen un nivel común de comprensión. Es fundamental desarrollar una percepción de los problemas de cada grupo cuando confronta el manejo de los pastos marinos. Los métodos de estimación y técnicas de análisis de datos vienen siendo estandarizados, mientras que los admi-

nistradores de ecosistemas reciben presión para aplicarlos en sus programas jurisdiccionales.

De hecho, en eventos internacionales se ha logrado reunir a los investigadores y a los administradores ambientales interesados en conocer lo último en tecnologías de estudio de los pastos marinos y las adaptaciones para establecer la salud estuarina. La atmósfera de interacción cooperativa ha permitido presentar la experiencia y las preocupaciones de los administradores ambientales a una audiencia de investigadores activos, lo cual ha producido varios frutos. El presente trabajo bien puede ser considerado un resultado de este proceso. En este contexto internacional hace su aparición este trabajo, que sin duda servirá como fundamento para mejorar continuamente nuestra habilidad de monitorear efectivamente la salud y la condición general de las aguas costeras colombianas. El libro aporta al lector un panorama amplio sobre los temas de pastos marinos que se estudian actualmente en el país.

Este estado del arte en varias direcciones de investigación y la relación de referencias literarias muy completas, a no dudarlo, facilitarán estudios más profundos sobre los diversos tópicos que reciben actualmente mayor atención. Por lo anterior, anticipo que este trabajo servirá como referencia central para tomadores de decisiones y a profesionales involucrados en el manejo y la conservación de áreas costeras que albergan pastos marinos, tanto nacionales como extranjeros, convencidos de que el estudio y la generación de conocimiento contribuirán al manejo de los ecosistemas costeros.



Jaime Polanía V., Dr. rer. nat.

Universidad Nacional de Colombia sede San Andrés
San Andrés isla, julio de 2003

INTRODUCCIÓN

Los pastos marinos son plantas vasculares que viven y completan sus ciclos de vida totalmente sumergidas en medios salinos o salobres (Figura I). Conforman el único grupo representante de las angiospermas que ha evolucionado de la tierra firme al mar en etapas progresivas de adaptación al agua dulce, a aguas salobres y finalmente al agua marina (Hartog, 1970). Como fanerógamas que son, poseen hojas, tallos y raíces, y forman flores, frutos y semillas.

Pese a que sistemáticamente no pertenecen a la misma familia de las plantas que comúnmente se conocen como pastos o céspedes, se les da ese nombre por su fisionomía y su tendencia a desarrollar amplias praderas. Sin embargo, los pastos marinos no constituyen una unidad sistemática, ya que la mayor parte de las especies pertenecen a dos familias lejanamente emparentadas, Hydrocharitaceae y Potamogetonaceae

Tratándose de plantas cuyo crecimiento y desarrollo dependen de la luz para realizar el proceso de la fotosíntesis, su presencia está limitada a zonas con aguas bien iluminadas y de escasa profundidad. Además, los sedimentos del fondo marino que sirven de sustrato para las plantas deben contener una cierta cantidad de materia orgánica y nutrientes esenciales. Dada su capacidad de dispersión vegetativa mediante la extensión

de los rizomas, algunas especies suelen formar praderas o lechos que cubren extensiones considerables del fondo marino, especialmente si las condiciones del agua y del sustrato son apropiadas.

Aunque estas praderas tienden a estar constituidas por una especie dominante de pasto, usualmente están presentes dos o más, a veces incluso entremezcladas unas con otras. En el Caribe, el pasto tortuga o *Thalassia testudinum*, es el más común y abundante, por lo que las praderas generalmente son conocidas como praderas de *Thalassia* (Figura II).

Las praderas de pastos marinos se cuentan entre las asociaciones vegetales marinas más productivas y de mayor tasa de crecimiento, rivalizando incluso con las cosechas agrícolas. Su productividad se debe no sólo al metabolismo propio de los pastos, sino también a otros productores primarios que suelen hacer parte de la comunidad biológica, específicamente las algas, que contribuyen a captar el nitrógeno y a suministrar nutrientes al medio.

La producción primaria de las praderas sustenta una compleja red alimentaria. Aunque tan sólo unos pocos organismos se alimentan directamente de los pastos, las praderas alojan en sí una variada comu-



Figura I. Los pastos marinos son las únicas angiospermas capaces de vivir permanentemente sumergidas en agua marina.



Figura II. *Thalassia testudinum* es el pasto marino más abundante en las praderas del Caribe

nidad animal, una zoocenosis, que se nutre de las algas y de la micro y meiofauna la cual, a su turno, aprovecha la abundante materia orgánica. Las hojas de los pastos brindan también sustrato para la fijación de una amplia variedad de organismos sésiles que son, a su vez, el alimento de muchos invertebrados y peces, algunos de ellos de importancia comercial. Los estolones y rizomas de los pastos constituyen el microhábitat de una diversa fauna de invertebrados que busca allí refugio y alimento, y el sedimento que sirve de suelo y sustrato de fijación para las plantas es también despensa de una abundante población bacteriana y hábitat de gran y variada comunidad de invertebrados filtradores y detritívoros. Así, se configura un complejo sistema de transferencia de materia y energía que hace de las praderas un ecosistema particular.

Una función importante de las praderas es la derivada del efecto moderador que ejercen sobre el movimiento del agua. Como consecuencia, las partículas suspendidas tienden a precipitarse y sedimentarse sobre el fondo, tendiendo a tornarse notoriamente más transparentes que en las áreas aledañas. Además, el intrincado sistema de estolones y raíces de los pastos otorga estabilidad a los sedimentos del fondo, evitando que sean resuspendidos y transportados por la corriente, lo cual contribuye a proteger la costa de la erosión marina.

En Colombia, los pastos marinos están presentes únicamente en las costas del Caribe. Allí, cinco de las nueve especies conocidas en el Gran Caribe son habituales, y tres de ellas forman conjunta o individualmente praderas, uno de los ecosistemas más característicos e importantes de las zonas costeras. Aunque hasta la actualidad el conocimiento acerca de su distribución, abundancia, recursos y amenazas era fragmentario y limitado, las praderas de pastos marinos hacen parte de los llamados ecosistemas estratégicos en el contexto de la política ambiental de Colombia, en reconocimiento de los importantes servicios ambientales que prestan. Gracias al esfuerzo investigativo realizado en los últimos años, puede decirse que se dispone ya de un acervo de información de variada índole acerca de este ecosistema, de una base firme de conocimiento científico que facilita la adopción de estrategias y medidas soportadas en criterios objetivos para la toma

preliminar de decisiones tendientes a su manejo adecuado y conservación.

El presente libro representa el primer esfuerzo por integrar y sintetizar la información más relevante sobre los pastos y las praderas marinas en el Caribe colombiano, su distribución geográfica, sus características estructurales, su fauna, flora, importancia ecológica, recursos y amenazas. En él se ha pretendido plasmar de forma integral y sintética los resultados de las investigaciones sobre este ecosistema en los últimos años, pero particularmente los derivados del estudio general de línea base titulado "*Distribución, estructura y clasificación de las praderas de fanerógamas marinas en el Caribe colombiano*", desarrollado recientemente (2001 – 2002). También se han incorporado en este libro resultados relevantes de trabajos, la mayoría inéditos, realizados por distintos investigadores que tratan aspectos particulares complementarios sobre las praderas de pastos o su comunidad biológica acompañante a escala más local.

Sin dejar de ser una obra eminentemente técnica, se ha procurado adoptar un lenguaje que pueda ser comprendido por un amplio público, no sólo académico, acompañado de ilustraciones que faciliten el entendimiento de las ideas expresadas.

En el capítulo primero se tratan aspectos generales sobre los pastos marinos, sus atributos biológicos y ecológicos, su taxonomía y distribución en el mundo, y se hace una síntesis de la importancia ecológica de las praderas y de su funcionamiento como ecosistema. Los capítulos subsiguientes (2 – 4) se centran en la descripción y análisis de los resultados del estudio arriba mencionado, es decir, la caracterización de las praderas de pastos marinos en el Caribe colombiano, en torno a tres preguntas fundamentales: dónde están (lo espacial), cómo son (composición estructural) y cómo están (referido a lo ambiental).

En el capítulo dos se describen y analizan las características de las praderas en el Caribe colombiano en cuanto a las especies que las constituyen y su distribución geográfica, resaltando los rasgos particulares en las distintas áreas geográficas. El capítulo tres está dedicado a analizar las tendencias y particularidades de la biocenosis de las praderas en Colombia en cuanto a su estructura vegetal y

fauna asociada. Conscientes de las limitaciones que impone un estudio de carácter general a escala regional, se ha incorporado a este capítulo también algunos estudios de caso de Colombia, en su mayoría inéditos, que tratan en detalle ciertos aspectos particulares a escala local, que complementan el texto general y permiten profundizar en el conocimiento del ecosistema.

En el capítulo cuatro se hace un análisis de los riesgos y amenazas que se ciernen en general sobre este ecosistema, sus causas, impactos y consecuencias en el

contexto global, regional y local, este último con base en las observaciones en campo durante el desarrollo de la investigación y otra información disponible sobre el tema para el Caribe colombiano. Adicionalmente, se incorporó un estudio de caso particular que ejemplifica el proceso de degradación ecológica de este ecosistema a causa del desarrollo en la zona costera. Finalmente, se hace un breve análisis de las perspectivas para la conservación de este importante ecosistema en Colombia a la luz de los factores naturales y antrópicos que en mayor medida pueden afectar su integridad.

CAPÍTULO 1

LAS FANERÓGAMAS MARINAS: PLANTAS QUE FUNDAMENTAN UN ECOSISTEMA

*Diana Isabel Gómez-López,
Juan Manuel Díaz
y Lina María Barrios*



LAS FANERÓGAMAS MARINAS: PLANTAS QUE FUNDAMENTAN UN ECOSISTEMA

¿QUÉ SON LOS PASTOS MARINOS?

Aunque las algas son por antonomasia los vegetales del mar, un reducido número de plantas vasculares fanerógamas, o plantas con flores, ha invadido el medio marino, dando lugar, algunas de ellas, a formaciones vegetales muy características en las aguas litorales denominadas comúnmente “praderas” marinas (Figura 1).

Estas fanerógamas o pastos marinos han desarrollado la capacidad de realizar todo su ciclo de vida sumergidas en el agua salina o salobre. Más que un grupo particular de plantas sistemáticamente consistente, se trata de unas 57 especies de angiospermas (de las aproximadamente 250.000 existentes en toda la biosfera), agrupadas en doce géneros y cuatro familias (Kuo y Hartog, 2001), más una especie, género y familia adicional (*Ruppia maritima*, Ruppiales; Tabla 1) de hábitos eurihalinos que oscilan desde aguas dulces a marinas (Short *et al.*, 2001).



Figura 1. Las praderas de pastos marinos son una formación vegetal muy característica del paisaje submarino en las zonas costeras de muchas regiones del mundo

Tabla 1. Familias y géneros de pastos marinos y sus áreas principales de distribución. Modificado de Short y Coles (2001).

Familia	Género	Distribución
Zosteraceae	<i>Heterozostera</i> <i>Zostera</i> <i>Phyllospadix</i>	Mediterráneo, Australia Zonas templadas Circumtropical
Posidoniaceae	<i>Posidonia</i>	Pacífico norte templado, Mediterráneo
Hydrocharitaceae	<i>Enhalus</i> <i>Halophila</i> <i>Thalassia</i>	Indo-Pacífico occidental Circumtropical, Australia, Mediterráneo Circumtropical
Cymodoceaceae (Potamogetonaceae)	<i>Cymodocea</i> <i>Amphibolis</i> <i>Halodule</i> <i>Syringodium</i> <i>Thalassodendron</i>	Mediterráneo, Indo-Pacífico occidental Australia Circumtropical, Australia, Chile Circumtropical Zonas templadas
Ruppiales	<i>Ruppia</i>	Zonas templadas y tropicales del Pacífico y Atlántico, Mediterráneo

La adaptación a la vida marina sumergida involucró una compleja serie de transformaciones morfológicas y fisiológicas, entre las que se destacan las siguientes (Arber, 1920):

- Aplanamiento de las hojas generalmente y exención de una capa quitinosa que, en el caso de existir, es muy delgada.
- Epidermis simplificada a una capa simple de células clorofílicas bajo la cual se presenta una capa gruesa y sin color provista de canales de aire (aerénquima) dispuestos longitudinalmente a lo largo de la hoja.
- **Rizomas** engrosados que sirven frecuentemente como área de almacenamiento para el almidón y en los que continúan los canales de aire.
- Raíces provistas de pelos rizoidales (a través de los cuales se toman los nutrientes del suelo) y que incluyen más canales de aire.
- Flores que se desarrollan bajo el agua, con polinización hidrofílica submarina.

Aunque evidentemente hay diferencias que caracterizan a cada familia, género y especie, existe un esquema general común en cuanto a la apariencia vegetativa, el crecimiento y la morfología de todos los pastos marinos (Figura 2). Todas las especies tienen una

construcción lineal expresada en un sistema radicular (rizomas y raíces) enterrado en el suelo y una estructura foliar (haces o vástagos y hojas) por encima del sustrato. Considerando las especies presentes en el Caribe colombiano, *Thalassia testudinum*, *Halodule wrightii* y *Syringodium filiforme*, las tres más comunes, se semejan en que sus hojas son largas y aplanadas (*Thalassia* y *Halodule*) o cilíndricas (*Syringodium*), anchas (*Thalassia*) o delgadas (*Halodule* y *Syringodium*). Las especies de *Halophila* se distinguen de las otras en que su estructura foliar es más corta y las hojas son oblongas o lanceoladas. En todas las especies, la estructura foliar emerge verticalmente de estolones a intervalos regulares, de la misma manera que las herbáceas terrestres de la familia Poaceae, de los rizomas, que subyacen la superficie del sustrato, surgen las raíces y raicillas que penetran en él.

EVOLUCIÓN Y DISTRIBUCIÓN GEOGRÁFICA

Los fósiles más antiguos atribuidos a pastos marinos datan del período Cretácico (hace unos 100 millones de años). Aparentemente existían ya entonces praderas en varias partes del planeta, pues tales fósiles corresponden a áreas tan distantes como Japón y Alema-

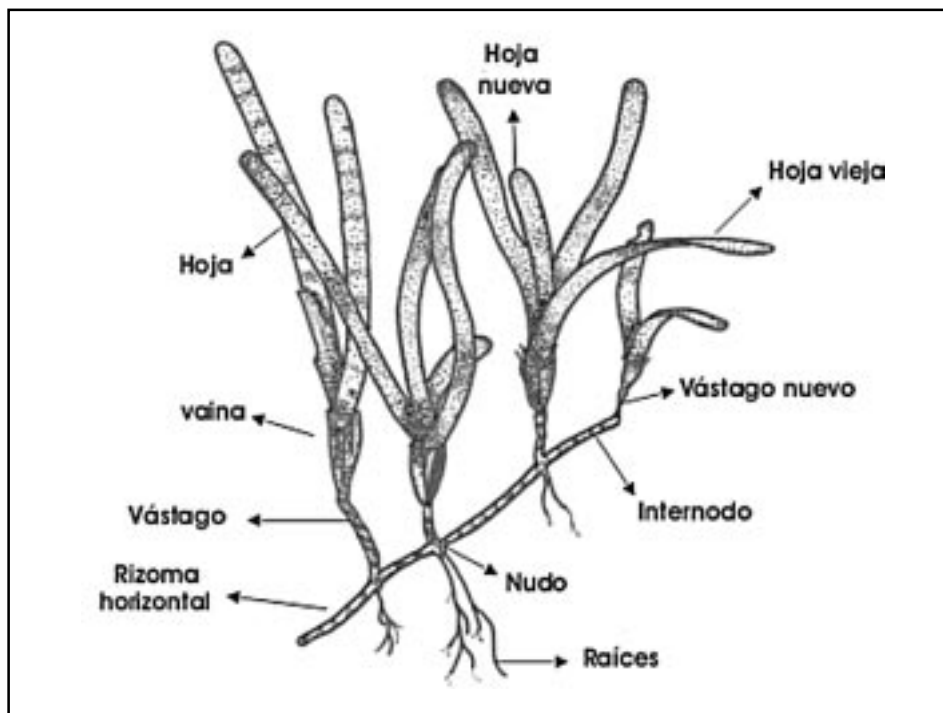


Figura 2. Esquema general de la morfología de los pastos marinos

nia (Hartog, 1970). Muy probablemente, los pastos se desarrollaron inicialmente en las aguas someras que circundaban el mar de Tethys a finales del Cretácico, antes de la formación del océano Atlántico, en estrecha correspondencia con los manglares y los arrecifes de coral (McCoy y Heck, 1976).

Luego de la separación definitiva de los continentes en el Mioceno, hace unos 20 millones de años, la especiación de los pastos o aparición de nuevas especies derivadas de las preexistentes se dio alopatricamente, es decir, por aislamiento geográfico de las poblaciones (McCoy y Heck, 1976). Sin embargo, el hecho de que las especies de pastos pertenecientes a los cuatro géneros pantropicales (*Thalassia*, *Syringodium*, *Halophila* y *Halodule*) tengan especies gemelas en la región del Indo-pacífico y en el Atlántico indica que su especiación ocurrió simpátricamente (sin aislamiento geográfico) antes de la separación de los continentes (Phillips y Meñez, 1988). Dado que ninguna fanerógama marina ha desarrollado mecanismos de dispersión para largas distancias, e incluso los tres géneros que producen semillas flotantes (*Posidonia*, *Enhalus* y *Thalassodendron*) tienen distribución restringida (Hartog, 1970), las especies que vivían en el Tethys oriental (Indo-Pacífico) seguramente no lograron cruzar el amplio océano Pacífico de oeste a este hasta las costas americanas (Phillips y Meñez, 1988). De otra

parte, puesto que las corrientes ecuatoriales fluían de este a oeste, probablemente los pastos migraron más bien en esa dirección. También, la presencia de *Halodule wrightii* y *Halophila baillonis* en las costas del Pacífico de Nicaragua y México indica que se trata de poblaciones que fueron separadas de las del Atlántico en el Mioceno-Plioceno por el istmo centroamericano y que no han logrado dispersarse hacia el oeste cruzando el Pacífico (Phillips y Meñez, 1988). Además, los tres pares de especies gemelas de *Thalassia*, *Syringodium* y *Halodule* muestran que éstas se originaron antes que las regiones tropicales del Atlántico fueran aisladas de las del Pacífico (Hartog, 1970). Sin embargo, el estrecho parecido entre las especies gemelas evidencia la lentísima tasa de progreso evolutivo de las angiospermas marinas.

Es muy probable que los pastos marinos hayan existido en el Caribe desde el Cretácico tardío, como se deduce de la diversidad de foraminíferos generalmente asociados a este ecosistema hallados en depósitos de esa época y también del Eoceno (hace 55 millones de años) en Haití, Yucatán y Panamá (Eva, 1980).

Actualmente los pastos marinos están distribuidos prácticamente a lo largo de las costas tropicales y templadas de todos los continentes, con excepción de la Antártida y la mayor parte del Pacífico suramericano (Figura 3). De no ser por una población muy restringi-

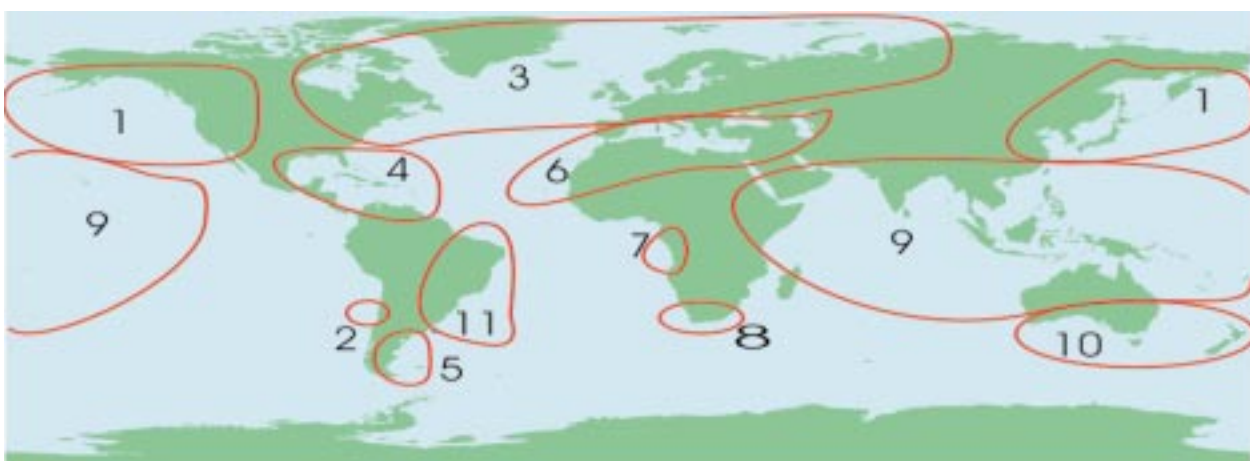


Figura 3. Distribución de los principales géneros de pastos marinos en el mundo. *Amphibolis* (10), *Cymodocea* (6, 9), *Enhalus* (9), *Halodule* (1, 3, 4, 6, 7, 8, 9, 11), *Halophila* (1, 4, 6, 8, 9, 10, 11), *Heterozostera* (2, 10), *Phyllospadix* (1), *Posidonia* (6, 10), *Ruppia* (1, 3, 4, 5, 6, 8, 9, 10, 11), *Syringodium* (4, 8, 9, 10), *Thalassia* (4, 9), *Thalassodendron* (8, 9, 10), *Zostera* (1, 3, 6, 8, 9, 10). 1=Pacífico norte, 2=Pacífico suramericano, 3=Atlántico norte, 4=Caribe, 5=Argentina y Patagonia, 6=Mediterráneo y Atlántico nororiental, 7=Atlántico centroafricano, 8=Sur de África, 9= Indopacífico, 10=Sur de Australia y Oceanía, 11=Brasil. (Modificado de Short *et al.*, 2001)

da de *Heterozostera tasmanica* en la zona central del litoral chileno (cf. Short *et al.*, 2001), los pastos marinos estarían completamente ausentes de las costas occidentales de Suramérica. De las 57 especies conocidas, la gran mayoría, más de 40, tienen su ámbito de distribución en la región occidental del Indo-pacífico, especialmente en torno a las costas del archipiélago indomalayo, en tanto que en el Atlántico occidental, incluyendo el mar Caribe, están presentes nueve especies (cf. Short *et al.*, 2001). El Atlántico occidental tropical, incluyendo el mar Caribe, se considera un segundo centro de concentración de géneros de fanerógamas marinas. En el Gran Caribe, que incluye el golfo de México, se registra la presencia de cinco géneros y nueve especies (Short *et al.*, 2001); con excepción de *Ruppia*, los otros cuatro géneros, a saber, *Halodule*, *Syringodium*, *Thalassia* y *Halophila*, éste último con dos especies, están representados en el Caribe colombiano, en tanto que no se dispone de registros de ninguna especie de estas plantas en las costas del Pacífico (Díaz-Pulido, 1998).

REQUERIMIENTOS AMBIENTALES

La distribución espacial de las distintas especies de pastos marinos es una función de las condiciones ambientales. Se destacan por su importancia: luz, temperatura, salinidad, sustrato, movimiento del agua y disponibilidad de nutrientes.

Luz

Según Morris y Tomasko (1993), la luz es el principal factor ambiental que controla la sobrevivencia y distribución batimétrica de los pastos marinos, en particular la que tiene un ámbito de longitud de onda entre 400 y 700nm (luz fotosintéticamente activa). En La Florida *Thalassia*, *Syringodium* y *Halodule* requieren entre 15 y 30% de la luz incidente (la que llega a la superficie del agua) para mantenerse a largo plazo. Las especies de *Halophila* parecen requerir menos luz (aprox. 6-12%), lo que les posibilita vivir en aguas relativamente turbias y a mayor profundidad. Tales porcentajes pueden variar según la región de acuerdo con las características climáticas y la latitud (que determina la cantidad de horas de luz al día). Factores que atenúan o debilitan la luz en la columna de agua son los florecimientos de fitoplancton, debido al enriqueci-

miento de nutrientes, la turbidez y el color del agua causado por materia orgánica disuelta. Otros factores que afectan la disponibilidad de luz incluyen el efecto de sombra causado por macroalgas y alto epifitismo, así como muelles, embarcaciones permanentemente fondeadas y otras estructuras.

Temperatura

Thalassia testudinum, *S. filiforme* y *H. wrightii* prefieren temperaturas del agua entre 20 y 30°C, aunque *H. wrightii* es más euritérmica que las otras dos. Por ello, *H. wrightii* se encuentra comúnmente en zonas más someras, donde las variaciones de temperatura son más amplias, y tiende a soportar mejor períodos prolongados de temperaturas extremas. En contraste, *S. filiforme* es la más sensible, presentando mortalidades a temperaturas inferiores a los 20°C (Zieman, 1975a, 1982).

Salinidad

Aunque cualquiera de las especies de pastos puede tolerar considerables fluctuaciones de salinidad por algún tiempo, todas ellas tienen su óptimo en el ámbito de 24 a 35 y tienden a presentar exfoliación cuando la salinidad se acerca a los extremos del rango de tolerancia (Zieman, 1975a, b). *Halodule wrightii* es ampliamente eurihalina (rangos de salinidad entre 9,0 y 52,5), *S. filiforme*, *Halophila decipiens* y *H. baillonis* son más estenohalinas, mientras que *T. testudinum* tiene una tolerancia intermedia (Zieman, 1982). A pesar de lo anterior, *Thalassia* y *Syringodium* tienden a ofrecer competencia a *Halodule* en aquellos sitios donde se encuentran presentes las tres especies (Zieman, 1975b), como parte del proceso sucesional y como un efecto combinado de la temperatura y la salinidad. Esta combinación también afecta a la fauna asociada a estos ambientes, ya que altas salinidades (entre 30 y 40) favorecen la sobrevivencia de peces marinos y reducen la duración de las etapas juveniles de varios invertebrados. Lo anterior muestra que en las praderas, en especial de ambientes estuarinos, el balance de sobrevivencia tiende a estar en salinidades bajas a moderadas (18 a 30) más que en altas (Zieman, 1970; 1975a). *Halophila decipiens* fue observada por los autores en el Caribe colombiano, en áreas con salinidad reducida, como en la bahía de Cispatá. A pesar de que en general los pastos pueden tolerar salinidades reducidas, su tasa fotosintética se ve severamente afectada, como fue documentado en el sur

de la Florida tras las copiosas lluvias que acompañaron el paso de un huracán, viéndose *T. testudinum* más afectada por el exceso de agua dulce que por la perturbación física (Thomas *et al.*, 1961).

Sedimentos

Los pastos marinos crecen en una amplia variedad de sustratos, desde finos fangos hasta arenas gruesas e incluso fondos pedregosos. Dado que poseen raíces, requieren una cierta profundidad del sedimento para poder desarrollarse; los sedimentos anclan las plantas contra el movimiento del agua y les brindan la matriz para su crecimiento y fuente de nutrientes. Suficiente profundidad del sedimento y estabilidad física es la característica más importante del sustrato para su crecimiento y desarrollo, y los requerimientos en tal sentido son distintos para cada especie. *Halodule wrightii* puede colonizar sedimentos de escaso espesor en un área de mínima estabilidad hidráulica gracias a su sistema radicular superficial. Aunque *T. testudinum* puede colonizar en forma dispersa capas delgadas de sedimento sobre rocas, necesita de al menos 10cm de sedimento para lograr un crecimiento exuberante (Zieman, 1982). El follaje puede afectar el sustrato en que crecen los pastos, pues en grandes densidades se incrementa de dos a cinco veces la proporción de partículas finas en el sedimento, en razón de que por simple efecto físico eleva la tasa de sedimentación, especialmente de partículas finas, evita su resuspensión y le da estabilidad al sustrato (Zieman, 1982). De esta manera, el fondo se va haciendo cada vez menos profundo y la vegetación se va aproximando a la superficie del mar, de forma semejante a la de un arrecife coralino (Margalef, 1980). Precisamente, una de las principales funciones ecológicas de las praderas de pastos marinos radica en su habilidad para crear ambientes de baja energía.

Nutrientes

Los principales constituyentes del material vegetal son carbono, nitrógeno y fósforo. La obtención de estos componentes como nutrientes disueltos es un factor importante en la producción de los pastos marinos. En general, los pastos adquieren la mayoría del carbono inorgánico del CO₂ libre y asimilan el nitrógeno y el fósforo de los sedimentos a través de sus raíces y rizomas, así como de la columna de agua a través de las hojas (Phillips y Meñez, 1988).

ESTABLECIMIENTO DE UNA PRADERA Y SUCESIÓN ECOLÓGICA

La colonización de los fondos sedimentarios desnudos por parte de los pastos marinos suele ocurrir siguiendo un esquema general de sucesión ecológica, en la que unas especies pioneras van siendo remplazadas por otras a medida que las condiciones del medio son modificadas en el transcurso del proceso hasta su relativa estabilización. El establecimiento inicial de una pradera depende en primera instancia de que las condiciones del ambiente físico sean propicias para el asentamiento, crecimiento y desarrollo de los pastos, pero también de la disponibilidad de las especies en cuestión y de sus capacidades de dispersión, así como de la frecuencia e intensidad de fenómenos perturbadores. Por ejemplo, difícilmente lograrán establecerse pastos marinos a lo largo de costas abiertas y expuestas a fuertes marejadas (como es el caso de la parte norte de la península de La Guajira), o que están sometidas a un proceso de erosión fuerte (como en buena parte de las costas del suroccidente del Caribe colombiano), debido a la inestabilidad y continua resuspensión de los sedimentos y turbidez del agua.

El proceso de sucesión de la comunidad de fanerógamas marinas en el Caribe, según el esquema tradicional (Figura 4), se inicia con el arribo de la especie catalogada como pionera, *Halodule wrightii*, y culmina con una pradera casi completamente dominada por *Thalassia testudinum* (Hartog, 1970; Zieman, 1982). Sin embargo, en algunos casos la sucesión puede iniciarse previamente al arribo de esta especie con la “preparación” del sustrato por parte de algas verdes psamofílicas (que viven en la arena), como *Penicillus* sp, *Rhipocephalus* spp y algunas especies de *Halimeda*, las cuales se anclan al sustrato y confieren a éste una cierta estabilidad. *Halodule wrightii* tiene una tasa de crecimiento superior a la de *Syringodium filiforme* y *Thalassia testudinum*, alta capacidad de avance lateral de sus rizomas y un elevado potencial reproductivo (Gallegos *et al.*, 1994), lo que le permite colonizar fondos con sedimentos inestables, que no son apropiados para el establecimiento y desarrollo de las otras especies (Hartog, 1970; Zieman, 1982; Fourqurean *et al.*, 1992). Además, debido a su rápido crecimiento, *H. wrightii* tiene altos requerimientos de nutrientes, pero resulta paulatinamente excluida en el proceso de sucesión por especies que requieren menos concentraciones de éstos.

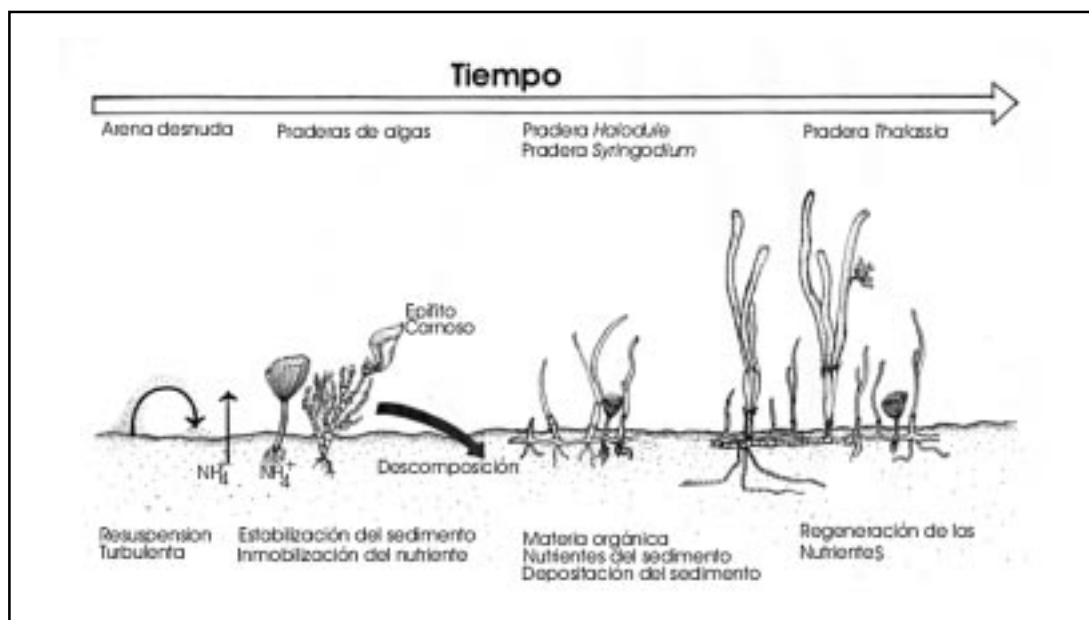


Figura 4. Etapas de sucesión de una pradera de pastos marinos

Sin embargo, el modelo tradicional de sucesión de los pastos marinos en el Caribe no siempre se cumple, ya que la dirección y velocidad de la sucesión dependen de la disponibilidad de condiciones adecuadas, la capacidad de dispersión de cada especie y la proximidad de fondos desnudos (Williams, 1990). Así, por ejemplo, la sucesión de los pastos en el Caribe puede terminar eventualmente con *H. wrightii* como especie clímax si la disponibilidad de nutrientes es alta. Una comunidad mixta característica, con dos o más especies, suele persistir si la competencia por los nutrientes es compensada por perturbaciones frecuentes o fluctuaciones ambientales considerables que favorecen la permanencia de las especies iniciales de la sucesión. De esta forma, las perturbaciones impiden que la especie "clímax", *T. testudinum*, elimine de la comunidad por competencia a las otras (Williams, 1990).

LAS PRADERAS DE PASTOS 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, su alta productividad, el suministro de sustrato para la fijación de epifitos, la recirculación de nutrientes y la estabilización de los sedimentos (Zieman, 1975a; Young y Young, 1982; Dawes, 1986).

La elevada productividad de las praderas es una respuesta a sus principales funciones ecológicas (Zieman y Zieman, 1989), que son: (1) crecimiento rápido de los pastos, en el cual las hojas pueden aumentar en longitud hasta 10cm diarios bajo condiciones favorables; (2) producción de detrito y fomento de la sedimentación, proporcionando materia orgánica para las plantas y manteniendo un ambiente propicio para el reciclaje de nutrientes; (3) fijación de energía por fotosíntesis que es canalizada directamente a través del pastoreo de material vegetal, la utilización del detrito originado por la hojarasca o la exportación de material vegetal vivo o detritico de un lugar a otro permitiendo la distribución de la energía a otros sitios; (4) estabilización de sedimentos por los rizomas y raíces, que forman una compleja red entretejida que consolida el sustrato, así como por el follaje, que frena el flujo de agua reduciendo su velocidad cerca de la interfase agua-sedimento, fomenta el asentamiento de partículas suspendidas e inhibe la resuspensión de material orgánico e inorgánico; (5) oferta de sustrato de fijación a microalgas y animales pequeños que constituyen la base alimentaria de otros animales asociados a las praderas, sobre la superficie foliar de los pastos (Virnstein *et al.*, 1983); (6) suministro de alimento y refugio para juveniles de invertebrados y peces de importancia comercial y recreativa.

Productividad

Las principales fuentes de producción primaria de los ecosistemas costeros en el Caribe son por lo general las macrófitas, es decir, los pastos marinos, las macroalgas y los manglares. Las comunidades de algas asociadas con los pastos marinos incluyen algas bentónicas (fijas al sustrato), algas a la deriva y algas epífitas o adheridas a las hojas de los pastos. La tasa de renovación de las últimas es relativamente alta debido a que el tiempo de vida de las hojas es corta, generalmente de 30 a 60 días (Zieman, 1982). La biomasa en pie (*standing crop*, la porción verde de la planta) y la productividad de las epífitas, y por lo tanto la contribución a la cadena trófica del sistema, es muy variable. En aguas pobres en nutrientes tiende a haber pocas epífitas, por lo que su contribución es escasa. Por el contrario, en aguas ricas en nutrientes, como es el caso de las aguas costeras de la península de La Guajira y áreas en donde como resultado de la actividad humana, se vierten al mar aguas cargadas con nutrientes orgánicos (como es el caso de la bahía de Cartagena), su producción es alta. La relación entre las epífitas y los pastos se semeja a la de un ectoparásito, esto es, la relación es beneficiosa para el alga pero deletérea para la fanerógama, por lo que en aguas ricas en nutrientes el rol de la fauna de herbívoros, que se alimenta de algas, es muy importante para mantener la productividad de los pastos (Zieman, 1982).

Los pastos en sí son altamente productivos y aportan grandes cantidades de detrito al ecosistema (Zieman, 1982). La biomasa foliar de *T. testudinum* en praderas del Caribe colombiano alcanza valores promedio cercanos a 150 gramos de hojas secas por metro cuadrado (INVEMAR, 2002), lo que representa seguramente una contribución importante al balance total de carbono en los ecosistemas marinos costeros del Caribe colombiano.

Hábitat y relaciones tróficas

La estructura de las praderas marinas proporciona hábitat a una diversa comunidad de organismos sésiles y vágiles, incluyendo invertebrados y vertebrados de importancia comercial y ecológica, para muchos de los cuales las praderas representan también áreas de crianza (McNeill y Bell, 1992; Heck *et al.*, 2003).

Aunque frecuentemente se menciona que, aparte de algunos erizos, gasterópodos, peces, la tortuga verde y del manatí, son pocos los organismos que se alimentan directamente de los pastos (cf. Phillips y McRoy, 1980; Margalef, 1980), algunas evidencias indican que las praderas del Caribe, particularmente las que se encuentran en latitudes más bajas, poseen una cantidad considerable de consumidores de pastos (Ogden, 1976; Ogden y Zieman, 1977). Cabe anotar que la sobrepesca en muchas áreas del Caribe ha causado una fuerte reducción de las poblaciones de tortuga verde (*Chelonia mydas*) y de grandes peces herbívoros, reduciendo a su vez la intensidad de consumo de pastos. Las praderas alojan en sí una variada comunidad animal que se nutre de las algas y de la **micro y meiofauna**, que a su turno aprovecha la abundante materia orgánica. Adicionalmente, la hojarasca producida que se acumula en las playas por efecto del oleaje o durante tormentas y mares de leva, es aprovechada por algunos herbívoros del litoral y por los organismos descomponedores.

Las hojas de los pastos brindan también sustrato para la fijación a una amplia variedad de organismos sésiles. Se destacan las algas epífitas, que se adhieren a las partes elevadas de las hojas y así acceden a óptimas condiciones de luz, contribuyendo de manera indirecta a la alta producción primaria del ecosistema. Estas algas, a su vez, son el alimento de muchos invertebrados y peces herbívoros, así como el sustento de la compleja red alimentaria basada en el detritus (Durako, 1988). Los **estolones** y la base de los vástagos, el “**sotobosque**” de las praderas, son a su vez el microhábitat de una diversa fauna de invertebrados sésiles y vágiles que encuentran allí refugio y alimento (como los crustáceos **anfipodos**, los gusanos **poliquetos** y los **gasterópodos**), al igual que sirven de salacuna para numerosas especies de peces. El sedimento, que suele ser rico en materia orgánica y en consecuencia despensa de una abundante población bacteriana, es el hábitat de una diversa comunidad de invertebrados filtradores y detritívoros **bentónicos**, entre los que se destacan los bivalvos y los gusanos poliquetos (Durako, 1988).

Una comparación de la abundancia de **macrofauna** entre áreas vegetadas por pastos y fondos arenosos vecinos desnudos, desprovistos de vegetación, revela claramente el valor de las praderas

como hábitat (Tabla 2). La abundancia de animales en las praderas puede ser de dos a 25 veces superior a la que se encuentra en los fondos adyacentes no vegetados.

Dada la gama de microambientes que ofrecen las praderas, los organismos que viven asociados a éstas han adoptado varias estrategias de vida y de hábitos de alimentación que les permiten compartir los recursos, evitando hasta cierto punto que compitan por ellos. Así, en cuanto a su estilo de vida, se encuentran organismos sésiles, que se fijan y permanecen toda su vida adheridos o cementados al sustrato, sea éste el fondo marino o se trate de otros organismos, como las hojas de los pastos. A este grupo pertenecen los corales e hidroides, las esponjas, ascidias y algas calcáreas, así como algunos bivalvos. Los organismos sedentarios, aunque permanecen la mayor parte del tiempo en el mismo lugar, pueden cambiar de sitio y sustrato esporádicamente, como lo hacen las anémonas y algunos gusanos. Los peces, crustáceos, gasterópodos, erizos, estrellas y pepinos de mar, que se mueven lenta o rápidamente, en forma libre o en contacto con el sustrato, pertenecen al grupo de los organismos vágiles (Vegas, 1971). De acuerdo con las estrategias de alimentación, en las praderas habitan organismos herbívoros, aquellos que ingieren material vegetal (algunos gasterópodos y crustáceos, además de erizos, peces y tortugas), carnívoros, que se alimentan de tejidos animales (corales, anémonas, algunos gasterópodos, crustáceos, estrellas de mar y peces), suspensívoros, que filtran del agua las partículas suspendidas (esponjas, bivalvos y gusanos), depositívoros, que ingieren materia orgánica del fondo (algunos gasterópodos, bivalvos enterradores, crustáceos y pepinos de mar) y omnívoros (como algunos gasterópodos, crustáceos y peces), que pueden ingerir alimento de varias de las categorías anteriores (Greenway, 1995).

Así, las praderas de pastos marinos brindan alimento y refugio a una amplia variedad de organismos, cuyo tamaño, estrategia de vida y hábito alimentario son diversos (Tabla 3). La fauna asociada puede ser residente permanente, así como visitante regular o esporádica, esta última proveniente de hábitats vecinos. En este sentido, además de la recirculación de nutrientes dentro de la cadena trófica, las praderas producen y exportan nutrientes en forma de materia orgánica particulada o disuelta a los ecosistemas adyacentes (Ogden, 1976). De esa manera se configura un complejo sistema de transferencia de materia y energía a otros ambientes (Figura 5), que hace de las praderas de pastos un ecosistema particular.

Los mares tropicales se caracterizan por la abundancia de animales herbívoros, muchos de los cuales habitan en los arrecifes pero explotan las praderas de pastos cercanas a éstos (Ogden y Zieman, 1977). La limitación de recursos para los organismos del arrecife es por lo general grande debido a las estrechas relaciones simbióticas en el reciclaje de los nutrientes. Así, la cercanía de las praderas a los arrecifes representa una oportunidad para los organismos arrecifales de obtener alimento. En contraste con las características cerradas de los ciclos tróficos en los arrecifes, las praderas de pastos son sistemas más abiertos, de los que muchos organismos de las comunidades adyacentes se benefician aprovechando la materia orgánica exportada o donde pasan sus etapas juveniles alimentándose. Un mayor grado de explotación de las praderas por parte de los consumidores no es posible debido a la escasez de refugio, lo cual explica la evidente concentración de peces e invertebrados en torno a objetos tridimensionales (rocas, corales, estructuras artificiales) situados en las praderas (Ogden y Zieman, 1977). La explotación se limita a organismos pequeños residentes, organis-

Tabla 2. Densidad (número por metro cuadrado) de algunos grupos de animales que se encuentran en fondos vegetados por el pasto *Thalassia testudinum* en comparación con fondos desnudos adyacentes. Modificado de Orth *et al.* (1984).

Tipo de organismos	Localidad	Fondo con <i>Thalassia</i>	Fondo desnudo
Fauna endobentónica	Bermuda	13.580	3.145
Gusanos poliquetos	Florida	33.485	17.220
Macrofauna	Belice	12.167	16.750
Macrofauna	Florida	17.479	5.844

Tabla 3. Principales grupos de fauna y flora que pueden encontrarse en las praderas de pastos marinos en el Caribe. Basada en Littler y Littler (2000), ITIS (2002) y Montoya-Maya (2002).

FAUNA	NOMBRES VERNACULARES	ESPECIES REPRESENTATIVAS	TIPOS DE VIDA	ESTRATEGIAS ALIMENTARIAS
Porifera Demospongia, Calcarea	Espojas	<i>Ircinia</i> spp <i>Desmapsama anchorata</i>	Sésil	Suspensívoros
Cnidaria Hydrozoa, Anthozoa	Hidras, medusas, corales, anémonas	<i>Manicina areolata</i> <i>Bartholomea annulata</i>	Sésil, sedentaria, vágil	Carnívoros (algunos viven en simbiosis con microalgas fotosintetizadoras)
Annelida Polychaeta	Gusanos, plumas de mar	<i>Eupolyμία</i> sp <i>Spirobranchus</i> sp	Sésil, sedentaria, vágil	Suspensívoros, depositívoros, carnívoros
Mollusca Bivalvia, Gastropoda, Cephalopoda, Polyplacophora	Almejas, ostras, caracoles, babosas de mar, pulpos, calamares, quitones	<i>Strombus</i> spp <i>Cerithium</i> spp <i>Modulus modolus</i> <i>Codakia orbicularis</i>	Sésil, sedentaria, vágil	Suspensívoros, herbívoros, depositívoros, carnívoros, omnívoros
Crustacea Orden decapoda Orden Stomatopoda	Cangrejos, camarones, langostas, cochinitas de mar	<i>Panulirus argus</i> <i>Tozeuma carolinense</i>	Vágil	Suspensívoros, herbívoros, depositívoros, carnívoros, omnívoros
Echinodermata Asteroidea, Echinoidea, Ophiuroidea, Holothuroidea, Crinoidea	Estrellas de mar, erizos, pepinos de mar, lirios de mar	<i>Lytechinus variegatus</i> <i>Oreaster reticulatus</i> <i>Holothuria mexicana</i>	Sedentaria, vágil	Herbívoros, depositívoros, carnívoros, omnívoros
Chordata Ascidiacea	Ascidias	<i>Clavelina</i> sp <i>Didemnum</i> sp	Sésil	Suspensívoros
Vertebrata Pisces, Reptilia, Mammalia	Peces, rayas, tortugas, delfines, manatíes	<i>Sparisoma radians</i> <i>Haemulus fasciatus</i> <i>Caretta caretta</i> <i>Trichechus manatus</i>	Vágil	Herbívoros, carnívoros, omnívoros
FLORA				
Cyanobacteria Orden Oscillatoriales	Algas verde-azules	<i>Lymbya</i> sp	Sésil	Fotosintetizadoras
Chlorophyta Ulvales, Cladophorales, Dasycladales	Algas verdes	<i>Halimeda opuntia</i> <i>Penicillus</i> sp <i>Caulerpa racemosa</i>	Sésil (a la deriva)	Fotosintetizadoras
Phaeophyta Ordenes Ectocarpales, Chordariales, Sporochnales, Scytosiphonales, Dictyotales, Fucales.	Algas pardas	<i>Dyctiota</i> spp	Sésil (a la deriva)	Fotosintetizadoras
Rhodophyta Ordenes Corallinales, Gelidiales, Nemaliales, Bonnemaisoniales, Rhodogorgonales, Gracilariales, Rhodymeniales, Ceramiales.	Algas rojas.	<i>Gracilaria</i> sp	Sésil (a la deriva)	Fotosintetizadoras
Spermatophyta Angiospermae (Monocotyledones)	Pastos o fanerógamas marinas	<i>Thalassia testudinum</i> <i>Syringodium filiforme</i> <i>Halodule wrightii</i>	Sésil	Fotosintetizadoras

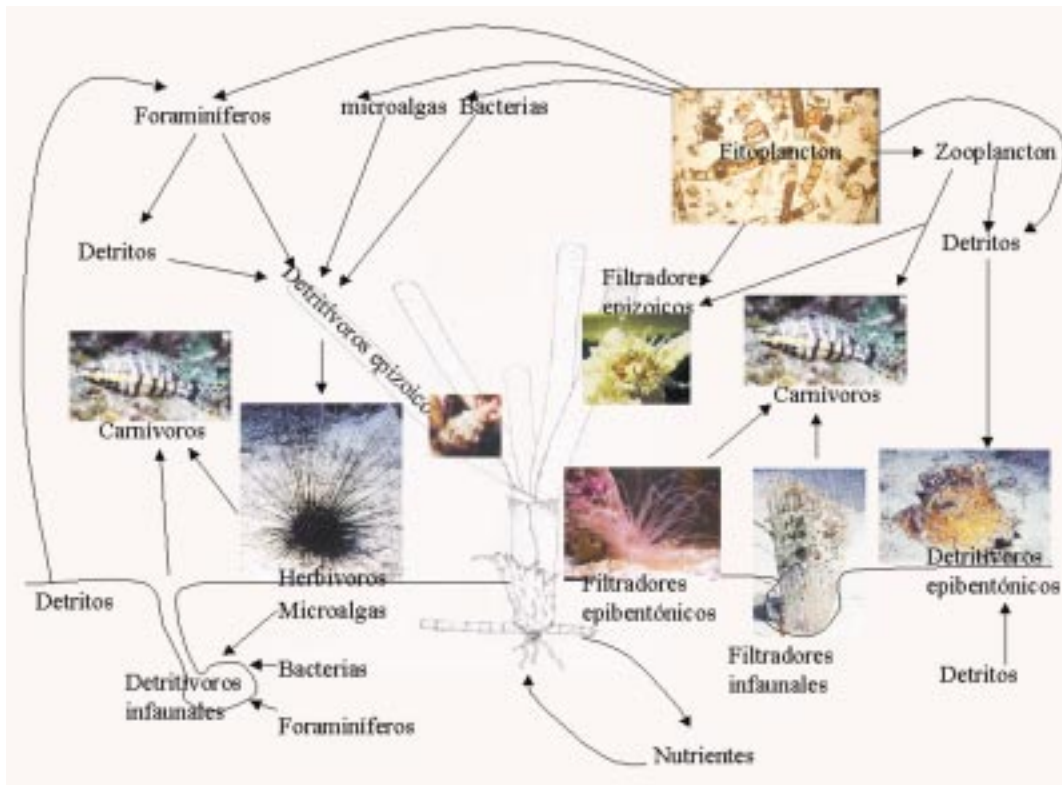


Figura 5. Flujo de materia y energía al interior del ecosistema de pastos marinos.

mos que se alimentan en la periferia de las praderas cercanas a arrecifes y a peces de gran tamaño o tortugas, que no requieren de refugio, por lo que se aventuran al interior de las praderas de día o de noche.

Una de las evidencias más claras de interacción trófica de las praderas con los ecosistemas vecinos, en este caso los arrecifes de coral, está representada por los “halos” o bandas de fondo no vegetado que separan ambos sistemas (Figura 6). Las incursiones diurnas de algunos peces, especialmente de las familias de los “loros” (Sparidae) y de los “cirujanos” (Acanthuridae), del arrecife a la pradera para alimentarse son una de las causas de su formación. Estos peces no suelen aventurarse más de una decena de metros fuera de la protección que brinda el arrecife, por lo que concentran su actividad de forrajeo en la zona de la pradera más próxima a éste (Randall, 1965).

De igual forma, el erizo negro de arrecife (*Diadema antillarum*), que se

alimenta de algas y pastos, se desplaza hacia la pradera al anochecer y retorna al arrecife al amanecer, pero, dada su velocidad de desplazamiento, no logra en ese tiempo adentrarse grandes distancias en la pradera, contribuyendo así a la formación de los halos (Ogden *et al.*, 1973).



Figura 6. Panorámica aérea del complejo arrecifal de San Andrés. Nótese, de tonalidad clara, los halos que forman los fondos no vegetados que separan los arrecifes coralinos (de color marrón) de las praderas de pastos (de color verde oscuro)

CAPÍTULO 2

COMPOSICIÓN Y DISTRIBUCIÓN DE LAS PRADERAS DE PASTOS MARINOS EN COLOMBIA

*Juan Manuel Díaz,
Diana Isabel Gómez-López,
Lina María Barrios
y Phanor Montoya Maya*



COMPOSICIÓN Y DISTRIBUCIÓN DE LAS PRADERAS DE PASTOS MARINOS EN COLOMBIA

LAS ESPECIES DE PASTOS MARINOS PRESENTES EN COLOMBIA

En Colombia se ha registrado la presencia de cuatro géneros y cinco especies de pastos marinos: *Halodule wrightii*, *Syringodium filiforme*, *Thalassia testudinum*, *Halophila baillonis* y *H. decipiens*, todas ellas en el Caribe; no existen registros de ninguna especie en las costas del Pacífico (Díaz-Pulido, 1998). La presencia de *Ruppia marítima*, una especie que habita en aguas muy someras de poca salinidad en algunos estuarios de La Florida, el golfo de México y del Caribe, no ha sido comprobada en Colombia, aunque Bula-Meyer (1990) hizo mención breve de ella en un trabajo divulgativo sobre las plantas marinas del Caribe colombiano. *Ruppia marítima* tampoco fue observada por los autores en ninguna de las áreas visitadas en desarrollo del estudio “*Distribución, estructura y clasificación de las praderas de fanerógamas marinas en el Caribe colombiano*” (INVERMAR, 2002).

A continuación se describen las características morfológicas distintivas de las especies registradas en Colombia y se reseñan particularidades sobre su abundancia y distribución con base en los resultados del estudio arriba mencionado.

Reino Vegetal
Filum Tracheophyta
Division Anthophyta
Clase Angiospermae
Subclase Monocotyledoneae
Familia Cymodoceaceae (antes Potamogetonaceae)

● *Halodule wrightii* Ascherson (Figura 7)

Esta especie era mencionada hasta hace unas pocas décadas como *Diplanthera wrightii* o *Halodule beaudetti* en la literatura científica (cf. Zieman, 1975b). La planta posee un rizoma delgado con nudos a intervalos regu-

lares, de los cuales se originan ramas erectas que dan lugar a dos a cuatro hojas muy delgadas (aprox. 0,5mm) y aplanadas, de color verde brillante, que rara vez alcanzan una longitud superior a los 25cm; el ápice de las hojas termina en dos puntas curvadas; una o dos hojas jóvenes, de color amarillento, pueden encontrarse adicionalmente dentro de la vaina basal. El rizoma, usualmente ramificado, no penetra más que unos tres a seis centímetros en el sedimento. Puede tener reproducción sexual y vegetativa; la floración parece ser un evento raro que depende más de la temperatura del agua que del fotoperíodo, al igual que la producción de semillas. Se la considera una especie pionera en el desarrollo sucesional de las praderas, siendo capaz de recolonizar rápidamente áreas desnudas o de las cuales otras especies de pastos han sido removidas por alguna perturbación (Zieman, 1982). Está ampliamente distribuida en el Atlántico americano, desde las costas de Carolina del Norte (donde las hojas de la planta mueren en el invierno) y La Florida, el golfo de México y el Caribe hasta las costas centrales de Brasil; también en África noroccidental, el océano Índico y las costas de California y del Pacífico mexicano. Se la encuentra preferiblemente en aguas someras, pero ha sido registrada hasta 25m de profundidad (Phillips, 1960).

En el Caribe colombiano está ampliamente distribuida a lo largo de toda la costa continental y en el archipiélago de San Andrés y Providencia, en aguas muy someras hasta unos cinco metros de profundidad. Se encontró frecuentemente formando una estrecha franja o parches discretos a lo largo del litoral, especialmente en la península de La Guajira, marcando el comienzo de extensas praderas dominadas por *Thalassia* o *Syringodium*. Por su estrategia de crecimiento, no forma praderas densas; su cobertura promedio en el Caribe colombiano, en relación con el sustrato, fue 6,1% ($\pm 13,3$), y las mayores densidades se registraron en arenas de grano fino a medio de origen **litoclástico**.

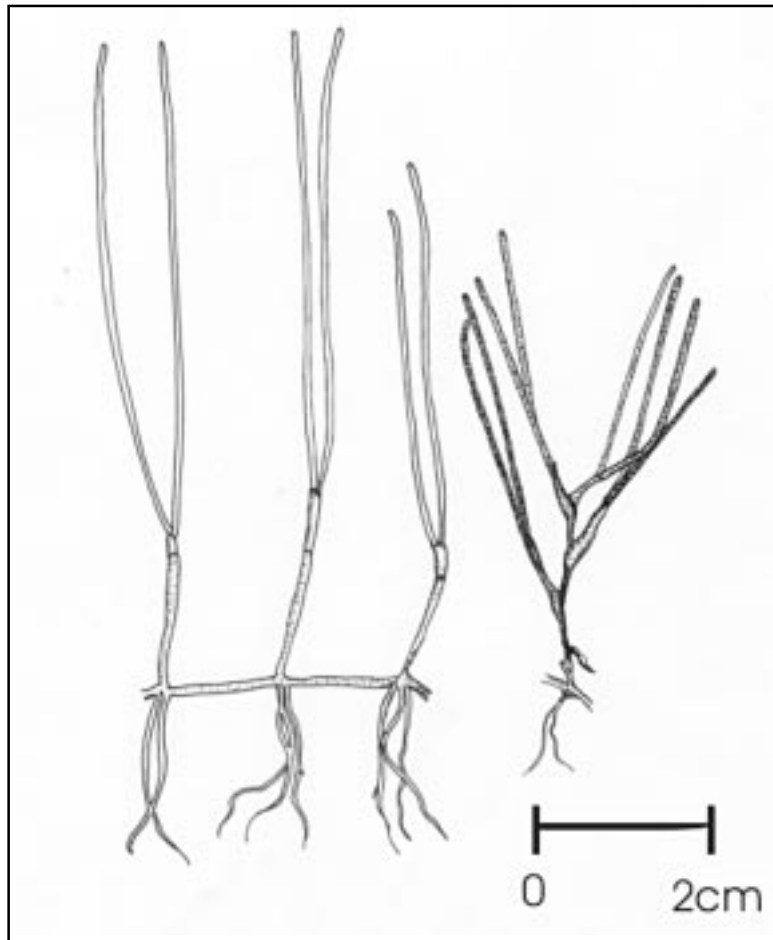


Figura 7. *Halodule wrightii*

- *Syringodium filiforme* Kutzing (Figura 8)

Conocida vernacularmente como “pasto manatí”, esta especie era tratada anteriormente como *Cymodocea manatorum* en la literatura científica. Es el único de los pastos marinos en el Caribe cuyas hojas son cilíndricas; éstas son relativamente delgadas (1-2mm), quebradizas, con mayor contenido de aerénquima que las otras especies (flotan) y pueden alcanzar longitudes mayores a 35cm, usualmente enrollándose. Las hojas se disponen sobre ramas que brotan a intervalos regulares de nodos existentes a lo largo del rizoma, el cual se extiende ramificado horizontalmente unos cuatro a cinco centímetros por debajo de la superficie del sedimento. Existen muy pocos registros de plantas florecidas, por lo que se supone que su dispersión ocurre principalmente por vía asexual y que el crecimiento vegetativo es responsable de la supervivencia y disper-

sión de la especie (Phillips, 1960). En estado fértil, las hojas suelen presentar ramificaciones adicionales (Figura 9). Su área de distribución geográfica es el Gran Caribe, incluyendo el golfo de México, Bahamas y Bermuda.

En el Caribe colombiano estuvo presente prácticamente en todas las áreas visitadas, formando rodales o pequeñas praderas monoespecíficas en algunas ensenadas del Urabá chocoano, en el archipiélago de San Bernardo y en la isla de San Andrés, pero generalmente entremezclada con *Thalassia*. La cobertura promedio de *S. filiforme* con respecto al sustrato fue 30,3% ($\pm 15,1$), y las mayores coberturas y densidades de plantas se registraron en fondos de arena de grano fino a medio por debajo de 5m de profundidad. En la isla de Providencia se hallaron rodales de esta especie cuyas hojas alcanzaron longitudes promedio de 39,1cm.

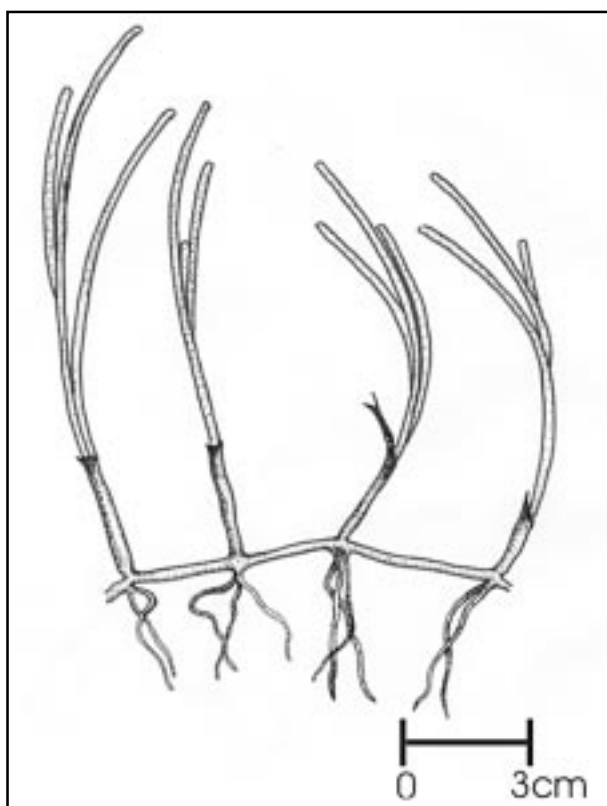


Figura 8. *Syringodium filiforme*.

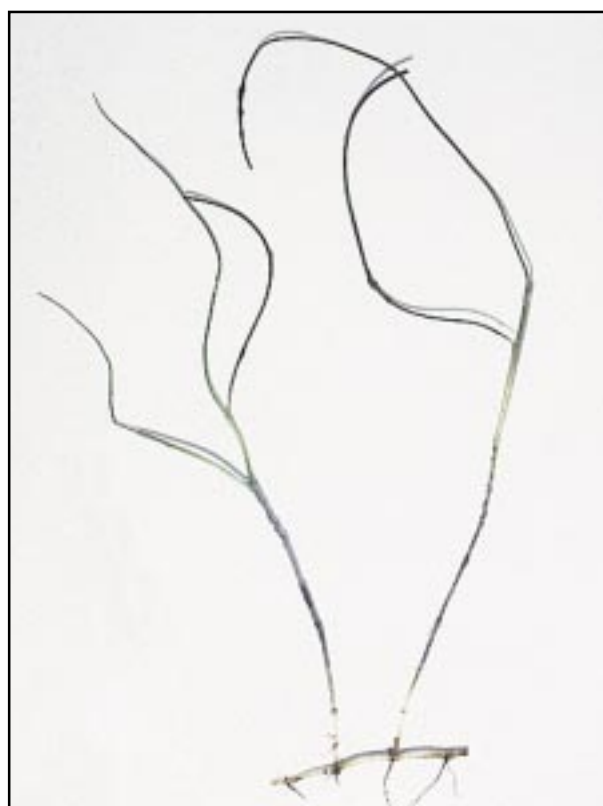


Figura 9. Planta de *Syringodium filiforme* en estado fértil

FAMILIA HYDROCHARITACEAE

- *Thalassia testudinum* Banks ex König (Figura 10)

Su característica especial la constituyen sus hojas planas y anchas (hasta 1,5cm), en forma de cinta, con 10-17 venas longitudinales y que pueden alcanzar una longitud cercana a 80cm. El rizoma es fuerte y grueso (hasta un centímetro), provisto de nudos separados a intervalos de aproximadamente cinco milímetros. No todos los nudos producen vástagos de hojas ni raíces. El intervalo entre vástagos es de mínimo cinco nudos (Phillips, 1960), y cada uno es capaz de sustentar de tres a siete hojas individuales que surgen de una vaina o bráctea que envuelve el conjunto en su base. Las raíces son capaces de penetrar varias decenas de centímetros en el sedimento. Se propaga por crecimiento del rizoma (reproducción vegetativa) y sexualmente por medio de semillas producidas por flores. Son plantas dioicas, es decir, producen flores macho y flores hembra. Hasta fechas recientes, se consideraba que la floración en *T. testudinum* era un fenómeno raro, pues se

había documentado muy esporádicamente, posiblemente porque las inflorescencias son poco conspicuas. Sin embargo, el proceso parece ser más frecuente de lo que se suponía. En el sur de La Florida, la floración ocurre a mediados del mes de mayo, y los frutos dos a cuatro semanas más tarde (Zieman, 1982). Durante el trabajo de campo en el año 2001, se observaron plantas en floración y frutos en el área de Barú y en el Parque Nacional Tayrona en mayo y junio y en las áreas de La Guajira e isla Fuerte en junio y julio (Figura 11). Los frutos contienen de cuatro a cinco semillas que pueden flotar y trasladarse a grandes distancias (Figura 12). *Thalassia testudinum* es la principal formadora de praderas en el Caribe, y su área de distribución se extiende desde La Florida y el norte del golfo de México hasta las costas de Colombia y Venezuela. Se desarrolla en zonas muy someras hasta unos 14m de profundidad, pudiendo quedar expuesta al aire durante mareas bajas extremas (Figura 13).

Thalassia testudinum es el pasto marino predominante en todo el Caribe colombiano, constituyendo

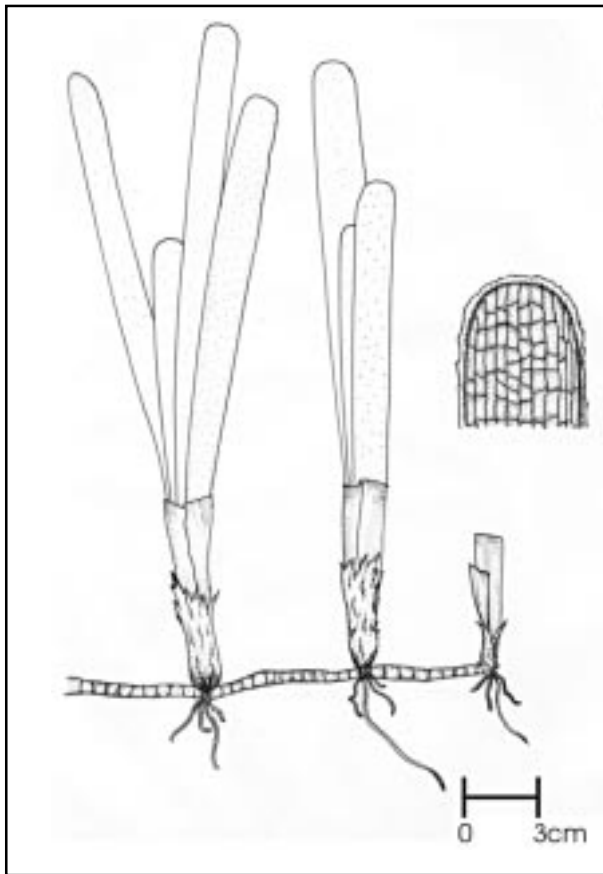


Figura 10. *Thalassia testudinum*, esquema general y detalles de la hoja



Figura 11. Flores de *Thalassia testudinum*



Figura 12. Semillas de *Thalassia testudinum* en estados progresivos de germinación



Figura 13. Pradera de *Thalassia* parcialmente expuesta al aire durante una marea baja extrema; bahía Chengue, Parque Nacional Natural Tayrona

amplias praderas monoespecíficas o entremezclada con *S. filiforme*. Aunque fue registrada creciendo en distintos tipos de sustrato, desde lodos finos hasta fondos pedregosos, y desde unos pocos centímetros hasta casi 15m de profundidad, las mayores coberturas se observaron en lugares someros con fondos de lodo o arena fina litoclástica, como fue el caso en la bahía de Portete y en inmediaciones del cabo de La Vela. La cobertura promedio en el Caribe colombiano fue 40,8% ($\pm 22,2$).

- ***Halophila baillonis* Ascherson ex Hook (Figura 14)**

Es un pasto con estructura foliar corta, consistente en haces con dos o tres pares de hojas translúcidas, de forma oblonga, elíptica a lanceolada, de unos dos centímetros de longitud y ocho milímetros de ancho, y color verde amarillento, que se desprenden de un tallo; el borde de las hojas es finamente denticulado. Los tallos son muy delgados y fácilmente quebradizos. Los rizomas son finos y los espacios entre los nudos son

relativamente amplios, entre uno y tres centímetros. De cada nudo brota un tallo y una raíz (Hartog, 1959). Es una especie dioica, es decir, que una planta produce flores hembra o flores macho únicamente. Prefiere fondos fangosos en áreas de poca hidrodinámica a partir de un metro de profundidad. Su área de distribución corresponde al golfo de México, Mar Caribe y la costa norte de Brasil.

Aunque *H. baillonis* crece por lo general en bajas densidades y no forma praderas propiamente dichas, y a pesar que el presente trabajo estuvo orientado básicamente al estudio de las praderas, esta especie fue observada en algunos sitios formando pequeños rodales monoespecíficos, particularmente en la Bahía de Cispatá (con una cobertura promedio de 27%), en fondos areno-fangosos de menos de un metro de profundidad y en aguas de escasa visibilidad. También en la bahía de Cartagena, en el área de Santa Marta y en la península de La Guajira se observaron parches de *H. baillonis* en las zonas marginales de las praderas de *Thalassia*.

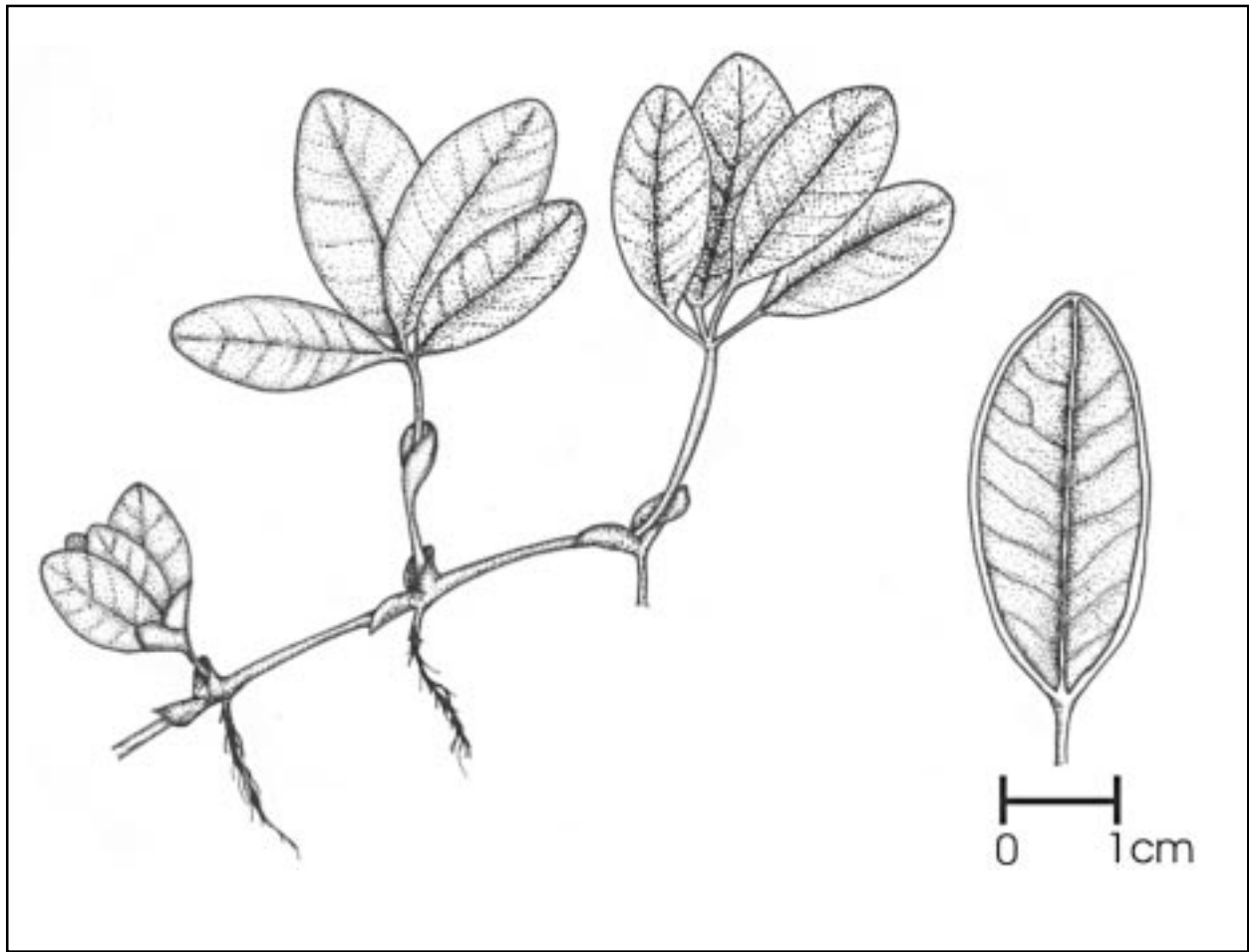


Figura 14. *Halophilla baillonis*

● ***Halophila decipiens* Ostenfeld** (Figura 15)

Similar a *H. baillonis*, pero con hojas un poco más alargadas (aprox. 25mm de largo y seis milímetros de ancho) y dispuestas en pares que surgen de haces distintos del mismo tallo, separados 1-10cm uno del otro (Hartog, 1959). Es monoica, es decir con flores macho y hembra coexistiendo en la misma planta. Las flores femeninas producen aproximadamente 30 semillas. La temperatura del agua parece ser la reguladora del desarrollo floral (Hartog, 1970). Crece generalmente en fondos de sedimentos finos a poca profundidad, a veces entremezclada con *H. baillonis*, aunque se ha observado en fondos de arena gruesa a más 50m de profundidad. Se distribuye ampliamente en la región tropical del Índico, Indo-pacífico y Atlántico occidental, en este último

desde La Florida hasta Colombia y Venezuela (Hartog, 1970).

Esta especie fue frecuentemente observada, especialmente en el área de Santa Marta y la península de La Guajira, creciendo en sustratos lodosos, arenas finas o medias de origen predominantemente **litobioclástico**, entre 1 y 4m de profundidad.

Las cinco especies fueron observadas creciendo tanto en aguas someras como de profundidad media y aún por debajo de los 10m. Sin embargo, a juzgar por los valores de cobertura estimados para cada una de ellas en distintas profundidades, se evidencia un aparente mejor desarrollo de *H. decipiens* y *T. testudinum* en las zonas más someras (0,5 – 2m), mientras que *H. wrightii* y *S. filiforme* parecen alcanzarlo a profundidades mayores (Figura 16).

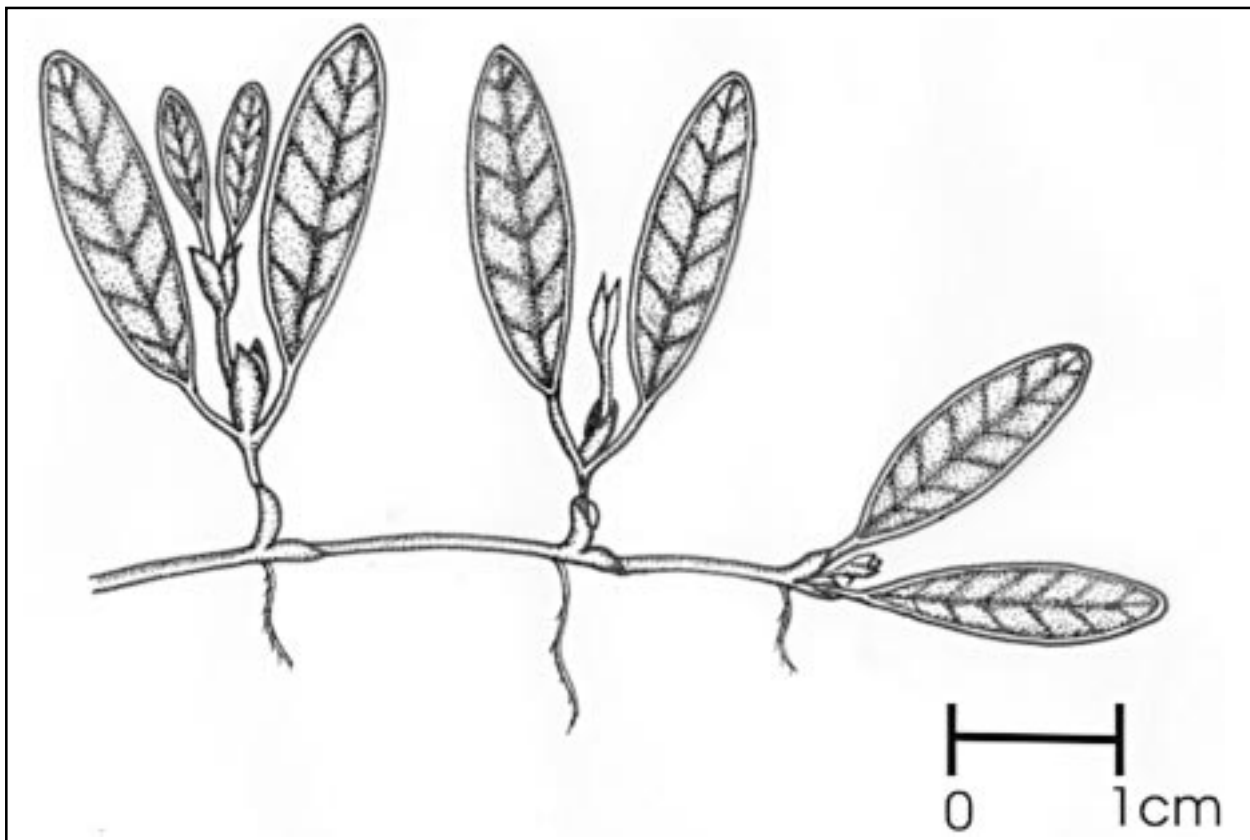


Figura 15. *Halophila decipiens*

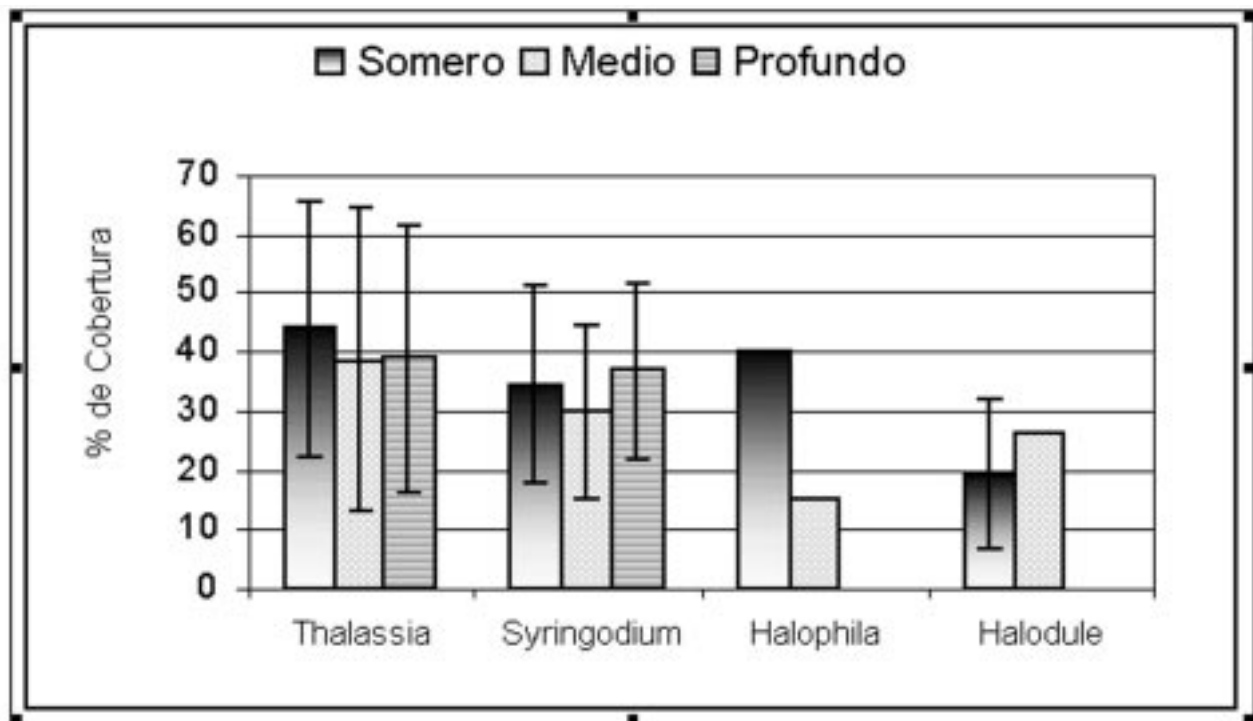


Figura 16. Cobertura relativa de las cinco especies de pastos marinos en tres rangos de profundidad (somero: 0,5 – 2m; medio: 2 – 4m; profundo: 4 – 10m.) en el Caribe colombiano

LAS PRADERAS DE PASTOS EN EL CARIBE COLOMBIANO

De acuerdo con sus requerimientos ambientales particulares, las cinco especies pueden desarrollar coberturas vegetales sobre fondos someros casi a todo lo largo de las costas continentales e insulares. Sin embargo, el desarrollo de praderas, es decir de amplias extensiones de fondos vegetados con pastos de manera relativamente densa, ocurre solamente en algunas áreas en las que la cantidad de luz incidente (dependiente de la profundidad y de la transparencia del agua) y las condiciones del sustrato (especialmente estabilidad) y del agua (turbulencia, transparencia y salinidad) se mantienen dentro de los rangos de tolerancia de las especies respectivas.

La detección de áreas de fondos vegetados por pastos marinos en el Caribe colombiano se realizó inicialmente con base en mapas y descripciones a escala local preexistentes (cf. Garzón-Ferreira y Cano, 1992; Borrero *et al.*, 1996; Díaz *et al.*, 1996a,b, 2000a; López-Victoria y Díaz, 2000; Ángel y Polanía, 2001), imágenes digitales de satélite (Landsat TM de febrero de 2001, con resolución espacial de 30x30m), procesadas con el módulo para imágenes del programa PCI®, con las cuales se realizaron mapas preliminares que fueron digitalizados y visualizados mediante el programa ARCVIEW para resaltar los polígonos representativos de las unidades del paisaje (Figura 17) e interpretación de fotografías aéreas pancromáticas con cobertura parcial y escala variable (1:50.000 – 1:10.000) de algunas áreas (Urabá chochoano, isla Fuerte, golfo de Morrosquillo, archipiélagos de San Bernardo y Nuestra Señora del Rosario, San Andrés Isla y algunas zonas de La Guajira), tomadas entre 1976 y 1995, disponibles en el Instituto Geográfico “Agustín Codazzi, IGAC”.

Las fotografías aéreas han demostrado ser una herramienta más confiable que las imágenes de satélite para cartografiar las praderas de pastos marinos (Mumby y Green, 2000), y ese fue también el caso en el presente estudio, al menos para aquellas áreas geográficas que tenían cubrimiento por ambos productos. Sin embargo, la precisión de las imágenes de satélite para discriminar praderas de pastos en áreas extensas con escaso cubrimiento por fotografía aérea fue muy satisfactoria, incluso hasta 10m de profundidad. Tal

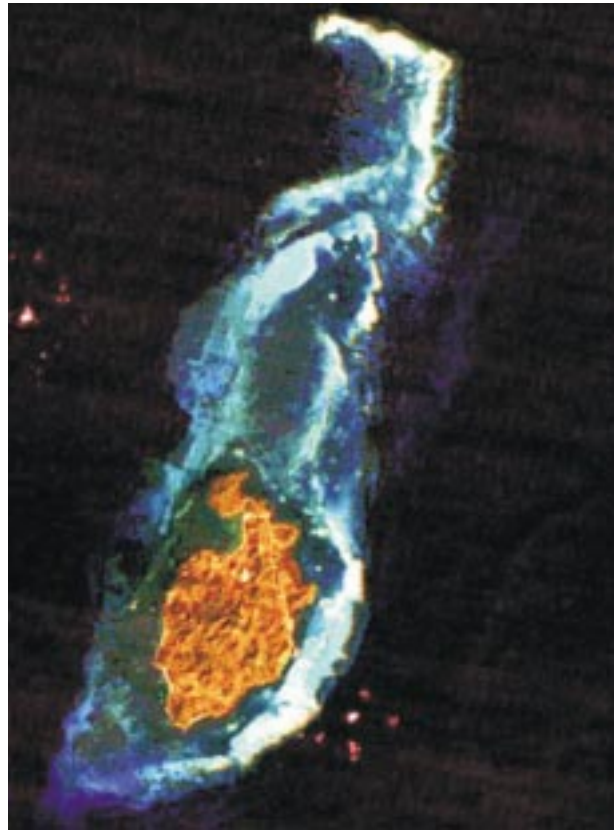


Figura 17. Imagen satelital del área de Providencia. Nótese, de color verde oscuro, la presencia de praderas de pastos marinos alrededor de la isla

fue el caso para las praderas de la costa noroccidental de la península de La Guajira (Figura 18). En contraste, en el área del golfo de Morrosquillo y alrededor de las islas de San Bernardo y del Rosario la precisión de la imagen fue más bien pobre (aprox. 60%), mientras que la de las fotografías fue superior al 90% (Figura 19). La densidad de vástagos, la exuberancia del follaje, dependiente también de la longitud de las hojas, la reflectancia del fondo (las arenas coralinas, de color claro, reflejan mayor cantidad de luz que las litoclásticas), la transparencia del agua y la profundidad, entre otros, son factores que afectan la textura y la tonalidad de gris que representa a los fondos vegetados por pastos en la fotografía. La precisión de los mapas finales que ilustran la localización y distribución de las praderas en el Caribe colombiano, una vez corregidos con la verificación en campo, puede ser estimada en términos generales en un 85%. Por lo tanto, debe tenerse en cuenta que la extensión real de las praderas puede oscilar hasta en un 15-20% alrededor de los valores que se mencionan en este trabajo.

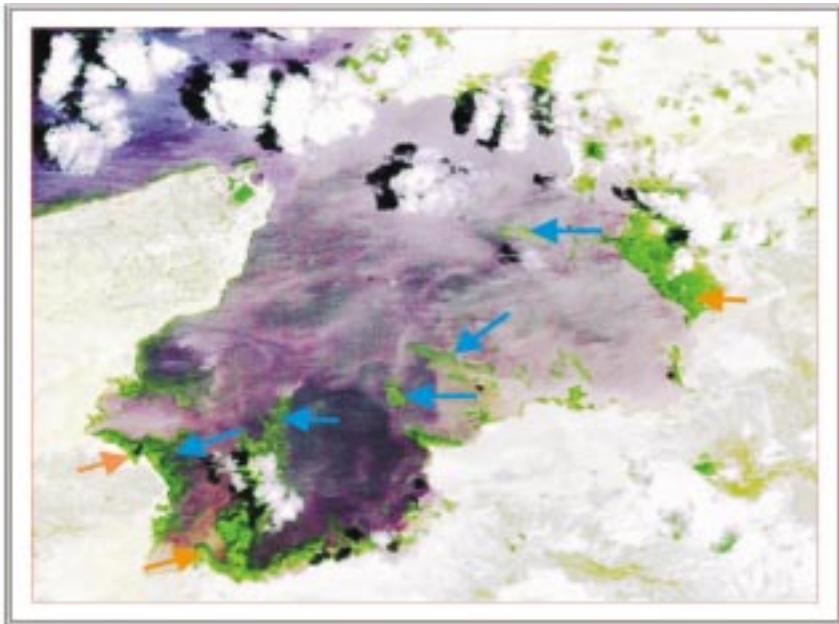


Figura 18. Imagen satelital de la bahía de Portete en la que se resalta la presencia de cobertura vegetal. Las flechas azules indican los fondos vegetados por pastos (visibles en color verde oscuro) y las de color naranja áreas de manglar, (visibles de color verde claro)

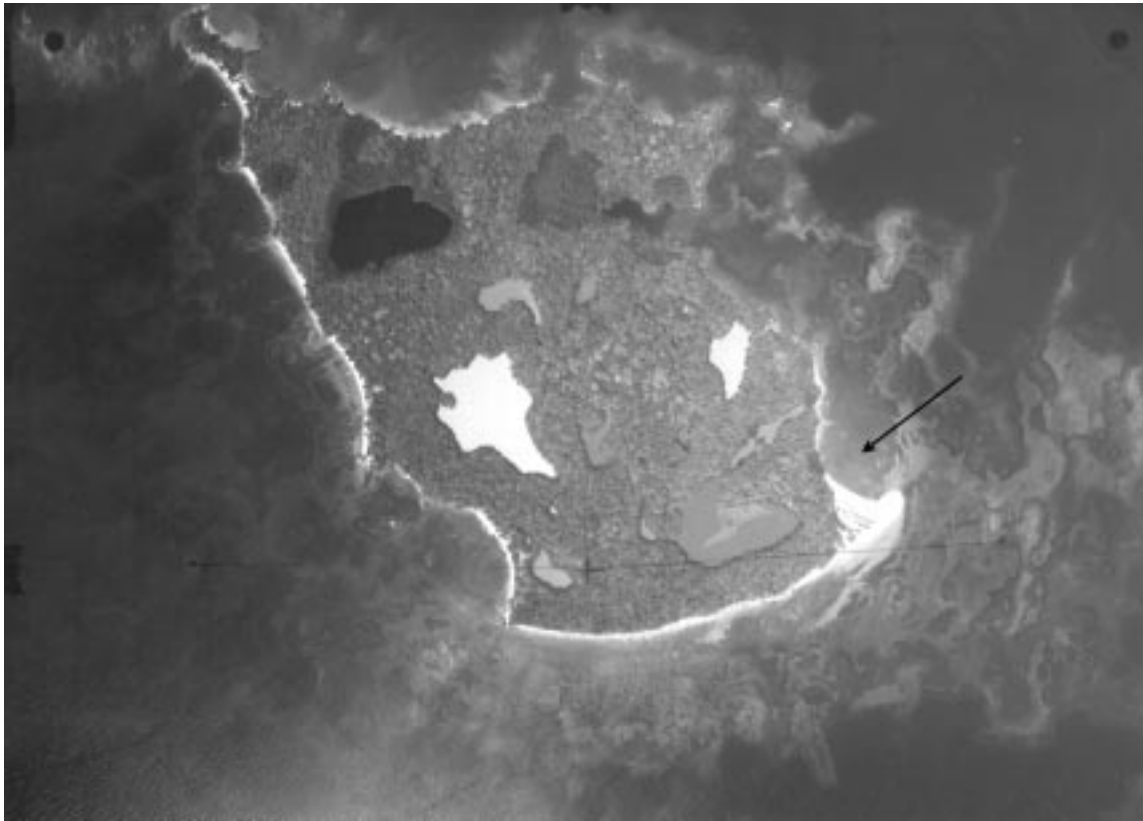


Figura 19. Fotografía aérea pancromática de un sector de isla Rosario, en el archipiélago de las islas del Rosario, mostrando (flecha) la localización de fondos vegetados por pastos marinos

Teniendo en consideración las limitaciones impuestas por la resolución de las herramientas empleadas, se advierte que el término “pradera de pastos marinos”, que de forma vaga se aplica a porciones del fondo marino vegetadas en alguna medida por una o más especies de fanerógamas se ha restringido, en este estudio, para designar extensiones del fondo marino que ocupan un área continua superior a 100m² (10x10m) cubiertas en una proporción superior al 30% por fanerógamas marinas. Tal cobertura depende no sólo de la densidad de los vástagos de las plantas, sino también de la frondosidad o longitud promedio de las hojas. Una pradera densa, donde la cantidad de vástagos por unidad de área es alta, puede tener una cobertura relativa baja si las hojas son cortas, lo cual sucede con frecuencia. Igualmente, una pradera en la que los vástagos se encuentran muy separados unos de otros pue-

de presentar una cobertura alta si las hojas son tan largas que no permanecen erectas sino que parte de ellas se dispone horizontalmente. Coberturas inferiores al 30% resultan difíciles de discriminar aún en las fotografías aéreas, ya que la textura y los tonos de gris que se observan en éstas pueden confundirse con los de fondos desnudos o con alguna cobertura de algas (Figura 20). Por lo tanto, aquellas “praderas” muy ralas o con escasa densidad de plantas, como las que suelen formar *Halodule wrightii* y ocasionalmente las especies de *Halophila*, no pudieron ser identificadas en las fotografías y por lo tanto no están representadas en los mapas ni incluidas en los valores de extensión que se mencionan más adelante.

Una vez definido el término pradera y aclarado el ámbito y alcance de los resultados de este estu-

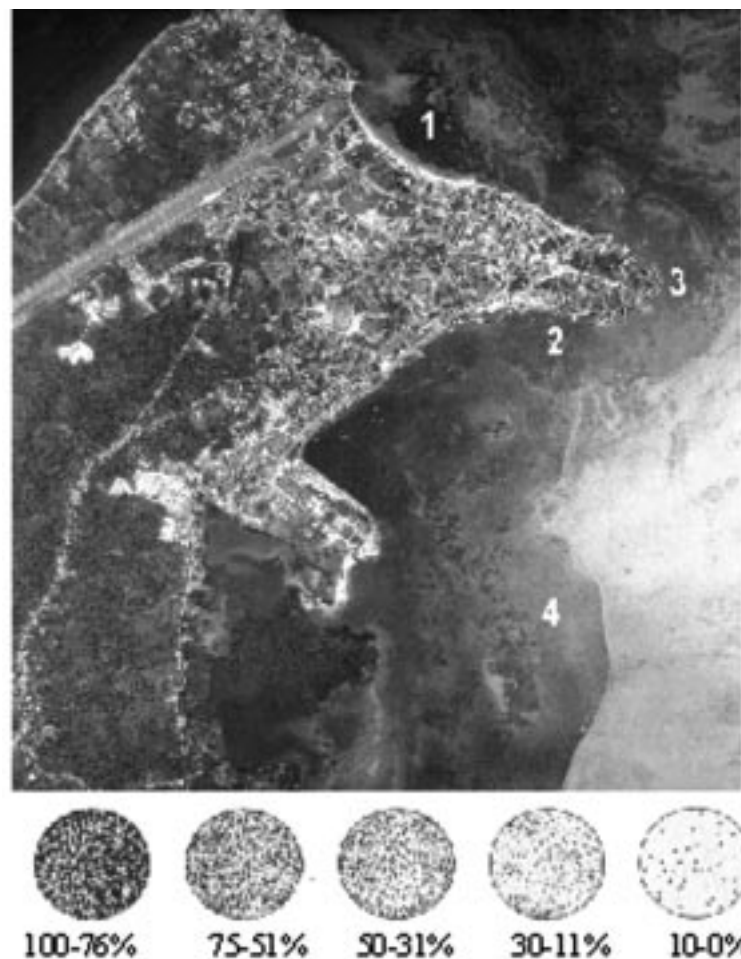


Figura 20. Fotografía aérea del área de San Andrés en la que se identifican fondos vegetados a partir de los diferentes tonos de gris. 1=coberturas en el rango 100-76%, 2= coberturas en el rango 75-51%, 3=coberturas en el rango 50-31%, 4=coberturas inferiores al 30%. Escala adaptada de Dahl (1981, en Wilkinson y Baker, 1997)

dio, se puede decir que las praderas de pastos marinos en el Caribe colombiano ocupan una extensión total de 43.223 hectáreas (Figura 21). El 95,3% de dicha extensión, es decir 41.210 hectáreas, se encuentra distribuido discontinuamente a lo largo de la costa continental o alrededor de las islas adyacentes a ésta, desde los límites fronterizos con Panamá, en el extremo sur del mar Caribe, hasta cerca de la frontera con Venezuela. Por otro lado, 2.003 hectáreas (menos del 5% del total), se localizan en el archipiélago de San Andrés y Providencia, principalmente en torno a las dos islas mayores.

El área de mayor abundancia de pastos es la zona somera de la plataforma continental de la península de La Guajira, que en conjunto reúne 34.674 hectáreas, o sea algo más del 80,2% del total de praderas existente en el Caribe colombiano. No obstante, en esa área las

praderas están prácticamente ausentes a lo largo de las costas que miran hacia el norte y noreste, probablemente como consecuencia de la turbidez y del fuerte oleaje causado por los vientos Alisios del noreste. Otra área que concentra buena parte de las praderas es la región central de la costa continental, entre Cartagena y el extremo suroccidental del golfo de Morrosquillo, donde existen unas 5.714 hectáreas.

En términos generales, se distinguen 17 áreas geográficas discretas en las que las praderas de pastos marinos hacen parte de los ambientes o unidades ecológicas de paisaje más conspicuos en el Caribe colombiano. La distribución discontinua de estas áreas se debe, por supuesto, a la existencia de factores que impiden o limitan el crecimiento de los pastos en muchos sectores, como son la profundidad, la afluencia de aguas dulces y turbias (áreas influenciadas por las descargas de gran-

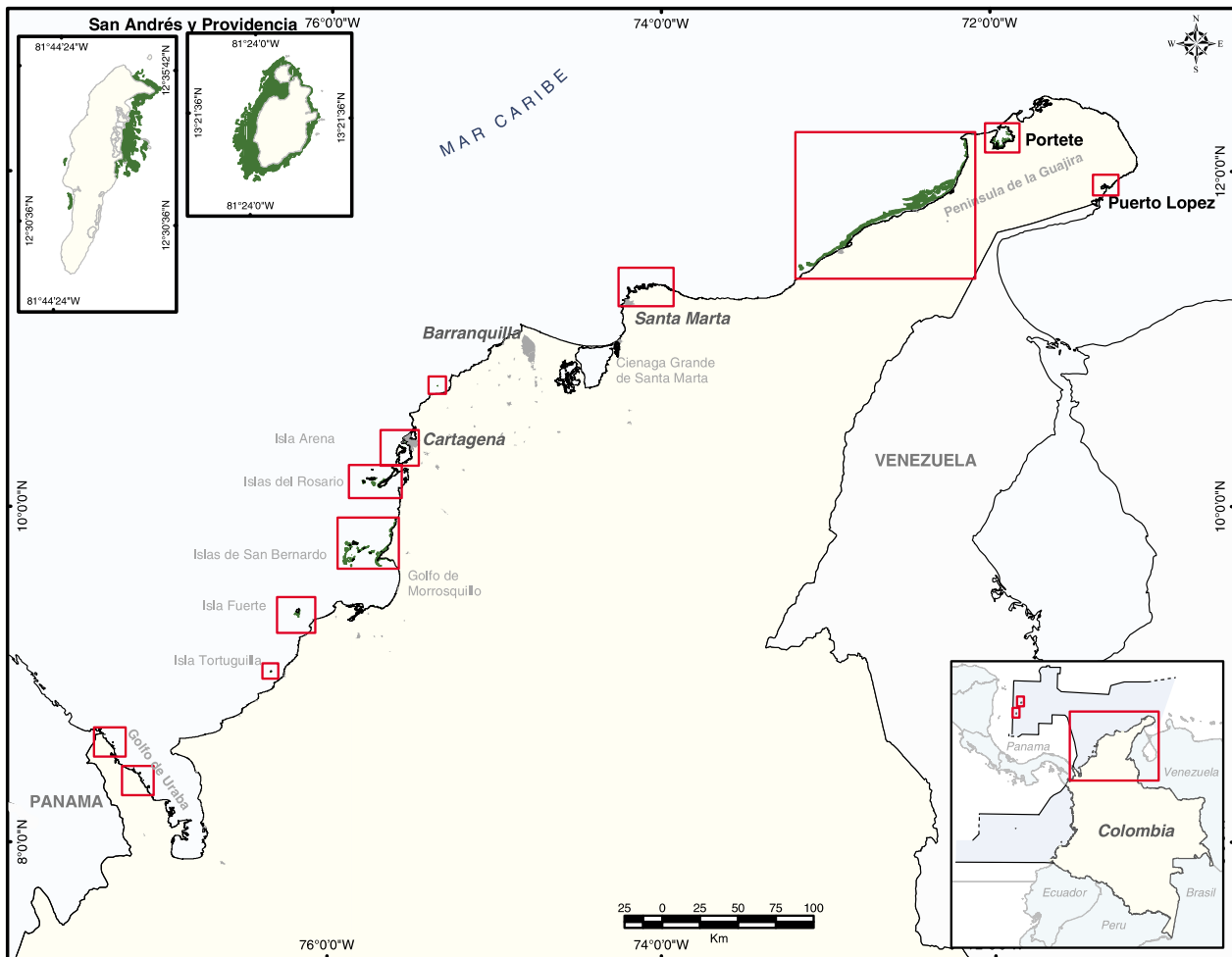


Figura 21. Distribución general de las praderas de pastos marinos en el Caribe colombiano (INVEMAR, 2002).

des ríos como el Atrato, el Sinú y el Magdalena), la excesiva turbulencia de las aguas en costas que enfrentan continuamente olas de alta energía (e.g. parte septentrional de la alta Guajira y las costas del flanco norte de la Sierra Nevada de Santa Marta) y litorales en retroceso sometidos a fuerte erosión (e.g. el sector com-

prendido entre el golfo de Urabá y la desembocadura del río Sinú). En la Tabla 4 se relacionan las áreas geográficas y la extensión total y relativa ocupada por las praderas en cada una, así como los principales factores que inhiben el desarrollo de las mismas en los sectores que separan las distintas áreas.

Tabla 4. Las 17 áreas geográficas con praderas de pastos marinos, ordenadas de norte a sur, con la extensión total de praderas en cada una (en hectáreas) y su proporción (en porcentaje) con respecto al total en el Caribe colombiano. Las filas sombreadas se refieren a los principales factores que limitan o impiden el desarrollo de los pastos en los sectores que separan las áreas.

ÁREAS	EXTENSIÓN DE PRADERAS	PROPORCIÓN
Isla Providencia	1.603	3,7
Profundidad		
San Andrés Isla	400	0,9
Profundidad		
Cayos Albuquerque	2	0,005
Profundidad		
Cayos Courtown (Bolívar)	1	0,002
Profundidad		
Puerto López (La Guajira)	180	0,41
Aguas turbulentas, sustrato inestable		
Bahía Honda - Bahía Portete (La Guajira)	1.320	3,1
Aguas turbulentas, sustrato inestable		
Cabo de La Vela - Riohacha (La Guajira)	33.174	76,7
Aguas turbulentas, sustrato inestable		
Santa Marta – Parque Nacional Natural Tayrona (Magdalena)	97	0,22
Aguas de escasa salinidad, turbidez, turbulencia, sustrato inestable		
Isla Arena (Bolívar)	2	0,005
Turbidez, turbulencia, sustrato inestable		
Bahía de Cartagena (Bolívar)	77	0,18
Aguas de escasa salinidad, turbidez, turbulencia, contaminación		
Barú – Islas del Rosario (Bolívar)	835	1,93
Aguas de escasa salinidad, turbidez		
Comisario - Punta San Bernardo-Comisario (Sucre)	2.170	5,02
Profundidad		
Islas de San Bernardo (Bolívar)	2.443	5,7
Profundidad, erosión costera		
Golfo de Morrosquillo (Sucre – Córdoba)	189	0,44
Profundidad, aguas de escasa salinidad, turbidez, erosión costera		
Isla Fuerte (Bolívar)	624	1,44
Profundidad, erosión costera, turbidez		
Isla Tortuguilla (Córdoba)	12	0,02
Profundidad, erosión costera, turbidez		
Urabá chocoano (Chocó)	94	0,22
TOTAL	43.223	100

A continuación se describen las áreas geográficas y las características generales de las praderas en cada una de ellas.

● Isla de Providencia (Old Providence)

La isla de Providencia y su vecina Santa Catalina ($13^{\circ} 18' - 23' N$, $81^{\circ} 37' - 44' W$), cuya extensión conjunta no sobrepasa los 22km^2 , están rodeadas por un extenso complejo arrecifal que incluye una barrera coralina de 32km de largo y una amplia cuenca lagunar. Providencia es una isla montañosa, de origen volcánico (Figura 22), con una población permanente que no sobrepasa 4.500 habitantes, la mayoría de los cuales se dedica a la pesca, agricultura, ganadería extensiva y prestación de servicios turísticos.

La heterogeneidad geomorfológica del complejo arrecifal, la influencia oceánica y los aportes terrígenos de la isla posibilitan la presencia de un variado mosaico de ambientes submarinos sobre la plataforma insular. Las exuberantes formaciones coralinas de Providencia han sido objeto de varios estudios, entre los que se destacan los de Prah (1983), Geister (1983, 1992), Díaz *et al.* (1996a y 2000a), Geister y Díaz (1997) y Sánchez *et al.* (1998). Las praderas de pastos marinos, por su parte, fueron cartografiadas y descritas con cierto detalle por Márquez (1987) quien, además, destacó

su importancia ecológica en el contexto local. La información que aquí se presenta está basada en las descripciones de dicho autor y en observaciones realizadas por los autores del presente trabajo en septiembre de 2001.

Providencia y Santa Catalina están casi completamente circundadas por praderas (Figura 23), que ocupan en total una extensión de 1.603 hectáreas, 50 de ellas dentro de los límites del Parque Nacional Natural McBean Lagoon. *Halodule*, *Syringodium* y *Thalassia* tienden a disponerse en ese orden en la zonación cerca al litoral, pero las dos últimas se mezclan en proporciones variables a partir de allí hasta los aproximadamente siete metros de profundidad, excepcionalmente hasta 10m. *Halodule* forma también parches discretos separados de las praderas propiamente dichas en aguas muy someras.

Las praderas se desarrollan sobre diferentes tipos de sustrato, desde fondos consolidados de fragmentos coralinos hasta fango. Aquellas que crecen sobre fragmentos coralinos tienden a ser de baja cobertura y dominadas por *Thalassia*, cuyas hojas son cortas y anchas. La biota acompañante, en este caso, está relacionada con la de las formaciones coralinas adyacentes, incluyendo los corales *Siderastrea siderea* y *Manicina aerolata*. Entre las algas, predominan los géneros *Halimeda*, *Caulerpa*, *Penicillus* y *Dictyota*. Este tipo de praderas



Figura 22. Foto aérea pacromática de la isla de Providencia

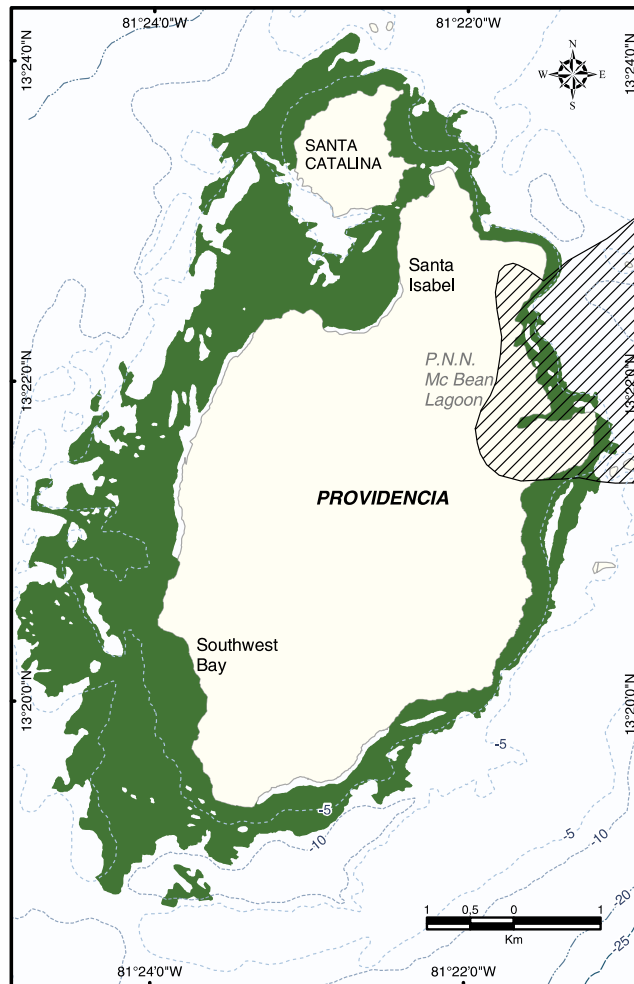


Figura 23. Distribución de las praderas de pastos en el área de Providencia y Santa Catalina

predomina en el costado oriental (barlovento) de las islas. Las praderas sobre fondos areno-fangosos son más densas y las plantas de *Thalassia* y/o *Syringodium* más vigorosas; sin embargo, la fauna y flora acompañantes son escasas, inhibidas probablemente por la alta densidad de pastos, que no dejan espacio disponible (Márquez, 1987). Este tipo de praderas es más común en el costado occidental (sotavento).

- **Isla de San Andrés**

San Andrés ($12^{\circ} 28' - 37' N$, $81^{\circ} 39' - 44' W$) (Figura 24) es la mayor de las islas y el centro administrativo del departamento archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina.

La isla tiene forma alargada y una extensión de $26,6\text{km}^2$, aunque la de la plataforma con el complejo arrecifal coralino que la rodea es casi tres veces superior. La isla está densamente poblada por unos 60.000 habitantes y es visitada permanentemente por turistas y comerciantes.

Los ecosistemas marinos de San Andrés han sido objeto de diversos estudios, en particular los relacionados con la evolución geológica, geomorfología, estructura y estado de conservación de las formaciones coralinas, destacándose los de Geister (1975), Díaz *et al.* (1995, 1996a, 2000a) y Zea *et al.* (1998). La distribución y características más importantes de las praderas de pastos fueron recientemente tratadas por Ángel y Polanía (2001), y los autores reali-



Figura 24. Panorámica aérea de la isla de San Andrés

zaron observaciones complementarias en septiembre de 2001.

De acuerdo con Ángel y Polanía (2001), los pastos marinos ocupan una extensión de 506 hectáreas alrededor de la isla. Sin embargo, dicha cifra incluye, además de las praderas (tal y como fueron definidas anteriormente), fondos vegetados primordialmente por algas y rodales de dimensiones menores a las consideradas en el presente trabajo. Las 400 hectáreas estimadas en el presente 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 25). Aproximadamente el 35% de los fondos de la laguna arrecifal están vegetados por praderas de pastos, especialmente en las zonas más adyacentes al litoral (Figura 26). El sustrato predominante está compuesto por arenas completamente biogénicas de grano medio a grueso, pero en algunas zonas muy someras la *Thalassia* se desarrolla sobre escombros coralinos o se entremezcla entre colonias del coral *Porites porites* (Figura 27). El pasto dominante en las zonas someras has-

ta una profundidad de cuatro metros es *Thalassia*, mientras que *Syringodium* forma amplios y densos rodales monoespecíficos entre 7 y 10m al norte de la isla. *Thalassia* está prácticamente ausente en el costado occidental, y *Syringodium* es más bien escasa, pero *Halodule* alcanza a formar algunos rodales dispersos aunque poco densos entre cuatro y siete metros de profundidad a lo largo de un plano arenoso que bordea el costado de sotavento.

Las praderas de San Andrés suelen tener un componente algal importante, que incluso puede ser superior, en términos de biomasa en pie, al de los pastos. Entre las algas verdes más abundantes están los géneros *Halimeda*, *Penicillus*, *Caulerpa* y *Avrainvillea*, la primera de ellas muy importante como productora de sedimentos calcáreos (Figura 28). También el alga parda *Dictyota* sp es localmente abundante.

Durante las observaciones y muestreos se constató la presencia de al menos 22 especies de peces, 20 de moluscos epifaunales, 16 de esponjas y 13 de crustáceos

Se destacaron por su abundancia el gasterópodo *Cerithium litteratum*, la anémona *Bartholomea annulata*,

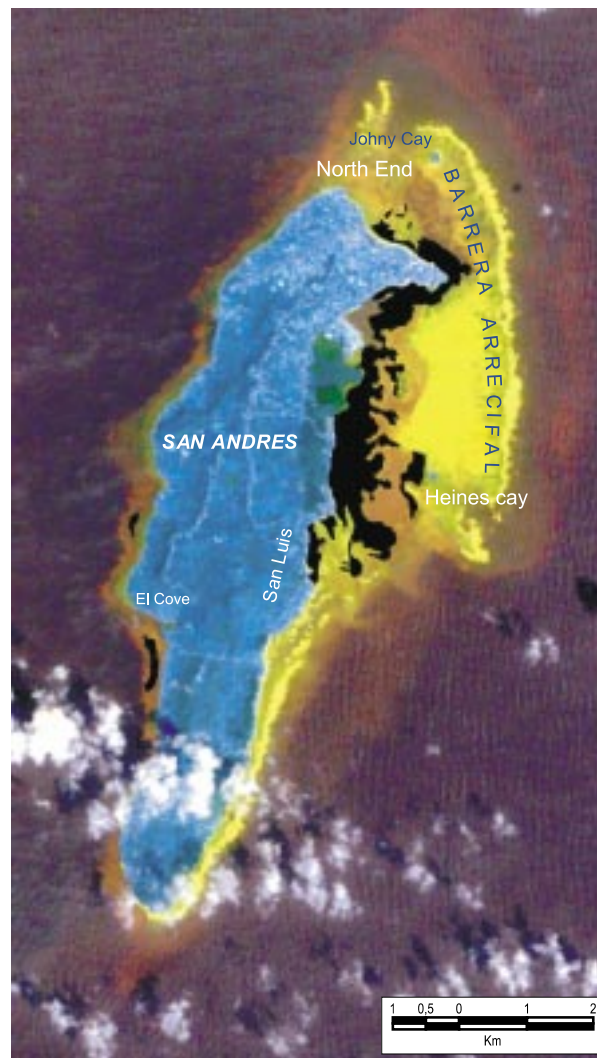


Figura 25. Imagen satelital de San Andrés en la que se resalta la distribución de las praderas de pastos marinos



Figura 26. Vista aérea de Cotton Cay, en la laguna arrecifal de San Andrés. Un arrecife somero (de color marrón grisáceo) rodea el cay; los pastos marinos se aprecian de color verde oscuro a continuación del arrecife



Figura 27. *Thalassia testudinum* colonizando escombros del coral *Porites porites* en la laguna arrecifal de San Andrés

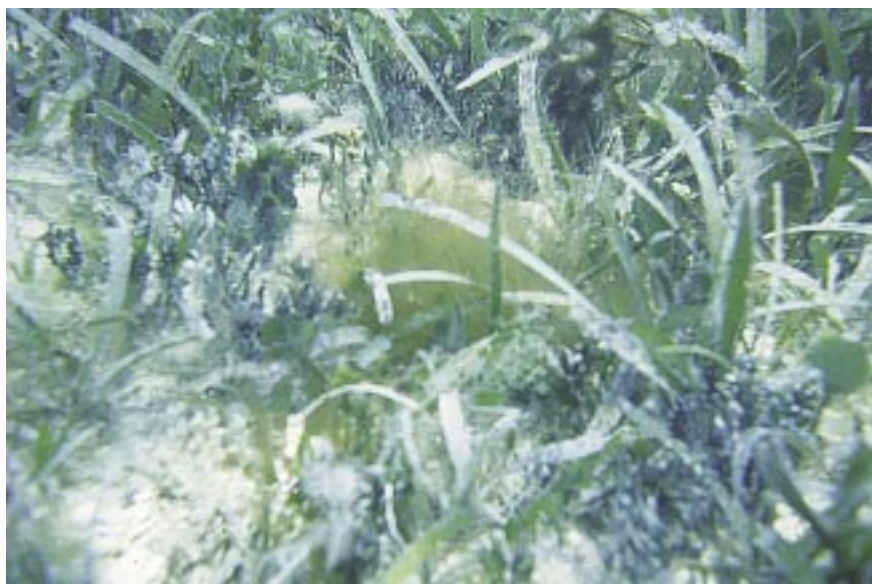


Figura 28. Las algas calcáreas, especialmente *Halimeda opuntia*, son abundantes en las praderas de pastos de San Andrés

el anélido *Eupolyornia* sp y las esponjas *Tedania ignis* y *Amphimedon erina*. A pesar de la gran variedad de peces, su abundancia en número de individuos fue escasa.

El caracol pala, *Strombus gigas*, debió ser muy abundante en otras épocas, a juzgar por la cantidad de conchas de esa especie dispersas en los cayos y fondos adyacentes.

● Cayos Albuquerque

Los Cayos Albuquerque (12° 08' - 11' N, 81° 50' - 52' W) son un par de pequeños islotes formados por arena y escombros coralinos sobre la terraza lagunar de un atolón circular (Figura 29) localizado a unos 37km al suroeste de San Andrés. Descripciones de la morfología y las formaciones coralinas de este atolón se encuentran en Milliman (1969) y Díaz *et al.* (1996a,b; 2000a); la información adicional que aquí se presenta se basa en una corta visita realizada al área en 1994.

La única pradera que se halla en el atolón se localiza adyacente al costado occidental (sotavento) del mayor de los cayos (North Cay), donde se encuentra un puesto militar y un faro. La pradera es muy somera (0,5 – 2m de profundidad) y se desarrolla aparentemente sobre una terraza de fragmentos coralinos; *Thalassia*, que crece rala y en poca densidad; es dominante, pero *Syringodium* forma parches monoespecíficos densos. Algas verdes de los géneros *Halimeda*, *Penicillus* y *Caulerpa*, así como el alga parda *Dictyota* sp son los elementos de la biota acompañante más sobresalientes.

● Cayos Courtown (Cayo Bolívar)

Situados a unos 25 km al sureste de San Andrés, los Cayos Courtown, actualmente conocidos como Cayo Bolívar (12° 22' - 26' N, 81° 25' - 30' W), son dos pequeños islotes formados por la acumulación de escombros calcáreos y arena en un atolón de origen coralino (Figura 30). Aspectos de su morfología y características de las formaciones coralinas fueron tratados previamente por Milliman (1969) y Díaz *et al.* (1996a,b; 2000a), entre otros, y la información que aquí se presenta se basa en visitas cortas realizadas en 1994, 1997 y 2000.

Además de varios parches o rodales dispersos en la parte sur de la cuenca lagunar del atolón, consistentes en agregaciones de unos pocos metros cuadrados de *Halodule* creciendo en baja densidad sobre arenas a escasa profundidad, existe a todo lo largo del costado de sotavento del mayor de los cayos (East Cay) una pradera amplia dominada por *Syringodium* que se extiende desde la playa hasta unos 250m de ésta y seis metros de profundidad.



Figura 29. Panorámica aérea del atolón de los cayos de Albuquerque



Figura 30. Panorámica aérea de Courtown Cays (cayo Bolívar)

- **Puerto López (La Guajira)**

Sobre la costa oriental de la península de La Guajira, en inmediaciones de la localidad de Puerto López ($11^{\circ} 55' N$, $71^{\circ} 17' W$), existen pequeños y discretos rodales de pastos que franjean la costa árida a lo largo de unos 20km (Figura 31). De Puerto López (Punta Arenas) hacia el sur la costa es abierta y expuesta al fuerte oleaje, pero en algunas partes su energía es frenada por arrecifes rocosos antepuestos al litoral, permitiendo el desarrollo de rodales dispersos y ralos, compuestos por *Thalassia*, *Syringodium* y/o *Halodule*. Frente a Punta Arenas, y desde allí hasta

unos ocho kilómetros al norte, el esquema es el mismo, pero las praderas alcanzan un mejor desarrollo debido a que los pináculos rocoso-coralinos son más abundantes y se encuentran a mayor distancia de la costa. El resultado es una franja de 50-100m de ancho a lo largo del litoral en la que se combinan los pináculos coralinos, el sustrato rocoso sobrecrecido por algas (*Caulerpa* spp), los rodales de *Thalassia-Syringodium* y fondo arenoso (Figura 32). *Halodule* es frecuente en la zona más somera que colinda con la playa. Debido a la poca transparencia del agua, la profundidad de los fondos vegetados por pastos no sobrepasa los dos metros.

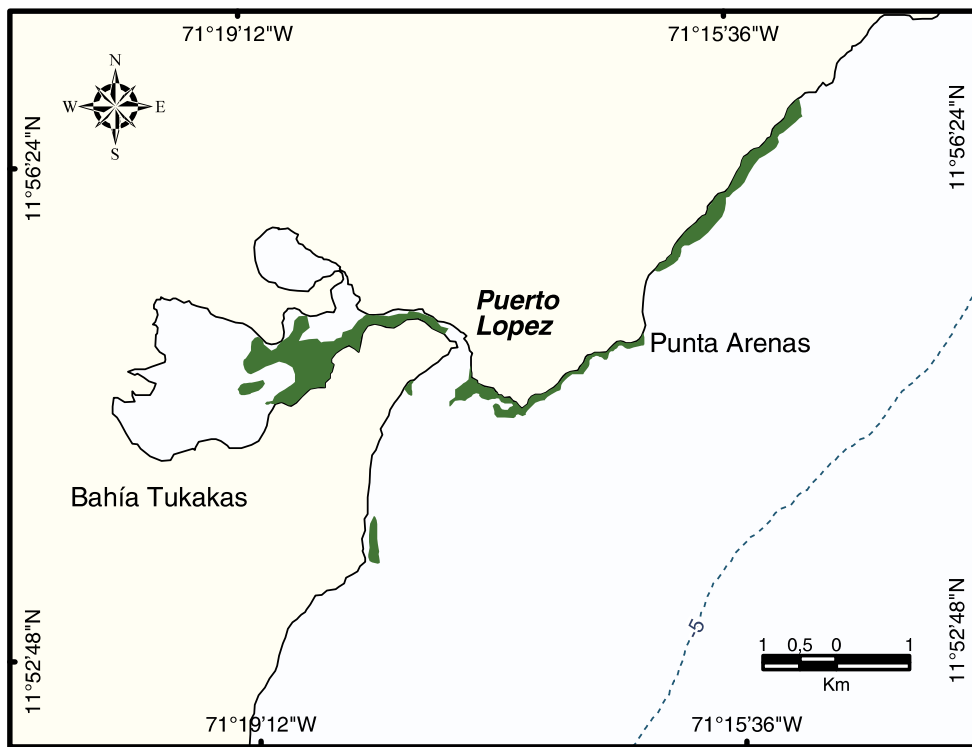


Figura 31. Distribución de praderas de pastos en el área de Puerto López



Figura 32. Perfil esquemático del mosaico conformado por praderas de pastos, pináculos coralinos y fondos con algas. Tomado de Díaz *et al.*, 2000a

En el interior de la bahía de Tukakas, bordeada casi completamente por mangle, también se encuentran rodales de *Thalassia-Syringodium* creciendo a muy poca profundidad, sobre fondos lodosos. En total, los pastos marinos en esta área ocupan una extensión aproximada de 190 hectáreas.

- **Bahía Hondita, bahía Honda y bahía Portete (La Guajira)**

En el lado opuesto de la península de La Guajira, es decir, en su costa noroccidental, se localizan tres bahías

con características muy distintas cada una. Son éstas, de NE a SW: Hondita, Honda y Portete. La primera, aunque muy amplia y de contorno intrincado en su interior, está comunicada con el mar apenas por un estrecho canal. Sus aguas son extremadamente turbias, por lo que los pastos marinos apenas si logran formar rodales muy pequeños y dispersos en algunos lugares cerca de la boca de entrada. Bahía Honda, por el contrario, tiene una boca amplia, que permite el ingreso de oleaje de alta energía casi a todo lo largo de su litoral interno, restringiendo el desarrollo de los pastos a una

estrecha franja de *Halodule* en el extremo noroccidental de la bahía.

En cambio, Bahía Portete ($12^{\circ} 09' - 16' N$, $71^{\circ} 51' - 72^{\circ} 00' W$), la más amplia de las tres y comunicada con el mar abierto por una boca de unos dos kilómetros de ancho, concentra en su interior 1.320 hectáreas de praderas (Figura 33). Ecology y Environment (1984) e INVEMAR (1988, 1992) realizaron estudios en las praderas de Portete y describieron algunas características de su estructura y de la comunidad biótica asociada; los autores del presente trabajo hicieron observaciones adicionales en julio de 2001 y complementaron la cartografía preexistente.

En Portete, los pastos se desarrollan a lo largo de la costa, en su mayor parte bordeada por mangle, y sobre los planos superiores de varios bajos extensos. Por lo general, están limitados a profundidades entre 0,5 y 2m, aunque en el sector suroccidental, donde las aguas tienden a ser más claras, se extien-

den hasta casi 5m. En su mayoría, las praderas son mixtas (*Thalassia-Syringodium* o *Thalassia-Syringodium-Halodule*) y se desarrollan en fondos predominantemente lodosos (Figura 34), pero en el sector suroccidental son ampliamente dominadas por *Thalassia* y el sustrato es arenoso, con un componente **bioclástico** considerable.

En este mismo sector, los pastos se entremezclan con colonias de coral de fuego (*Millepora alcicornis*) (Figura 35), conformando una comunidad muy particular, en la que abundan el poliqueto sésil *Spirobranchus giganteus* y diferentes especies de gasterópodos, bivalvos, cangrejos, erizos y estrellas de mar. Varias algas verdes, especialmente *Halimeda* spp, *Caulerpa racemosa* y *C. sertularioides*, son también abundantes en estas praderas. El extraordinario tamaño de las hojas (hasta 80cm de longitud en *Thalassia*) y la abundancia de algas epífitas y de gasterópodos que se alimentan de éstas (*Modulus modulus*, *Astraea phoebia*) son elementos característicos de estas praderas.

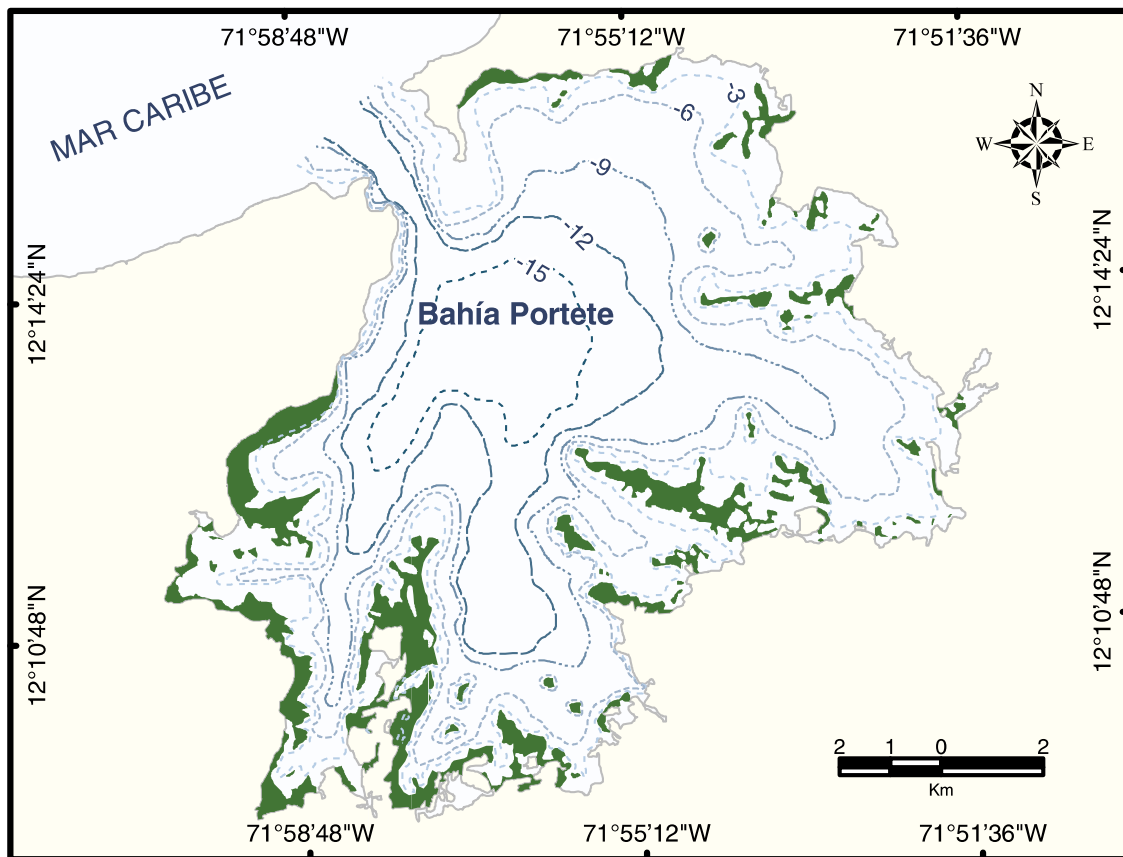


Figura 33. Distribución de praderas de pastos en bahía Portete



Figura 34. Detalle de una pradera mixta de *Thalassia* y *Syringodium* en la bahía Portete



Figura 35. *Thalassia* creciendo entre colonias de coral de fuego, *Millepora alcicornis*, en la bahía Portete

● Cabo de La Vela – Riohacha (La Guajira)

Frente a todo lo largo de los casi 150km de línea de costa comprendidos entre el Cabo de La Vela ($12^{\circ} 08' N$, $72^{\circ} 15' W$) y algo más al suroccidente de la ciudad de Riohacha ($11^{\circ} 32' N$, $72^{\circ} 56' W$), se extiende una amplia plataforma que en su parte más somera (0 – 15m de profundidad) concentra más de dos terceras partes de la extensión de praderas de pastos marinos del Caribe colombiano es decir 33.174 hectáreas (Figura 36). A pesar de las fuertes variaciones de temperatura a causa del afloramiento de masas de agua profundas durante algunas épocas del año (cf. Álvarez-León *et al*, 1995) y a que la transparencia de la misma es generalmente limitada debido a la permanente “lluvia” de polvo arcilloso proveniente del desierto guajiro, los pastos marinos crecen exuberantemente en toda esta área y forman extensas praderas que se extienden en algunos sectores hasta más de 10km afuera de la costa y 14m de profundidad.

Una franja de anchura variable (50 – 400m) pero casi continua, constituida por *Halodule*, *Thalassia* y

Syringodium bordea casi todo el litoral entre unos pocos centímetros y tres metros de profundidad. A continuación generalmente se presenta una franja de arena desnuda de unos 200 – 600m de ancho que va hasta cuatro metros de profundidad (Figura 37). Desde allí hasta generalmente siete a ocho metros, pero en algunos sectores hasta 14m (o sea hasta unos 10km de distancia de la costa), se extienden en forma casi continua praderas muy amplias dominadas por *Thalassia*. Éstas no se destacan por la alta densidad de plantas, pero la longitud de las hojas supera comúnmente los 40cm.

La participación de las algas, tanto epífitas como macroalgas bentónicas (especialmente *Dictyota* spp, *Caulerpa* spp y *Gracilaria* sp), en la biomasa vegetal es considerable, incluso superior a la de los pastos, posiblemente debido al enriquecimiento de nutrientes en el agua causado por el afloramiento de aguas profundas. El sustrato predominante en toda el área son arenas litobioclásticas, aunque en zonas someras con poco oleaje los sedimentos suelen ser lodosos.

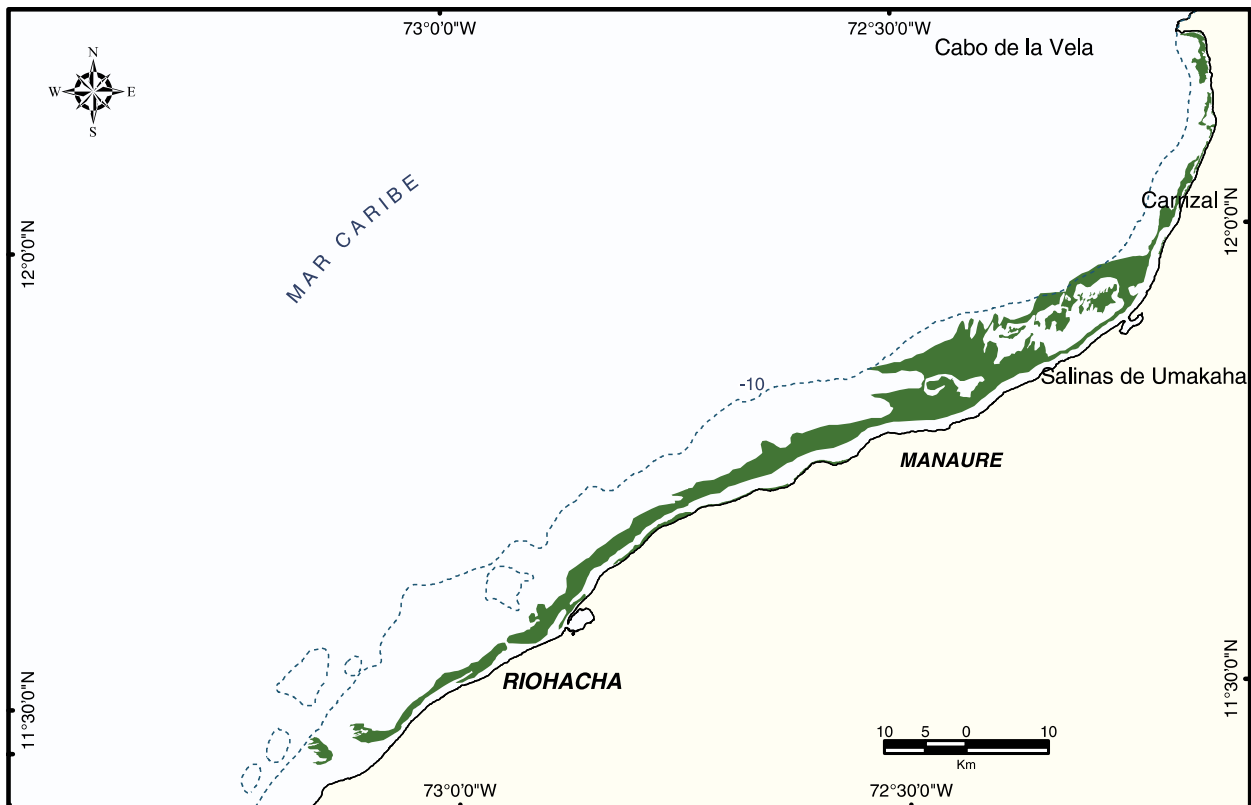


Figura 36. Distribución de las praderas de pastos marinos en el área comprendida entre el cabo de La Vela y Dibulla



Figura 37. Panorámica aérea de la zona costera entre el cabo de La Vela y Carrizal; a la izquierda se aprecia, de color oscuro, una amplia pradera; entre ésta y la costa se prolonga una franja de fondo no vegetado que se observa de tonalidad clara

La fauna asociada a las praderas en esta área es variada, caracterizándose por la abundancia de formas filtradoras, tales como esponjas, ascidias y bivalvos epibentónicos (ver estudio de caso No. 1). También son frecuentes los gasterópodos de la familia Muricidae, que se alimentan predominantemente de los bivalvos. La tortuga verde, *Chelonia mydas*, ha sido un recurso tradicionalmente explotado en La Guajira por las comunidades indígenas Wayúu. Esta tortuga se alimenta principalmente de *Thalassia* (Bjorndal, 1995) y, dado que aparentemente no anida en las playas de esta área, su abundancia allí es un claro indicio de que utiliza las vastas praderas como territorio de forrajeo (Ceballos, 2002).

● Santa Marta – Parque Nacional Natural Tayrona

Los rasgos morfológicos del paisaje costero de esta área ($11^{\circ} 15' - 22^{\circ} N$, $73^{\circ} 57' - 74^{\circ} 12' W$) están determinados por las estribaciones del macizo montañoso de la Sierra Nevada de Santa Marta, que configuran un litoral caracterizado por la presencia de varias bahías y ensenadas semicerradas que alternan con cabos y promontorios de acantilados rocosos expuestos al fuerte oleaje de mar abierto. No existe una plataforma continental propiamente dicha, pues los fondos marinos se profundizan rápidamente hasta más de 100m. Únicamente en el interior de las bahías, ensenadas y radas es posible encontrar fondos someros y aguas tranquilas que posibiliten el asentamiento y desarrollo de praderas de pastos marinos.

Dado que Santa Marta es la sede principal tanto del Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras – INVEMAR – como de la Universidad del Magdalena, y adicionalmente otras universidades como la Nacional de Colombia y Jorge Tadeo Lozano desarrollan allí buena parte de sus actividades relacionadas con la investigación marina, en esta área se han realizado numerosos estudios sobre una amplia gama de temáticas en torno a la biodiversidad. En cuanto a los pastos marinos, la mayoría de los trabajos se ha ocupado de los peces (Acero, 1977) e invertebrados asociados (Aubad, 1981; Echeverry, 1982; Maier, 1982; Díaz y Götting, 1986; Laverde-Castillo, 1992a; Puentes y Campos, 1992; Franke, 2001), pero varios de ellos incluyen también información alusiva a la estructura de las praderas.

Cartografía previa sobre la distribución de los pastos en el área se encuentra en Garzón-Ferreira y Cano (1990). También en esta área, específicamente en la bahía de Chengue (Figura 38), se ha venido haciendo el seguimiento más regular y prolongado de los atributos estructurales de una pradera en el Caribe colombiano en el marco del programa CARICOMP (ver es-

tudio de caso No. 2 e información más detallada en Rodríguez-Ramírez y Garzón-Ferreira, 2003). Las praderas de esta bahía corresponden a un sector intangible del parque donde sólo están permitidas actividades de investigación (ver estudio de caso No. 3) y educación ambiental.

Los fondos vegetados por pastos en esta área ocupan una extensión total de 97 hectáreas, 70% de las cuales se encuentran dentro de los límites del Parque Nacional Natural Tayrona (Figura 39). En su mayoría, los rodales son pequeños (no mayor a tres hectáreas) y las cinco especies de pastos están presentes, aunque predominan *Thalassia* y *Syringodium*.

Considerables extensiones de pastos desaparecieron aparentemente de las bahías de Santa Marta y Gaira como consecuencia de dragados y rellenos de playa realizados en varias ocasiones en los últimos 20 años (Botero y Álvarez-León, 2000); actualmente se observa en algunos lugares la recolonización de los fondos someros en estas bahías por *H. wrightii*, que, como se sabe, caracteriza los estados iniciales de la sucesión ecológica de las praderas en el Caribe.



Figura 38. Panorámica aérea de la bahía Chengue, Parque Nacional Natural Tayrona

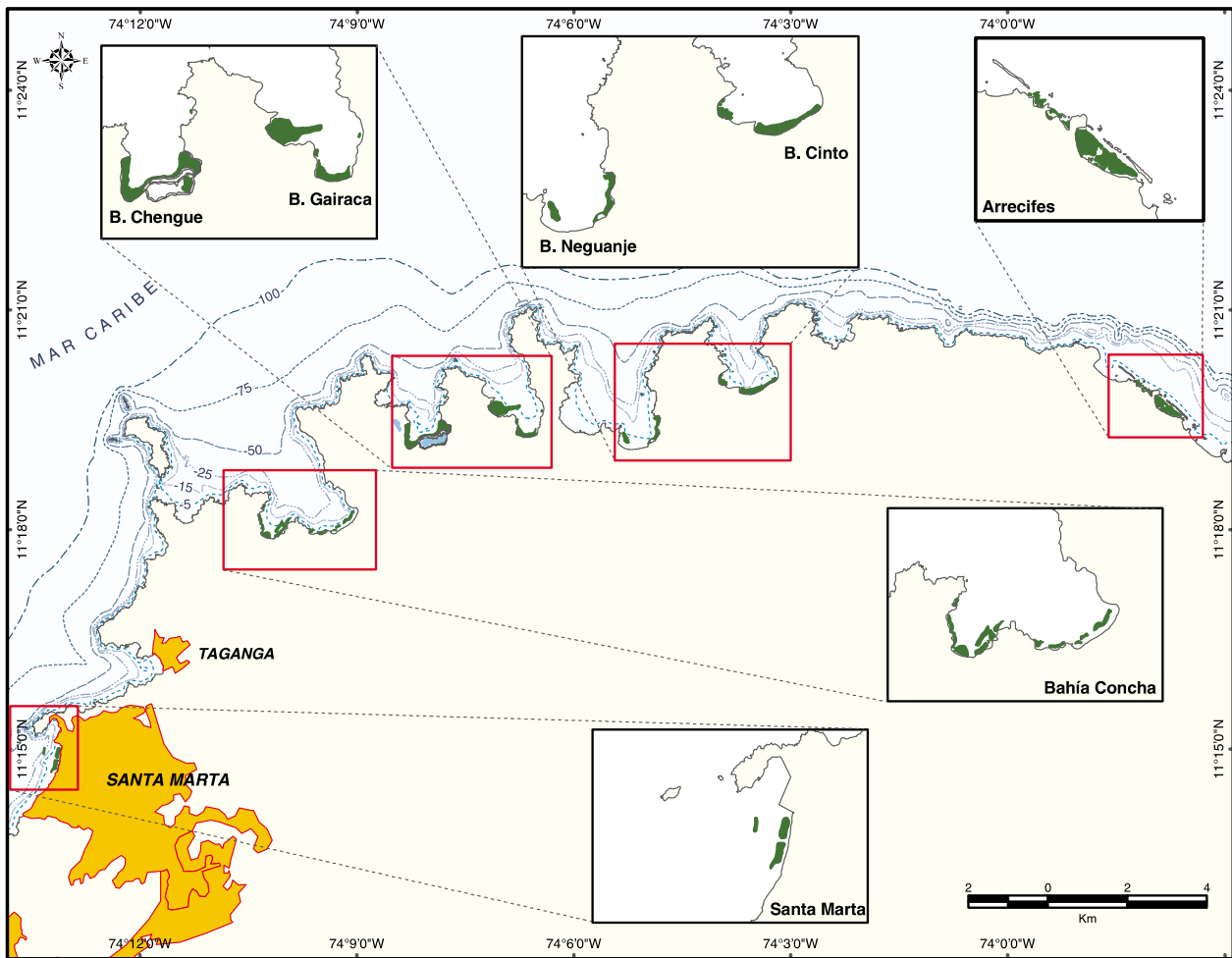


Figura 39. Distribución de las praderas de pastos en las bahías del área de Santa Marta y Parque Nacional Natural Tayrona

● **Isla Arena (Bolívar)**

Isla Arena (10° 44' N, 75° 21' W) es un pequeño cayó formado por la acumulación de escombros coralinos y arena, desprovisto de vegetación arbustiva, localizado en ensenada de Amansaguapos, a escasos 10km de la población de Galerazamba (departamento del Atlántico). Tiene forma alargada en dirección este-oeste y su extensión es variable, pues está a merced de los efectos antagónicos de la erosión y acumulación de sedimentos dependiendo de la dinámica estacional de las corrientes, el viento y el oleaje. El cayó está comúnmente deshabitado, pero los pescadores artesanales locales pernoctan allí con frecuencia.

Al norte (barlovento), el cayó está flanqueado por formaciones coralinas, cuya cresta actúa como rompeolas y

aminora la fuerza del oleaje (Pinzón *et al.*, 1998), mientras que al sur (sotavento), donde las aguas son menos turbulentas, el fondo marino se extiende en un plano arenoso que se profundiza muy suavemente y está vegetado por rodales pequeños y discretos de pastos marinos en la parte más somera, los cuales suman en total menos de dos hectáreas (Figura 40). *Thalassia* crece en forma muy densa (hasta 985 vástagos/m²) desde la playa hasta un metro de profundidad, quedando parcialmente emergida durante la bajamar. El sustrato es variado, predominantemente areno-lodoso, tapizado frecuentemente por cantos, escombros calcáreos y pequeñas colonias del coral *Siderastrea radians*. En algunas partes, *Thalassia* se entremezcla con *Halodule* y entre uno y dos metros de profundidad predomina *Syringodium* mezclado con *Halodule*, este último creciendo en baja densidad y es reemplazado en algunas partes por *H. decipiens*.

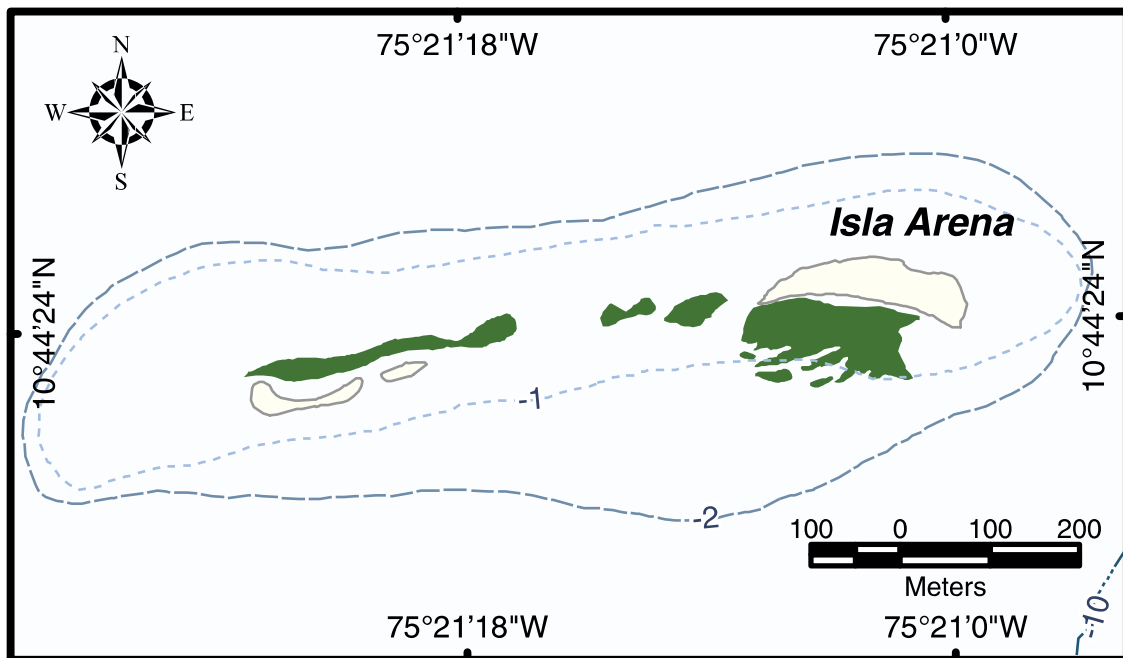


Figura 40. Distribución de las praderas de pastos marinos en Isla Arena (Bolívar)

A pesar del reducido tamaño de los rodales, se observaron (junio de 2000) algunos elementos de la fauna característica de las praderas, entre ellas el erizo *Lytechinus variegatus* y el gasterópodo *Strombus raninus*, pero llamó la atención la casi ausencia de peces. Entre las algas, *Halimeda*, *Caulerpa* y *Gracilaria* fueron abundantes.

● Bahía de Cartagena y áreas aledañas

Esta área ($10^{\circ} 16' - 26' N$, $75^{\circ} 30' - 36' W$) abarca toda la bahía de Cartagena y la costa abierta al mar desde el sector frente al centro colonial de la ciudad, en el norte, hasta Bocachica, en el sur, incluyendo la costa externa de la isla Tierra Bomba.

La bahía tiene una extensión aproximada de 80km^2 , incluyendo las ciénagas y caños asociados, y una profundidad promedio de 21m. Está comunicada con el mar a través de dos bocas, pero el acceso de las embarcaciones mayores puede efectuarse únicamente a través de Bocachica, de unos 400m de ancho, ya que la Bocagrande está obstruida por una escollera artificial construida en el siglo XVIII para impedir el ingreso de los corsarios.

A pesar de que la bahía ha sido objeto de numerosos estudios biológico-ecológicos y ambientales, tan sólo unos pocos documentos inéditos hacen alusión a la presencia y distribución general de praderas de pastos (cf. Londoño, 1974; Mora y Prieto, 1979). Por lo tanto, la información que aquí se presenta se basa casi exclusivamente en la restitución cartográfica y las observaciones realizadas por los autores en mayo de 2001 (cf. Díaz y Gómez-López, 2003).

De acuerdo con la información extraída de la imagen Landsat de febrero de 2001 (Figura 41) y constatación con observaciones en el campo, las praderas que aún existen en el área ocupan en total unas 76 hectáreas, 58 de ellas en el interior de la bahía, distribuidas a lo largo de la costa norte de la isla Tierra Bomba y sobre el plano superior de un bajo aislado que circunda el monumento a la Virgen del Carmen. Las restantes 18 hectáreas están confinadas en pequeños rodales dispersos a lo largo de la costa de mar abierto de Tierra Bomba y en el sector de Bocachica.

Estas praderas representan apenas una pequeña fracción remanente de las amplias extensiones de pastos marinos que existieron en el área hasta hace unas décadas y que resultaron drásticamente afectadas por una



Figura 41. Imagen satelital del área de Cartagena en la que se resaltan (en negro) las praderas de pastos marinos

serie de procesos derivados de la intensa actividad antrópica (Díaz y Gómez-López, 2003). Todos los rodales están dominados por *Thalassia*, a veces entremezclada con *Syringodium*, aunque *H. decipiens* y *Halodule* están también presentes, formando rodales monoespecíficos de poca densidad al SW de Bocachica sobre fondos de arena fina. En el interior de la bahía, las praderas de *Thalassia* se desarrollan entre 1,0 y 2,5m de profundidad, predominantemente sobre fondo de arena gruesa o mixta con fragmentos de coral. *Thalassia* alcanza densidades de hasta 455 vástagos/m². Afuera de la bahía, el sustrato tiende a ser más fino y a tener un menor componente **bioclástico**.

De acuerdo con las observaciones, las macroalgas más frecuentes y abundantes asociadas a las praderas fueron *Codium* spp, *Caulerpa* spp, *Halimeda*

opuntia, *Gracilaria* spp y *Enteromorpha intestinalis*, las cuales estimativamente participan con la biomasa vegetal total en una proporción muy significativa, que puede llegar al 50% en el interior de la bahía. La **macrofauna** epibentónica observada en las praderas de este sector constó de 19 especies, destacándose por su frecuencia y abundancia los gasterópodos *Modulus carchedonius* y *Vasum muricatum*, los cangrejos *Calcinus tibicen* y *Pilumnus sayi*, así como el ascidiáceo colonial *Botrylloides* sp, éste último recubriendo conspicuamente las hojas de *Thalassia*. Afuera de la bahía se contabilizaron 33 especies, entre las que predominaron varias esponjas, el gasterópodo *Strombus raninus* y el erizo *Lytechinus variegatus*.

Hace casi tres décadas, se registraba en las praderas del interior de la bahía la presencia de más de 30 especies de **macrofauna** epibentónica, como esponjas, gasterópodos (incluyendo el caracol pala *Strombus gigas*), bivalvos **epibentónicos**, holotúridos, erizos y estrellas de mar (Londoño, 1974). En el estudio no se encontraron muchas de las especies registradas con anterioridad, y las que permanecen son poco abundantes. La desaparición o reducción drástica de poblaciones de éstas y otras especies, especialmente las que se alimentan filtrando el agua, son signos inequívocos de la transformación de la estructura trófica del sistema (Díaz y Gómez-López 2003).

● Península de Barú e islas del Rosario

Al suroccidente de Cartagena se extiende en esa misma dirección una estrecha prolongación de la costa, la península de Barú, constituida en buena parte por antiguas formaciones coralinas que resultaron emergidas desde el Pleistoceno (Vermette, 1985). Del lado de sotavento de esta península, en la bahía de Barbacoas, las aguas son predominantemente calmas, turbias y salobres debido a la influencia de los aportes de agua dulce y sedimentos del canal del Dique, prevaleciendo los fondos blandos desprovistos de vegetación. Por el contrario, en el costado de barlovento, expuesto al oleaje oceánico del norte, la morfología del litoral y las características eminentemente marinas de las aguas favorecen la presencia de mosaicos de manglares, formaciones coralinas, praderas de pastos y fondos de arena y roca. Aunque la composición y estructura de las formaciones coralinas es bien conocida (cf. Díaz *et al.*,

2000a; Cendales *et al.*, 2002), muy poco se conoce acerca de las praderas de pastos.

De acuerdo con los mapas restituidos a partir de fotografías aéreas y las observaciones realizadas recientemente por los autores, las praderas se encuentran distribuidas a lo largo de unos 13km de la costa de barlovento de Barú, desde Playa Blanca hasta más allá del extremo de la península (Figura 42). *Thalassia* forma rodales discretos, así como praderas con coberturas superiores al 45% y densidades promedio de 440 vástagos/m², aunque en algunas partes también predomina *Syringodium*. A partir del extremo de la península, hacia el costado de sotavento de la misma, se extienden discretos rodales de *Halodule* que bordean el litoral hasta una profundidad de dos metros.

Al occidente de la península se localiza el archipiélago de Nuestra Señora del Rosario, o islas del Rosario. Se trata de un conjunto de altorrelieves del fondo mari-

no producidos por deformación de las capas de sedimentos a causa del diapirismo de lodo, cuyas cimas fueron colonizadas por formaciones coralinas y dieron origen a una topografía heterogénea (Vernette, 1985), que ha sido moldeada en el transcurso del tiempo por la acreción arrecifal, las oscilaciones del nivel del mar y los procesos erosivos, especialmente los kársticos (Díaz *et al.*, 2000a). Algunos de los arrecifes coralinos resultaron emergidos y constituyen actualmente la serie de islas e islotes que conforman el archipiélago (Figura 43).

Numerosos y variados han sido los estudios realizados en las islas del Rosario acerca de la biota y los ambientes marinos que las rodean. En cuanto a los pastos marinos, Fresneda *et al.* (1994) hicieron determinaciones de biomasa y producción de *Thalassia*, en tanto que Penereiro *et al.* (1990), Schönwald (1998), Díaz *et al.* (2000a) y Cendales *et al.* (2002) contribuyeron a cartografiar su distribución.

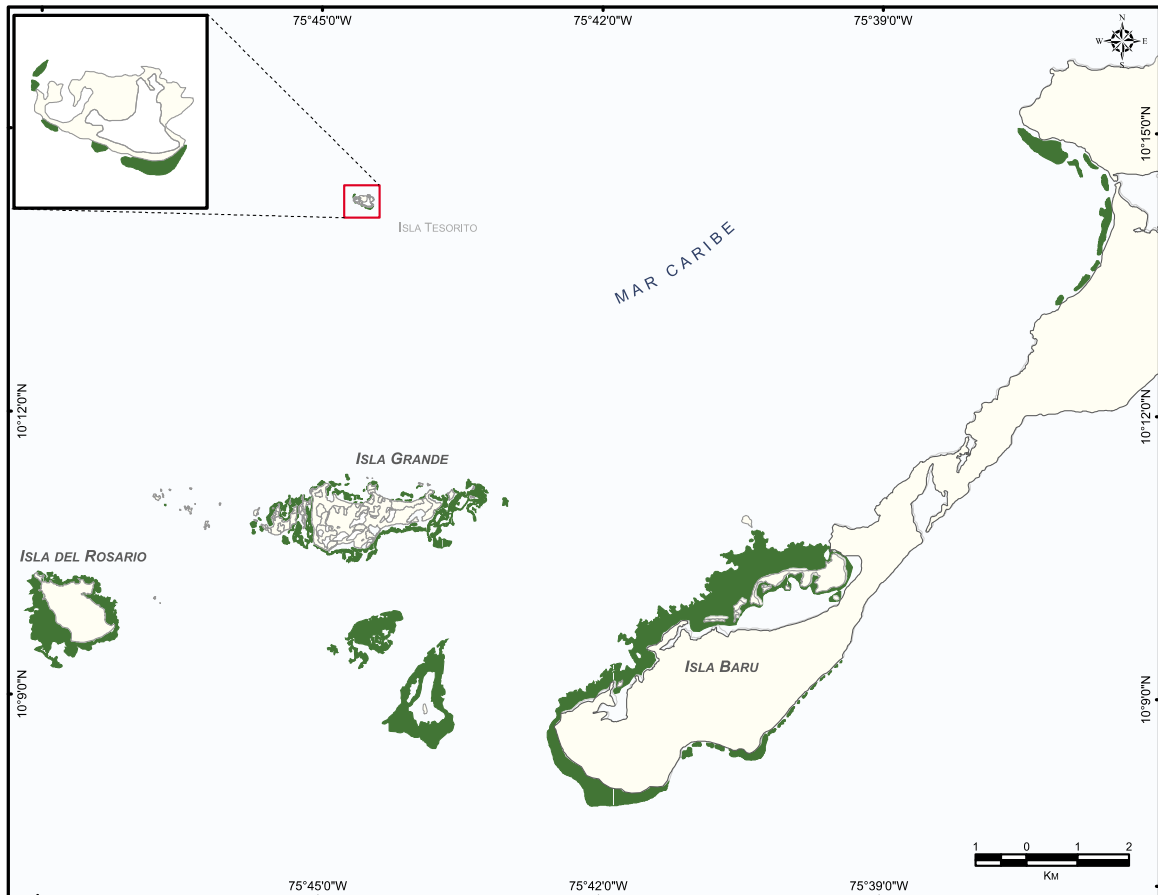


Figura 42. Distribución de las praderas de pastos marinos en el área de la península de Barú e islas del Rosario



Figura 43. Panorámica aérea del sector de Isla Grande, archipiélago de las islas del Rosario

El mayor conjunto de islas e islotes del archipiélago, incluyendo la más grande de ellas (isla Grande) se concentra a lo largo de un eje orientado en sentido este-oeste, desde la isla del Pirata hasta la isla Pajarales, al norte del cual se extiende un arrecife de barrera de casi 10km de longitud. Esta circunstancia divide el área en dos ámbitos distintos, uno, en el norte, caracterizado por aguas de procedencia oceánica y turbulentas durante la mayor parte del año, y otro, en el sur, con aguas más calmas y mayor influencia de aportes continentales. En este último se con-

centran las mayores extensiones de praderas en el archipiélago, las cuales rodean en su totalidad las islas Arena y Rosario y ocupan buena parte de los bajos someros. El resto de los fondos vegetados consiste en pequeños rodales y parches de *Thalassia* que se distribuyen en forma dispersa entre la barrera coralina y la costa de isla Grande, así como a sotavento de la mayoría de islas de este sector.

El pasto dominante es *Thalassia*, pero en las praderas de mayor extensión están también presentes *Syringodium* y *Halodule*. A pesar de las aparentemente excelentes condiciones para el desarrollo de los pastos, éstos rara vez se extienden por debajo de cinco metros de profundidad, donde generalmente dan paso a llanuras de sedi-

mentos vegetadas por algas verdes calcáreas (géneros *Halimeda*, *Penicillusa* *Rhipocephalus*) y pardas (*Dictyota*) o a fondos tapizados con escombros coralinos. Dado que los pastos marinos, los arrecifes de coral y las llanuras de arena se combinan en esta área formando mosaicos, la fauna de las praderas es diversa. Durante los muestreos realizados en mayo de 2001 se registró la presencia de 90 especies de **macrofauna** epibentónica, destacándose los moluscos (20 especies) y las esponjas (17 especies). Los corales *Manicina areolata* (Figura 44)



Figura 44. El coral *Manicina areolata* es un componente frecuente de la comunidad de organismos asociada a las praderas de *Thalassia* en las islas del Rosario

y *Siderastrea radians* y la estrella de mar *Oreaster reticulatus* son elementos característicos de la comunidad en esta área.

La extensión total de praderas en la zona es de 835 hectáreas, todas ellas dentro de los límites del Parque Nacional Natural Corales del Rosario e islas de San Bernardo.

● Golfo de Morrosquillo y áreas aledañas

Esta vasta región (9° 27' - 55' N, 75° 35' - 76° 00' W) comprende tres de las 17 áreas geográficas mencionadas en la tabla 4 (Comisario-Punta San Bernardo, islas del San Bernardo, golfo de Morrosquillo). La plataforma continental del Caribe colombiano alcanza en esta región su máxima amplitud, cerca de 80km. La costa continental está caracterizada por planicies fluviomarinas de escaso relieve rematadas en el litoral con playas arenosas, manglares o pequeñas terrazas calcáreas. La mayor parte del área está resguardada de los fuertes vientos Alisios y del oleaje oceánico, y recibe aportes continentales directamente a través de numerosas quebradas y ríos pequeños (Figura 45) e

indirectamente del río Sinú, que desemboca pocos kilómetros al suroccidente. Al noroccidente del golfo se localiza una serie de islas y extensos bajos de origen coralino que constituyen el complejo arrecifal del archipiélago de San Bernardo, donde la influencia de aguas oceánicas es más evidente (Figura 46)

Aunque sin ahondar en sus características estructurales y esquemas de distribución, varios estudios previos han resaltado la presencia de vastas extensiones de pradera en el área, particularmente en el archipiélago de San Bernardo (e.g. Laverde *et al.*, 1987; Patiño y Flórez, 1993; Ramírez *et al.*, 1994; Barreto *et al.*, 1999, López-Victoria y Díaz, 2000). Esa información, complementada con análisis de fotografías aéreas y observaciones en el campo (junio de 2001) son la base de la siguiente descripción.

En toda el área, los fondos vegetados por pastos ocupan una extensión de 4.802 hectáreas, distribuidas a lo largo de la costa continental y en el sector del archipiélago. Sin embargo, dadas las distintas condiciones ambientales y de la estructura misma de la comunidad de las praderas, conviene distinguir tres ámbitos geográficos en esta región.



Figura 45. Aguas enriquecidas con taninos provenientes de los pantanos de manglar adyacentes desembocan al golfo de Morrosquillo (cerca de Tolú, Sucre), cuyas aguas costeras adquieren una característica coloración rojiza



Figura 46. Panorámica aérea de la isla Ceycén, archipiélago de San Bernardo

La mayor cantidad de praderas de la parte costera, 2.170 hectáreas, se concentra a lo largo del sublitoral somero del sector norte, desde inmediaciones de la punta Comisario (departamento de Sucre) hasta cercanías de la población de Berrugas, ya en la parte interna del golfo de Morrosquillo (Figura 47). Praderas y rodales de *Thalassia*, *Thalassia-Syringodium* y, en menor proporción, *Syringodium-Halodule*, ocupan una franja casi continua que se extiende prácticamente desde la línea de costa hasta 6-7m de profundidad. La naturaleza y textura de los sedimentos del fondo son variables, predominando las arenas biogénicas en la franja comprendida entre Comisario y la punta San Bernardo, mientras que las terrígenas dominan en la parte interna del golfo. La fauna asociada a las praderas de este sector ha sido objeto de estudios particulares que en el capítulo tres se presentan como estudios de caso No. 4 y 5.

En el resto del litoral del golfo propiamente dicho no existen prácticamente fondos vegetados por pastos marinos. Sin embargo, Patiño y Flórez (1993) mencionan la presencia de praderas relativamente extensas frente a Coveñas, las cuales no fueron detectadas en las fotografías aéreas más recientes ni en

las imágenes de satélite, como tampoco fueron observadas durante la visita al área en julio de 2001. Apenas unos pocos rodales dispersos, probablemente de *Halodule* y *Thalassia*, se han registrado recientemente en inmediaciones de las poblaciones de Tolú y Coveñas, adyacentes a los espolones artificiales construidos para contrarrestar la erosión de las playas (Barreto *et al.*, 1999). Lo anterior sugiere que se trata, o bien de praderas de reciente desarrollo o, por el contrario, de remanentes de praderas más extensas que han desaparecido posiblemente a causa de la erosión costera o de la construcción de infraestructura en el litoral.

En el área del archipiélago de San Bernardo, donde las condiciones para el desarrollo de los pastos son aparentemente óptimas, existen aproximadamente 2.443 hectáreas de praderas. Las mayores extensiones se concentran alrededor de algunas de las islas (Figura 48) y en la parte superior de amplios bajos. *Thalassia* y *Syringodium*, entremezcladas o separadamente, forman praderas por lo general muy densas (55% en promedio) y amplias, que se extienden ocasionalmente hasta más allá de los 10m de profundidad sobre fondos de arena predominantemente biogénica (Figura 49).

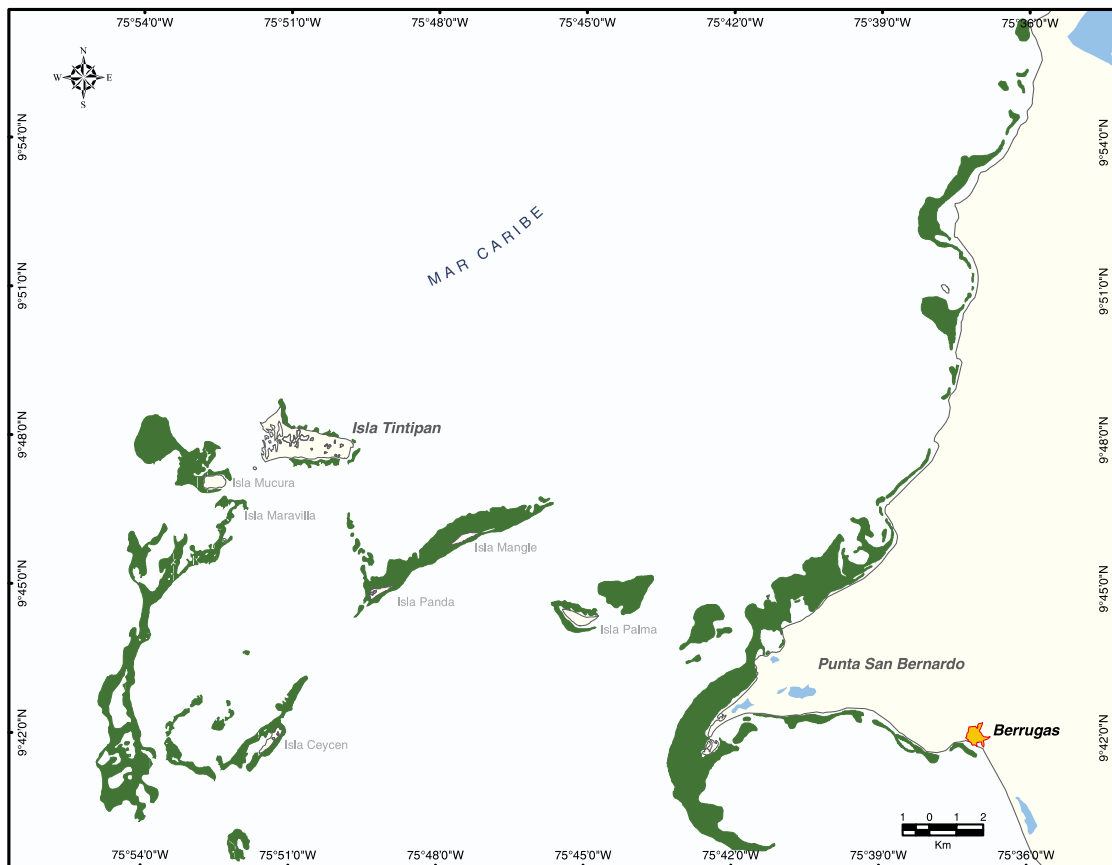


Figura 47. Distribución de las praderas de pastos en las islas de San Bernardo y el área comprendida entre Punta Comisario y Berrugas



Figura 48. Panorámica aérea de la isla Mangle, archipiélago de San Bernardo, rodeada por praderas de pastos



Figura 49. *Thalassia testudinum* creciendo sobre fondo constituido por arenas bioclásticas

Thalassia también se observa en aguas someras sobre antiguos parches del coral *Porites porites* que han sido reducidos a escombros en el transcurso de las últimas décadas (cf. López-Victoria y Díaz, 2000) e incluso sobre la turba de madera que cubre porciones del fondo adyacente a isla Mangle, dando testimonio del retroceso del manglar a causa de la erosión.

La presencia en muchas zonas de vástagos jóvenes de *Thalassia* (hojas cortas y densidad alta) indica renovación constante de las plantas y expansión rápida de las praderas. No obstante, muestran alta cobertura de algas epífitas y signos de pastoreo intensivo (Figura 50). Las macroalgas más representativas de la comunidad pertenecen a los géneros *Penicillus* y *Halimeda*, y entre la fauna asociada se destaca la abundancia de estrellas de mar (*Oreaster reticulatus*, Figura, 51), pepinos de mar (*Isostichopus badionotus*), corales (*Porites porites* y *Siderastrea radians*) y peces.

Casi el 90% de las praderas del sector del archipiélago de San Bernardo, es decir unas 2.200 hectáreas, se encuentran dentro de los linderos del Parque Nacional Corales del Rosario e islas de San Bernardo.

Al suroccidente de Coveñas, en las afueras del golfo, y coincidiendo con la presencia de fondos con sedimentos biolitoclásticos de textura más gruesa, aparecen algunos rodales pequeños y poco densos de *Halodule* y/o *Thalassia* (densidad promedio de vástagos: $362 \pm 43/m^2$), distribuidos discretamente frente a la costa desde punta Bolívar hasta la bahía de Cispatá (Figura 52). En la parte interna de esta bahía, en aguas muy someras (0,5–1m) y de escasa visibilidad, se halla una pequeña pradera de *Thalassia* con coberturas menores a 30%, que en su periferia (1–2m de profundidad) es remplazada por *H. decipiens* formando una asociación particular con pequeñas esponjas de color rojo (*Oceanapia oleracea*) y el alga verde *Caulerpa sertularioides*. En esta área la extensión de los fondos vegetados por pastos es en total de 189 hectáreas.

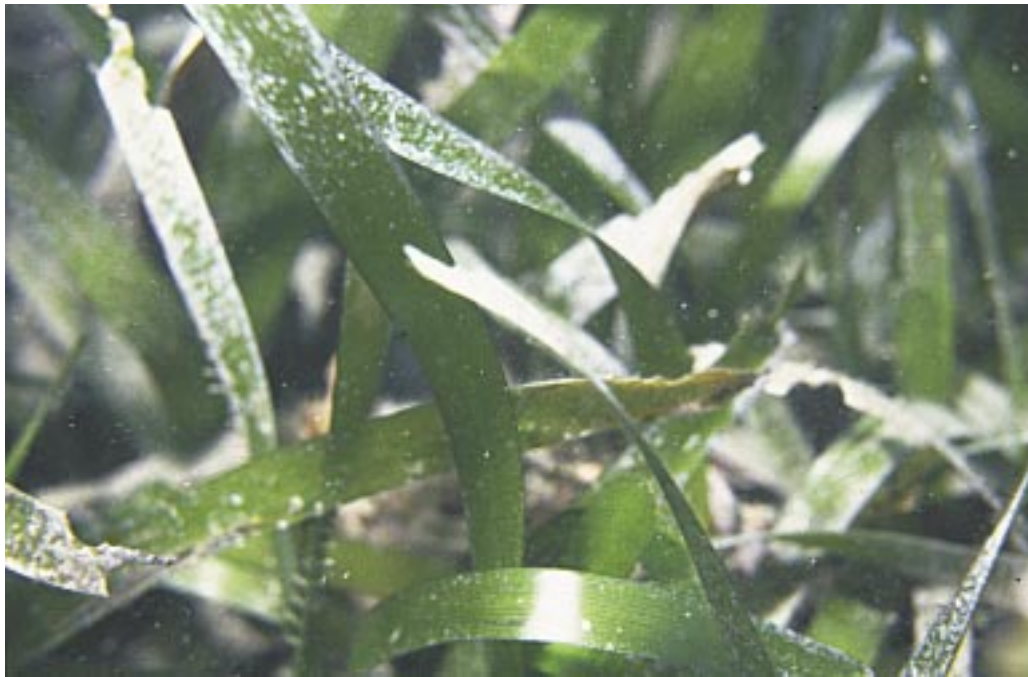


Figura 50. Las algas epífitas y las huellas dejadas por el pastoreo de peces (muescas producidas por mordeduras) son muy comunes en las hojas de *Thalassia* en el archipiélago de San Bernardo



Figura 51. La estrella de mar *Oreaster reticulatus* es muy común en las praderas del archipiélago de San Bernardo

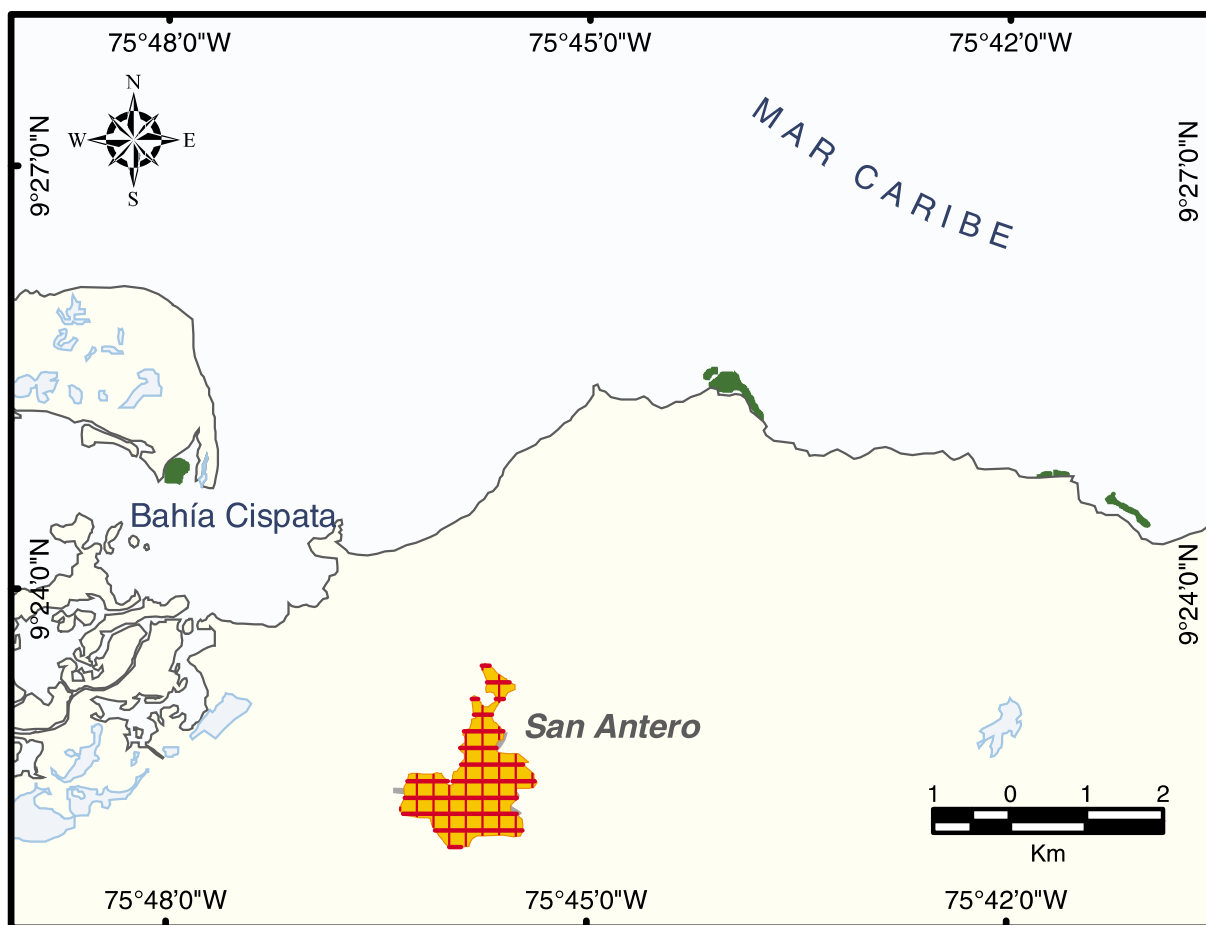


Figura 52. Distribución de las praderas de pastos marinos en la bahía de Cispata y el sur del golfo de Morrosquillo

- Isla Fuerte

Isla Fuerte (9° 20' - 25' N, 76° 10' - 21' W) está localizada a 11km afuera de la costa del departamento de Córdoba. Se trata de una plataforma calcárea de origen arrecifal, ligeramente inclinada en dirección N-S, cuya porción nororiental está parcialmente emergida alcanzando una elevación máxima de 12m sobre el nivel del mar (Figura 53). La isla estuvo tradicionalmente habitada por familias de pescadores y agricultores de subsistencia, pero actualmente el turismo ocupa un renglón económico importante (Díaz *et al.*, 2000a).

Con excepción de la breve mención de Anderson (1975) acerca de la presencia de pastos marinos y la descripción general de los ambientes submarinos del complejo arrecifal de isla Fuerte en Díaz *et al.* (2000a), no existe hasta el presente ninguna información espe-

cífica acerca de las praderas de pastos marinos en esta área. La isla fue visitada en junio de 2001 por los autores, quienes hicieron observaciones detalladas en 18 localidades.

La figura 54 muestra la distribución espacial de las 624 hectáreas de praderas alrededor de isla Fuerte. Estas están conformadas de manera predominante por *Thalassia* (densidad de vástagos: $527 \pm 205/m^2$), con frecuencia entremezclada con *Syringodium*. *Halodule* también forma algunos rodales monoespecíficos, especialmente en el costado nororiental de la isla, en inmediaciones de la Punta del Inglés. Las praderas cubren grandes extensiones de la parte oriental y sur de la plataforma, creciendo predominantemente en fondos constituidos por arenas finas a medias bioclásticas, desde escasos centímetros hasta unos 9m de profundidad. Colonias dispersas del coral arborecente *Oculina diffusa* son muy comunes en las praderas de Isla Fuerte.



Figura 53. Panorámica aérea de isla Fuerte

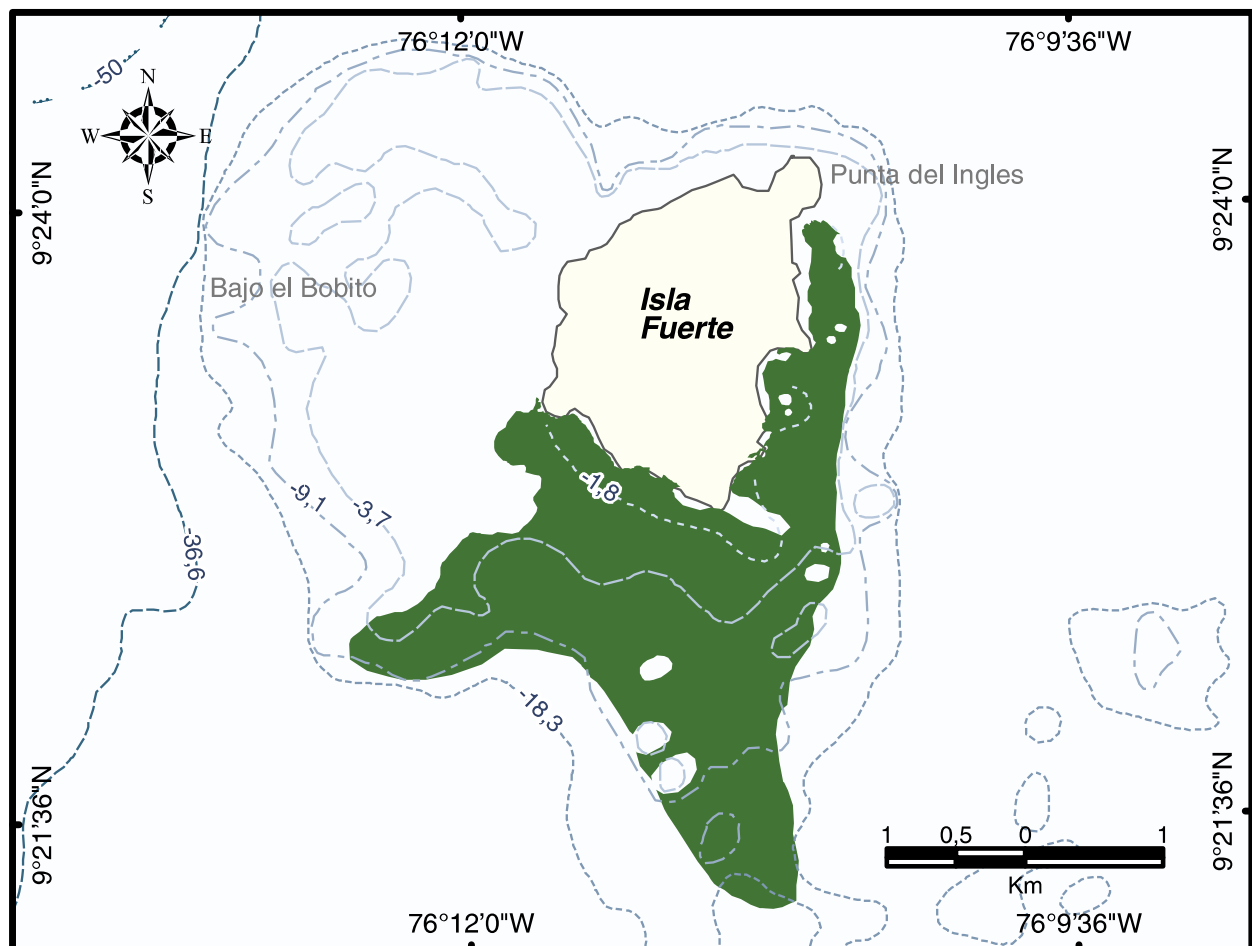


Figura 54. Distribución de las praderas de pastos marinos en isla Fuerte

● Isla Tortuguilla

Tortuguilla (9° 01' N, 76° 20' W) es una pequeña isla de origen coralino de 10 hectáreas de extensión, localizada frente a las costas del departamento de Córdoba, a nueve kilómetros de la población de Puerto Escondido. Está habitada por una familia, pero es visitada con frecuencia por pescadores artesanales y esporádicamente por turistas. Está vegetada por palmas de coco, frutales, caucho y manglares; en el extremo norte se encuentra un faro de ayuda a la navegación.

La isla está rodeada por una plataforma de poca profundidad flanqueada hacia el este y el norte por formaciones de coral de desarrollo moderado (López-Victoria *et al.*, 2000; Díaz *et al.*, 2000a). Hacia el sur y oeste se extiende un plano inclinado cubierto por sedimentos **litobioclásticos** de grano medio a fino, parcialmente vegetado por algas y pastos marinos. En el extremo sur de la isla, contigua a la única playa existente, existe un pequeño pero denso rodal de *Thalassia* entremezclado en algunas partes con *Syringodium*, dominando la primera donde el fondo es pedregoso y la segunda donde éste es predominantemente arenoso. El rodal se extiende prácticamente desde la zona sumergida de la playa hasta 2m de profundidad, ocupando un área que no supera los 500m². Por debajo de esta profundidad, el fondo puede considerarse como una pradera poco densa en la que se intercalan zonas de arena desnuda con algas. El área total ocupada por pastos es de aproximadamente 12 hectáreas (Figura 55)

Dada la reducida extensión y densidad de pastos, no fue notoria la presencia de elementos faunísticos característicos de las praderas durante la visita efectuada al área en junio de 2000, exceptuando al pez *Sparisoma radians* y al coral *Siderastrea radians*. Sin embargo, los gasterópodos *Turbinella angulata* y *Vasum muricatum*, así como el erizo *Echinometra lucunter* fueron observados con frecuencia, el último con cierta abundancia en el rodal somero de *Thalassia*. Haciendo honor a la toponimia del lugar, se avistaron dos pequeñas tortugas carey (*Eretmochelys imbricata*) durante el reconocimiento subacuático. Esta especie utiliza esporádicamente la playa de la isla como lugar de anidación (Ceballos, 2002). Entre las algas, fue notoria la abundancia de *H. opuntia* en la zona somera.

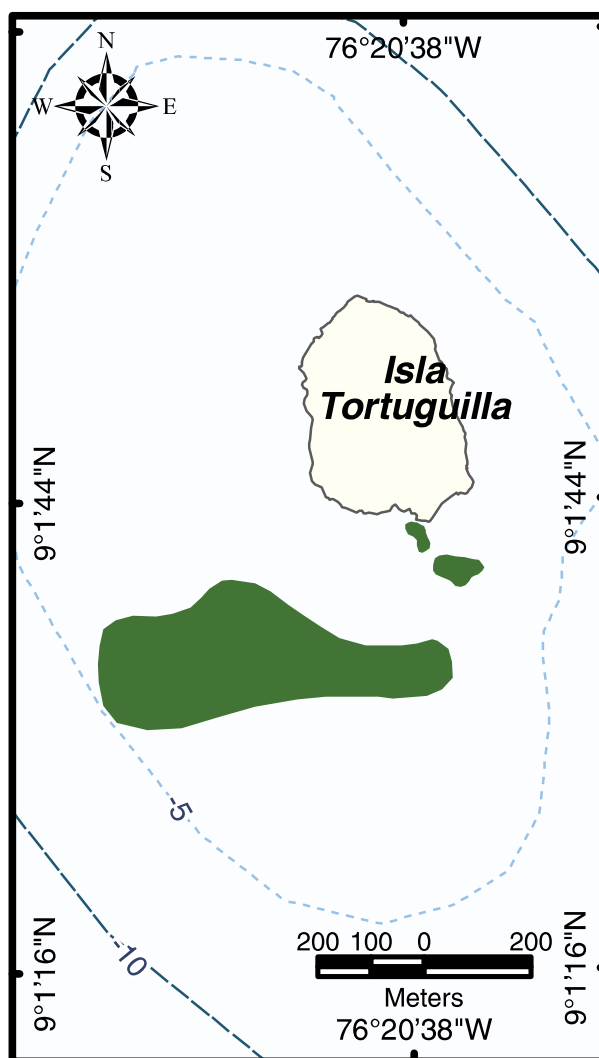


Figura 55. Distribución de las praderas de pastos marinos en isla Tortuguilla

● Urabá chocono (golfo de Urabá)

En el extremo meridional del mar Caribe, allí donde el istmo centroamericano se une a la masa continental de Sudamérica, región conocida como Darién, se localiza el golfo de Urabá, con 85km de longitud en sentido N-S y 30km en su parte más ancha. Planos aluviales con pantanos y manglares dominan la geomorfología costera de la parte más interna (sur), donde desembocan varios ríos caudalosos, entre ellos el Atrato, de manera que la mayor parte del área del golfo puede considerarse como un estuario. Sin embargo, el paisaje costero de la parte noroccidental, correspondiente al departamento del Chocó, está domi-

nado por la serranía del Darién, con altitudes de hasta 300m, cubierta por una densa selva húmeda y cuyas estribaciones de rocas volcánicas forman acantilados e islotes que flanquean el litoral. Las corrientes provenientes del norte mantienen esta área del golfo relativamente aislada de la influencia de las aguas turbias y de baja salinidad que predominan en el resto del mismo, propiciando la presencia, al menos parcialmente, de ambientes eminentemente marinos, como es el caso de formaciones coralinas y praderas de pastos marinos. No obstante, debido a las descargas de agua dulce de las numerosas quebradas y riachuelos que drenan la serranía del Darién, así como por la turbulencia de las aguas que bañan el litoral, las condiciones para el desarrollo de los pastos distan de ser óptimas y su presencia está restringida a unos pocos sectores.

La composición y características estructurales de las formaciones coralinas en esta área son relativamente bien conocidas (cf. Werding *et al.*, 1978; Díaz *et al.*, 2000a,b), en tanto que no existe hasta ahora práctica-

mente ninguna información relativa a las praderas. Luego de estimar mediante imágenes de satélite la distribución de las praderas a lo largo del litoral chocano del golfo (8° 25' - 40' N, 77° 06' - 22' W), los autores visitaron el área en agosto de 2001 para realizar la verificación en campo y caracterizar la estructura de las praderas. La información que aquí se presenta se basa exclusivamente en tales observaciones.

Pequeñas praderas y rodales se encuentran dispersos a lo largo de la costa en las zonas menos expuestas al oleaje, especialmente en el interior de las ensenadas de aguas más calmas (Figura 56). La extensión total ocupada por los fondos vegetados significativamente por pastos es modesta, unas 94 hectáreas, que se distribuyen discretamente en rodales y pequeñas praderas que se desvanecen por debajo de 4-5m de profundidad. Las praderas más exuberantes del área se hallaron en las ensenadas de Pinorroa (Figura 57), Capurganá y Sapzurro, con densidades promedio de 513,3 vástagos/m² ($\pm 167,3$). *Thalassia* y *Syringodium* son dominan-

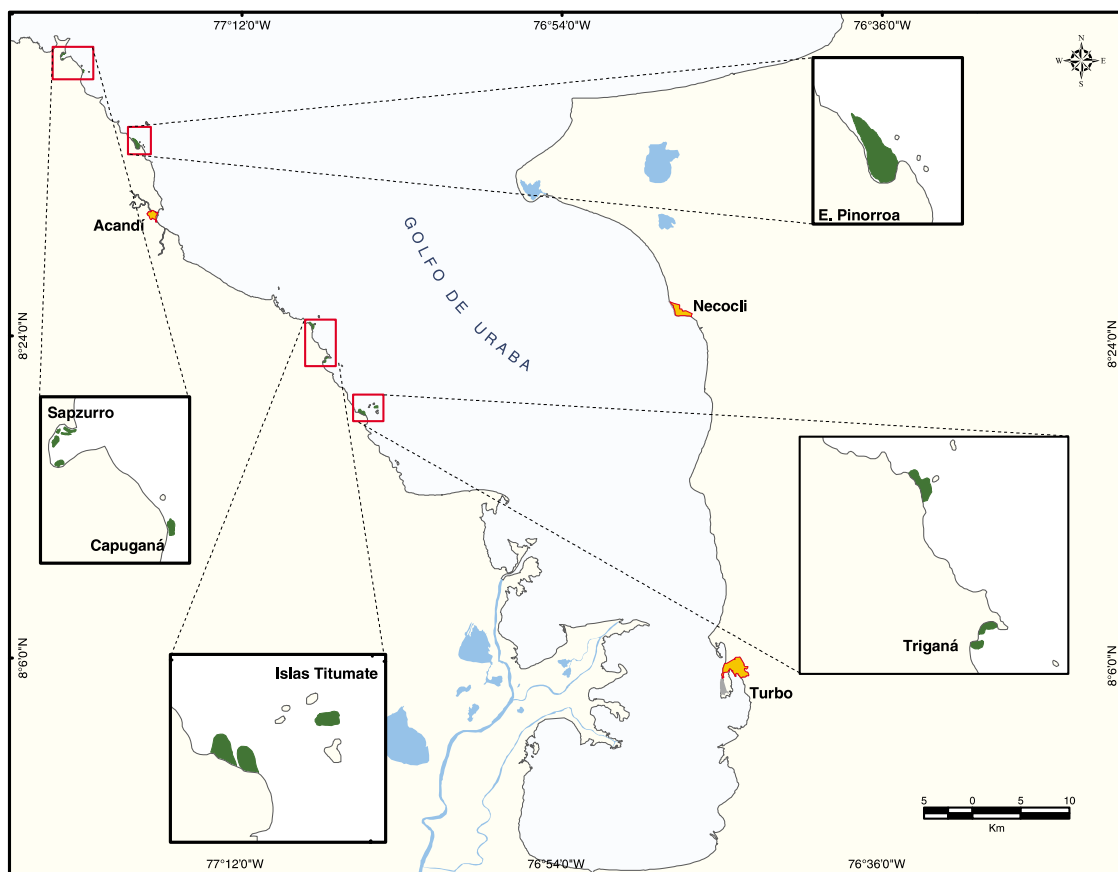


Figura 56. Distribución de las praderas de pastos marinos en el golfo de Urabá

tes, hallándose generalmente entremezcladas. Las algas observadas con mayor frecuencia en asocio con las fanerógamas pertenecen a los géneros *Halimeda*, *Dictyota* y *Caulerpa*.

La reducida extensión de las praderas y quizás las condiciones no óptimas para su desarrollo se reflejan en la marcada escasez de elementos faunísticos caracte-

rísticos de la comunidad de pastos marinos. El erizo blanco *L. variegatus*, la estrella *O. reticulatus* y el pez loro *S. radians* fueron rara vez observados. En cambio, la presencia en algunas zonas del gasterópodo *N. virginea*, especie típicamente eurihalina, indica que la salinidad de las aguas es muy variable, lo que probablemente no favorece el establecimiento de una **zoocenosis** característica.



Figura 57. Panorámica aérea de la ensenada Pinorroa, Chocó caribeño, donde se concentra la mayor extensión de pastos en el área

UNA COMUNIDAD PARTICULAR DE BIVALVOS EPIBENTÓNICOS ASOCIADA A PASTOS MARINOS EN LA GUAJIRA

Carolina García-Valencia y Juan Manuel Díaz
cgval@invemar.org.co – jmdiaz@invemar.org.co

Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras, INVEMAR, Santa Marta, Colombia
AA 1016

La zona costera de la parte noroccidental de la península de La Guajira, en el extremo norte del Caribe colombiano se caracteriza por una surgencia casi permanente de aguas subsuperficiales, favorecida por la orientación de la línea de costa en dirección noreste-suroeste, en el mismo sentido que soplan los vientos alisios dominantes. Este fenómeno transporta a la superficie aguas de baja temperatura y alta salinidad que provienen de la masa de agua subtropical sumergida del Caribe, que se halla a profundidades entre 100-200 m, las cuales enriquecen la superficie del mar con nutrientes inorgánicos que, a su vez, son aprovechados por el fitoplancton incrementando considerablemente la productividad de las aguas (Álvarez-León *et al*, 1995). La coloración verde azulado y las bajas temperaturas características de las aguas litorales en esta región evidencian la ocurrencia del fenómeno.

De otra parte, las praderas de pastos marinos son el ambiente sumergido más característico a lo largo del litoral de esta área. Es bien conocido que las praderas de pastos marinos en general son el hábitat preferido por una gran variedad de organismos, entre ellos los moluscos bivalvos (Jackson, 1973). Muchos de ellos viven enterrados entre el sedimento, alimentándose mediante la extensión de sus sifones de la materia orgánica depositada sobre el fondo; tal es el caso de los miembros de las familias Lucinidae, Ungulinidae, Tellinidae y Veneridae. Otros son epibentónicos, es decir, que viven semienterrados en el sedimento o sobre la superficie del fondo filtrando el material suspendido en el agua; a este tipo pertenecen, entre otros, miembros de las familias Arcidae, Mytilidae, Pectinidae, Pinnidae y Pteriidae.

La alta productividad de las aguas que bañan la costa noroccidental de La Guajira favorece la abundancia de plancton, lo que representa una ventaja para aquellos organismos que se nutren filtrando el agua. Debido seguramente a ello, es notoria la abundancia de una serie de bivalvos epibentónicos en las praderas de pastos marinos en esta área, los cuales conforman una comunidad muy peculiar, ya que algunas especies tienden a formar agregaciones de varios individuos de una o varias especies que forman "nódulos". La composición de las especies en tales agregaciones fue objeto de un estudio orientado originalmente a determinar la presencia y abundancia de ostras perliíferas (Borrero *et al.*, 1996) y posteriormente a evaluar también la abundancia de otros bivalvos potencialmente explotables. El presente trabajo describe las características de esa comunidad particular y los esquemas generales de distribución de las especies que la componen.

La pradera en donde se realizó el estudio se localiza entre la población de El Cabo y el cabo de La Vela propiamente dicho, enmarcada entre las coordenadas 12° 10' y 12° 12' N y 72° 11' y 72° 15' W, extendiéndose por 1.2km en sentido este-oeste paralelamente a lo largo de la playa, con una anchura

variable entre 150 y 300m, es decir, ocupando un área aproximada de 35 hectáreas. Los pastos, predominantemente *T. testudinum*, se desarrollan sobre un fondo de arena fina fangosa desde prácticamente la zona sumergida de la playa hasta casi 4m de profundidad.

La comunidad fue estudiada con base en 11 transectos perpendiculares a la costa, a cada lado de los cuales se colocó a intervalos de 20m un cuadrante de PVC de 0.25m² de área. En cada cuadrante se contaron los vástagos de *T. testudinum* y se colectaron los bivalvos epibentónicos presentes para su conteo, identificación y medición. La representación de la distribución espacial de la densidad de vástagos de *T. testudinum* y de la abundancia de algunas especies de bivalvos en la pradera se realizó interpolando los valores por cuadrante empleando el algoritmo de "promedio móvil" en una matriz de datos uniformes con píxel de tamaño fijo, con el programa SIG ILWIS 2.2.

La figura 1 muestra la distribución de la densidad de vástagos de *T. testudinum* en la pradera.

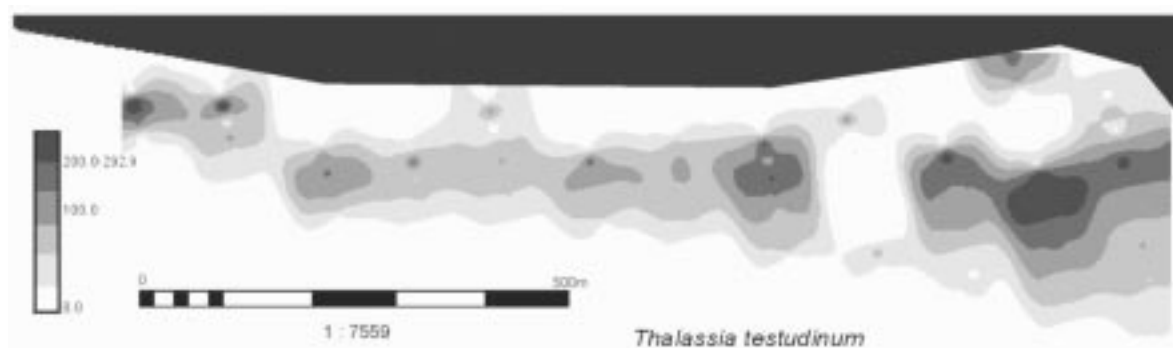


Figura 1. Distribución espacial de la densidad de vástagos de *T. testudinum*. Escala en número de vástagos por m²; la costa se representa de color negro intenso

En los muestreos se colectaron 12 especies de bivalvos que hacen parte de los nódulos, y pertenecen a 11 géneros y ocho familias. La familia Arcidae, con cuatro especies, fue la mejor representada. En cuanto a abundancia especialmente *Arca zebra* y *A. imbricata* arrojaron las mayores cifras (Tabla 1).

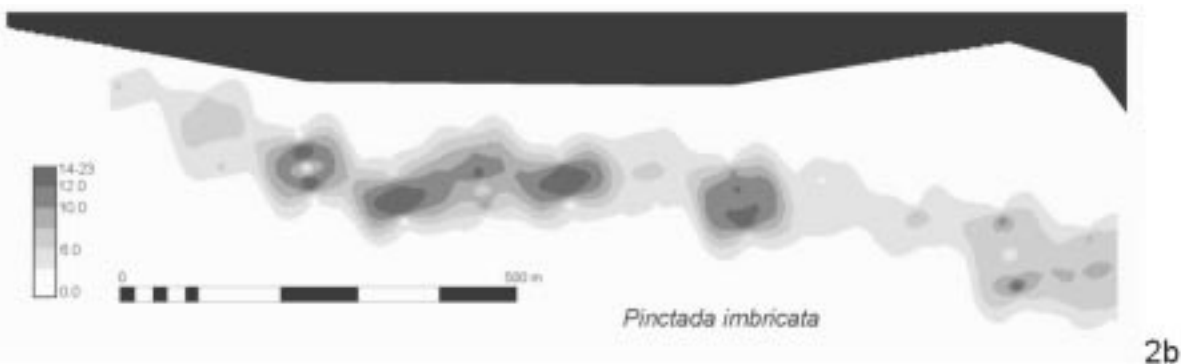
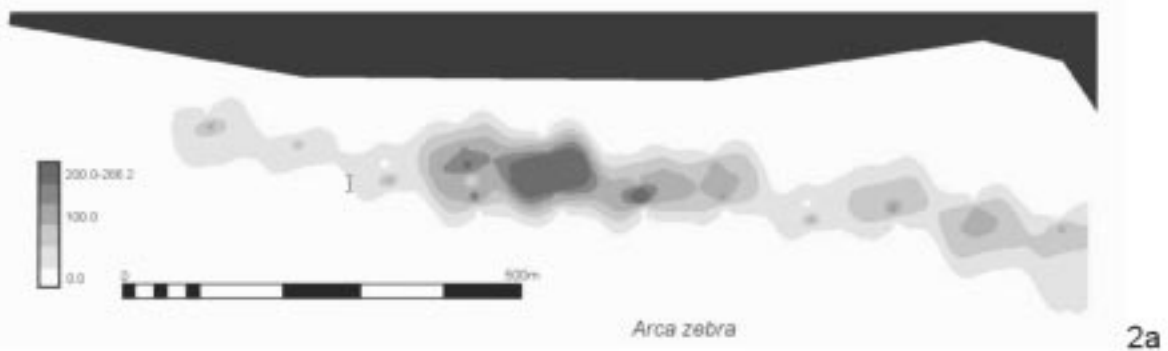
Tabla 1. Abundancia por m² (densidad) de especies de bivalvos agregados en nódulos en la pradera

Especie	Densidad promedio	Densidad máxima
<i>Arca zebra</i>	14.850	270
<i>Arca imbricata</i>	5,000	100
<i>Anadara ovalis</i>	1.320	220
<i>Barbatia candida</i>	1.520	40
<i>Modiolus americanus</i>	1.080	76
<i>Pinctada imbricata</i>	1.650	26
<i>Atrina seminuda</i>	0.160	10
<i>Chione cancellata</i>	0.310	10
<i>Carditamera gracilis</i>	0.001	2
<i>Trachycardium muricatum</i>	0.004	1
<i>Diplodonta sp.</i>	0.004	1

La distribución de los nódulos, y, por ende, también la abundancia de la mayoría de los bivalvos, mostró relación directa con la densidad de vástagos de *T. testudinum*. *A. zebra* y *A. imbricata* se encontraron por lo general juntas, concentrándose ambas hacia el centro de la pradera (Figura 2a). La distribución de la ostra perlífera *P. imbricata* (Figura 2b) siguió un patrón similar, pero adicionalmente se amplía hacia la zona occidental de la pradera. *Atrina seminuda* mostró una distribución más o menos homogénea (Figura 2c), pero con mayor concentración hacia el costado occidental, al contrario que *A. ovalis*, con distribución preferencial hacia la zona oriental (Figura 2d). *Chione cancellata* y *M. americanus* fueron claramente más frecuentes y abundantes en la zona oriental.

Aunque no se obtuvieron datos concretos acerca de la granulometría de los sedimentos sobre los que crecen los pastos en la pradera estudiada, estas tendencias espaciales en la abundancia de las especies, mas no la de los "nódulos", guardan probablemente relación con el gradiente observado en los tipos de sedimento, siendo su textura más gruesa hacia la parte occidental y más fina, casi lodosa, hacia la oriental. Así, al menos se explica que la abundancia *C. cancellata* y *A. notabilis*, que generalmente habitan fondos lodosos (Díaz y Puyana, 1994), sea mayor en la zona oriental, y la de *A. seminuda*, la cual suele vivir semienterrada en sedimentos de mayor tamaño de grano, en la occidental.

Además de los bivalvos mencionados, en los nódulos estuvieron siempre presentes cirripedios, briozoarios, esponjas y ascidias, los dos últimos actuando como elementos que le dan cohesión a estas estructuras que, por lo general, tienen un volumen aproximado de un decímetro cuadrado (Figura 3). Los bivalvos árcidos, ptéridos, mitílidos y pínidos se adhieren unos a otros mediante su biso. Los venéridos y cárdidos, que carecen de biso, son adheridos secundariamente por las esponjas y las ascidias.



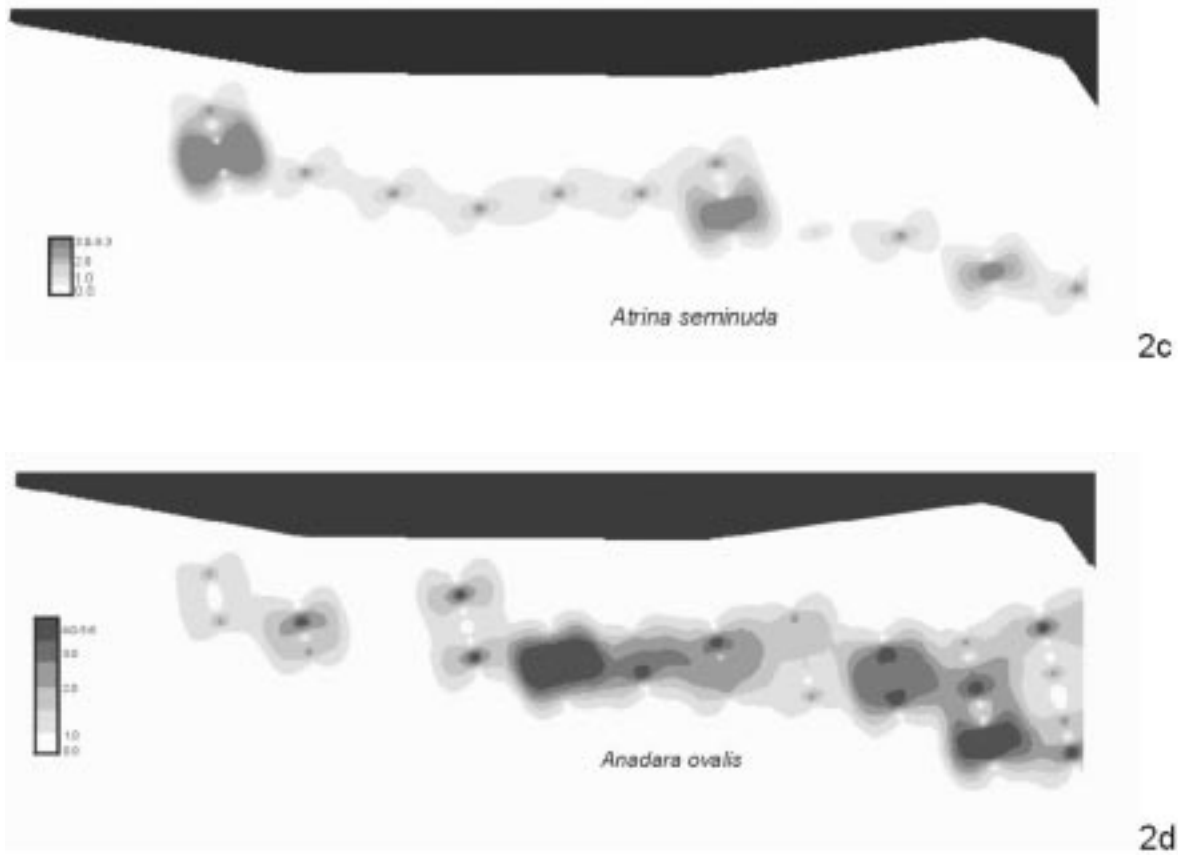


Figura 2a,b,c,d. Distribución de nodulos y abundancia de bivalvos en praderas de *T. Testudinum* en la Guajira. (2a). *A. zebra* y *A. imbricata*. (2b). *P. Imbricata*, (2c). *Atrina seminuda* (2d). *A. Ovalis*.

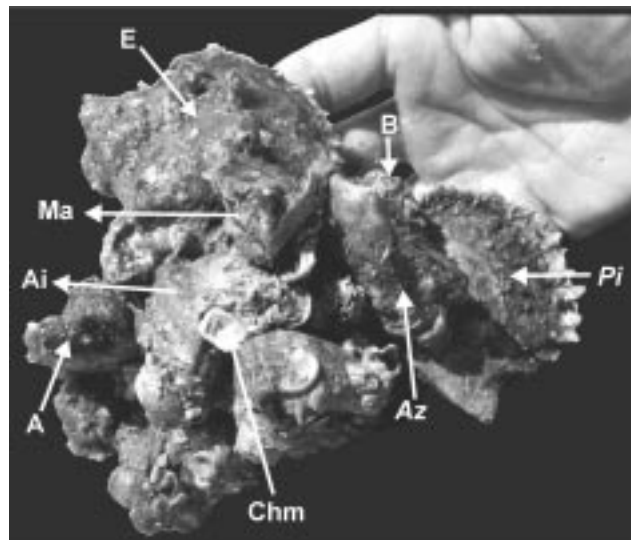


Figura 3. Agregación de esponjas (E), briozoarios (B), ascidias (A) y varias especies de bivalvos (Pi, *Pinctada imbricata*; Ai, *Arca imbrivata*; Az, *A. zebra*; Chm, *Chama macerophyla*; Ma, *Modiolus americanus*) en torno a un nódulo de la pradera de *Thalassia* en el Cabo de La Vela.

LITERATURA CITADA

- Álvarez-León, R., J. Aguilera-Quinónez, C. A. Andrade-Maya, and P. Nowak. 1995. Caracterización general de la zona de surgencia en La Guajira colombiana. Rev. Acad. Colomb. Cienc. 49 (75): 679-694.
- Borrero, F., J. M. Díaz y A. Seczon. 1996. Las ostras perlíferas (Bivalvia: Pteriidae) en el Caribe colombiano: Historia de su explotación, ecología y perspectivas para su aprovechamiento. Publ. Especial INVEMAR, 1, Santa Marta, 53 pp.
- Díaz, J.M. y M. Puyana, 1994. Moluscos del Caribe colombiano, un catálogo ilustrado. Colciencias, Fundación Natura, Invemar, Bogotá, 291 p+78 lám.
- Jackson, J.B.C. 1973. The ecology of molluscs of *Thalassia* communities, Jamaica, West Indies, I, distribution, environmental physiology, and ecology of common shallow water species. Bull. Mar. Sci., 23(2): 313-350.

DIEZ AÑOS DE MONITOREO EN UNA PRADERA DE THALASSIA

Jaime Garzón-Ferreira y Alberto Rodríguez-Ramírez
jgarzon@invemar.org.co – betorod@invemar.org.co

Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras, INVEMAR, Santa Marta, Colombia
A.A. 1016

Con el propósito de avanzar en el entendimiento de las interacciones entre los tres principales ecosistemas costeros del Gran Caribe (manglares, arrecifes de coral y pastos marinos) y de la importancia real de tales interacciones para la productividad costera en los países de la región, desde fines de 1992 se dio inicio a las actividades de muestreo del programa internacional que se ha denominado CARICOMP (Caribbean Coastal Marine Productivity = Productividad Marino Costera en el Caribe) (CARICOMP, 1997a). En la actualidad, la red está integrada por cerca de 29 localidades de 21 países del Gran Caribe, constituyendo uno de los programas regionales de investigación y monitoreo costero de mayor cobertura y continuidad, así como una de las bases de datos de ecología marina más completas para la región (Linton y Woodley, 1998; CARICOMP, 2001). El Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras (INVEMAR) ha venido contribuyendo al programa desde su nacimiento, para lo cual implementó una localidad de monitoreo en la Bahía de Chengue a fines de 1992, con estaciones en los tres ecosistemas (Garzón-Ferreira, 1998). Chengue es una pequeña bahía (3,3km² de superficie) que alberga una gran biodiversidad marina y un número reducido de pobladores permanentes, localizada dentro del Parque Nacional Natural Tayrona a unos 14km al nororiente de la ciudad de Santa Marta (11°20'N – 74°08'W). La estación en el ecosistema de pastos marinos se estableció en una pradera densa de *T. testudinum* del sector suroriental de la bahía, a 1,5m de profundidad, en un fondo de sedimentos calcáreos gruesos donde son comunes además las esponjas, colonias pequeñas de corales y el alga *Halimeda opuntia*.

Desde 1993 se han medido semanalmente allí algunas variables básicas de la calidad del agua (temperatura, salinidad y transparencia superficiales) y desde 1994 se ha hecho una evaluación anual de varios atributos importantes de la pradera (biomasa, área foliar, densidad de vástagos, productividad y tasa de renovación), siguiendo los protocolos definidos en el manual de métodos del programa (CARICOMP, 2001). Adicionalmente, se han hecho mediciones complementarias (de forma regular o interrumpida) de otras variables ambientales claves, como son la sedimentación y el contenido de clorofila, seston y nutrientes en el agua marina, en la propia pradera o en ambientes adyacentes. De esta forma, la estación en la Bahía de Chengue representa la pradera de pastos marinos de Colombia que ha sido monitoreada de forma permanente por más largo tiempo, contando ya con una base de datos ambientales de más de 10 años. La información recopilada se encuentra almacenada tanto en el Sistema de Información Ambiental Marina de Colombia (SINAM) en el INVEMAR, como en el Centro de Manejo de Datos (DMC) del programa en la Universidad de las Indias Occidentales en Jamaica, y ha sido analizada en parte dentro del libro publicado recientemente por Rodríguez-Ramírez y Garzón-Ferreira, 2003.

Los datos fisicoquímicos acumulados a lo largo de 10 años muestran patrones anuales de variación estacional muy marcados, similares a los descritos con anterioridad para la región y que se han repetido año tras año durante el monitoreo, con algunas diferencias interanuales. Estas anomalías de algunos años, sin embargo, no han sido tan fuertes y no se han detectado cambios o deterioros evidentes en las características bióticas de la pradera en relación con ellos. La temperatura, salinidad y transparencia del agua superficial (Figura 1) guardan estrechas relaciones entre sí y con la presencia de los vientos Alisios y la surgencia costera durante los meses de diciembre-marzo y julio, así como la influencia de las lluvias durante mayo-junio y septiembre-noviembre. El efecto de las lluvias parece tener además una importancia considerable sobre el crecimiento y la productividad de las plantas de *Thalassia* y, en consecuencia, incidiría indirectamente sobre otros procesos ecológicos (e.g. herbivoría, flujos tróficos, redes alimentarias), que dependen de ellos en el ecosistema mismo de la pradera y en ambientes adyacentes como los arrecifes de coral. En la figura 2 se aprecia cómo la productividad foliar de *Thalassia*, medida en Chengue una vez al año entre 1994 y 2001, muestra un patrón de variación muy relacionado con la cantidad anual de lluvia medida en el mismo periodo en una localidad cercana (Santa Marta), registrándose el valor más alto de productividad ($5,1\text{g/m}^2/\text{día}$) en el año 1999 que fue el más lluvioso (719mm) y los más bajos ($2,0\text{g/m}^2/\text{día}$) en los años 1997 y 2001, que tuvieron una pluviosidad menor a 300mm. La biomasa total de elementos vegetales de la pradera también parecería tener relación con las lluvias, pues el mayor valor (1480g/m^2) se registró también en 1999, aunque el más bajo (741g/m^2) en el 2000 no correspondió con un año muy seco (Figura 3). La densidad de *Thalassia* no ha sufrido mayores variaciones año tras año, registrando promedios mínimo y máximo de 11.3 y 15.8 vástagos/ 200cm^2 en 2000 y 1996 respectivamente (Figura 3). El único atributo de la pradera de Chengue que sufrió un cambio drástico durante los años de monitoreo es la abundancia del alga calcárea *Halimeda opuntia*, la cual prácticamente desapareció desde 1996 y no se ha recuperado desde entonces. Como se aprecia en la figura 3, la biomasa de algas calcáreas representaba $65\text{-}67\text{g/m}^2$ en 1994-1995, luego se redujo abruptamente a menos de una décima parte (5g/m^2) en 1996 y a partir del 2000 no se registró nada. Las causas de este fenómeno, que se extendió incluso a ecosistemas adyacentes de Chengue, no se han podido esclarecer, debido a que ninguna de las variables ambientales monitoreadas mostró alteraciones importantes entre 1995 y 1996, y no se halló referencia en la literatura de ningún caso semejante en otro lugar del mundo (Rodríguez-Ramírez y Garzón-Ferreira, 2003). Aparte de este evento, que muy posiblemente no refleje ningún proceso de deterioro y más bien se trate de un fenómeno natural, la pradera de *Thalassia* en Chengue no ha mostrado mayores cambios a lo largo del monitoreo. Además, los altos valores de sus atributos evaluados (productividad, biomasa, densidad, tamaño de hojas) frente a los de la mayoría de otras localidades CARICOMP del Gran Caribe (CARICOMP, 1997b; Rodríguez-Ramírez y Garzón-Ferreira, 2003), sugieren que la pradera de Chengue tiene una alta vitalidad y se mantiene en buen estado de conservación.

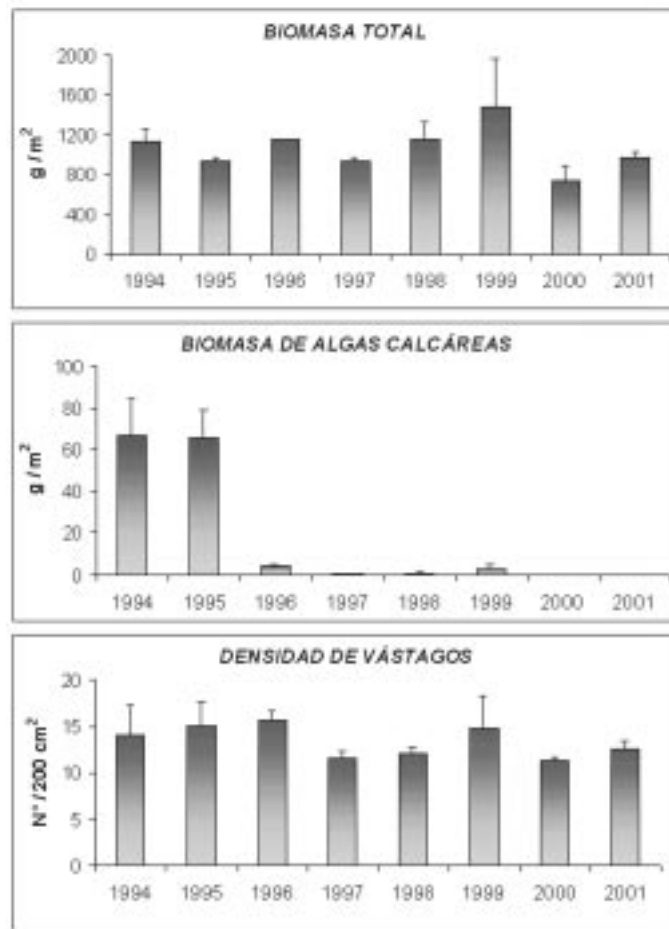


Figura 1. Promedios de variación anual de temperatura, salinidad y transparencia del agua superficial en la pradera monitoreada con base en datos semanales obtenidos durante 10 años (1993-2002).

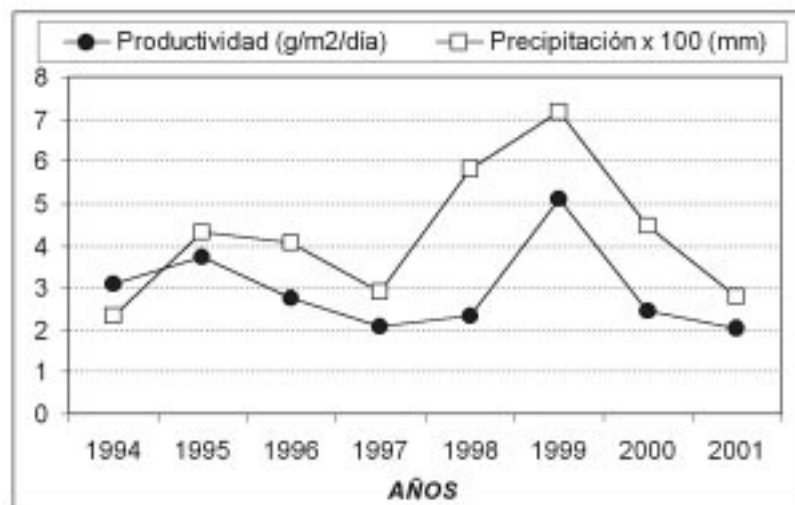


Figura 2. Relación entre la productividad promedio de *Thalassia* en Chengue y la pluviosidad en el área (Punta Betín, Santa Marta) a lo largo de ocho años de monitoreo

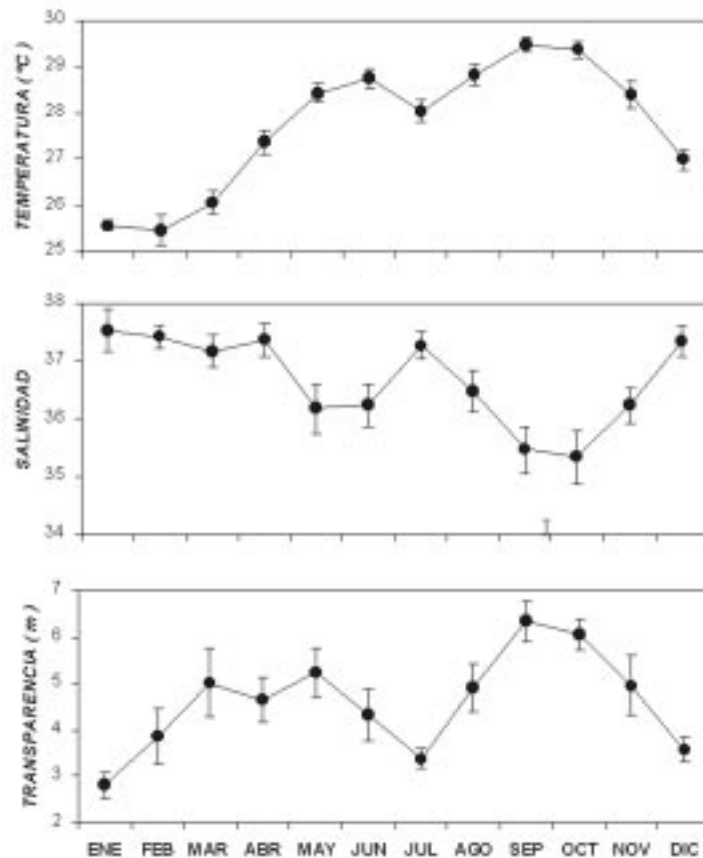


Figura 3. Promedios anuales de algunos de los atributos biológicos monitoreados en la pradera de *Thalassia* de Chengue entre 1994 y 2001.

LITERATURA CITADA

- CARICOMP. 1997a. Caribbean Coastal Marine Productivity (CARICOMP): A research and monitoring network of marine laboratories, parks and reserves. Proc. 8th Int. Coral Reef Symp., 1: 641-646.
- CARICOMP. 1997b. Variation in ecological parameters of *Thalassia testudinum* across the CARICOMP network. Proc. 8th Int. Coral Reef Symp., 1: 663-668.
- CARICOMP. 2001. CARICOMP methods manual, levels 1 and 2. Centre for Marine Sciences, Univ. West Indies, Kingston, 91 p.
- Garzón-Ferreira, J. 1998. Bahía de Chengue, Parque Natural Tayrona, Colombia: 115-126. En Kjerfve, B. (Ed): CARICOMP-Caribbean coral reef, seagrass and mangrove sites. Coastal Region and Small Island papers 3, UNESCO, Paris, 347 p.
- Linton, D. y J. Woodley. 1998. The data management centre and data summary: 259-333. En Kjerfve, B. (Ed): CARICOMP-Caribbean coral reef, seagrass and mangrove sites. Coastal Region and Small Island Papers 3, UNESCO, Paris, 347 p.
- Rodríguez-Ramírez, A. y J. Garzón-Ferreira. 2003. Monitoreo de arrecifes coralinos, pastos marinos y manglares en la bahía de Chengue (Caribe colombiano). Serie Publicaciones Especiales No.9, INVEMAR, Santa Marta 157 p.

EVALUACIÓN DE LAS COMUNIDADES EPIFAUNALES DE LAS PRADERAS DE *THALASSIA TESTUDINUM* EN EL PARQUE NACIONAL NATURAL TAYRONA

Rebeca Franke Ante
refrante@hotmail.com

* Unidad Administrativa Especial del Sistema de Parques Nacionales Naturales –UAESPNN.
AA1798 Santa Marta,

En la región de Santa Marta las praderas de fanerógamas marinas se encuentran en las bahías de Santa Marta y Taganga y en las ensenadas del Parque Nacional Natural Tayrona (PNNT). Aunque las praderas existentes en el PNNT se encuentran bajo protección estatal, han estado expuestas a diferente grado de perturbación, tanto por el incremento en la actividad turística, como por actividades de pesca artesanal.

Con el fin de conocer si las comunidades epifaunales asociadas a las praderas de *T. testudinum* del PNNT reflejan la tensión a la que puede estar sometida dicho ecosistema, se escogieron tres praderas con estructura aparentemente similar (monoespecíficas, sin presencia de corales, ubicadas a la misma profundidad, igual exposición al oleaje, tipo de sustrato y al mismo costado en cada bahía). La primera, ubicada en la bahía de Chengue, zona intangible¹, donde no se desarrollan programas turísticos pero hay una ligera utilización por parte de pescadores; la segunda en la bahía de Nenguange, zona de recreación general exterior², con una población de pescadores residentes; y la tercera, en la bahía de Cinto, zona categorizada como intangible pero en la que se han desarrollado actividades turísticas a una escala relativamente menor, que posee además una pequeña población de pescadores residentes.

El trabajo se realizó en dos épocas climáticas opuestas, la lluviosa mayor (septiembre de 1996) y la seca mayor (febrero de 1997). Las condiciones de las praderas fueron medidas siguiendo la metodología de CARICOMP (1994), mientras que la fauna fue recolectada mediante un succionador conectado a una bolsa recolectora de red con ojo de malla de 1mm, similar al diseñado por Brooke (Stoner *et al.*, 1983) pero operado con tanque de aire comprimido. Los análisis de sedimentos se hicieron de acuerdo con las metodologías de Buchanan y Kain (1971) para materia orgánica y McMannus (1988) para granulometría por vía húmeda. Con el fin de comparar las praderas entre sí y caracterizar sus comunidades, se utilizaron riqueza, abundancia, diversidad de Hill y equitatividad de Hill (Ludwig y Reynolds 1988). Para probar si existían o no diferencias entre las comunidades de las tres bahías se

¹ Zona intangible: De acuerdo con la zonificación para fines de manejo, es la zona en la cual el ambiente ha de mantenerse ajeno a la más mínima alteración humana, a fin de que las condiciones naturales se conserven a perpetuidad (Resolución 177 del 19 de julio del 2002 de la Unidad Administrativa Especial del Sistema de Parques Nacionales Naturales - UAESPNN).

² Zona de recreación general exterior: Zona que por sus condiciones naturales ofrece la posibilidad de dar ciertas facilidades al visitante para su recreación al aire libre, sin que esta pueda ser causa de modificaciones significativas del ambiente.

realizaron el análisis de similaridad (a dos vías cruzado, para establecer si hubo diferencias significativas entre las bahías o las épocas en términos de abundancia de especies) y el de clasificación, empleando la matriz triangular de similaridad de Bray Curtis para obtener el respectivo dendrograma (Clarke y Warwick 1994).

Si Nenguange es, de las tres, la bahía con mayor desarrollo turístico, la mayor longitud en la longitud de sus pastos podría estar indicando la perturbación a la que está sometida. Tussenbroek *et al.* (1996), encontraron en una pradera de *T. testudinum* influenciada por el desarrollo del turismo en Cancún, México, la mayor longitud en las hojas, la más alta biomasa por planta y la menor densidad de plantas, situación aparentemente similar a la de Nenguange. No obstante, la perturbación podría ser menor a la registrada en México, ya que observaciones en otros sectores de la bahía, diferentes a los estudiados, mostraron hojas más cortas.

Con relación a las comunidades epibentónicas, se encontró en la pradera de Chengue la menor riqueza y abundancia, junto con los mayores índices de diversidad y equitatividad de Hill (Figura 1). Aunque tres especies de tanaidáceos fueron las dominantes durante la época de lluvias (Tabla 1), y el anfípodo *Corophium* sp1 junto con el caracol *Rissoina* sp1 lo fueron en la época seca (Tabla 1), en ninguna de las dos ocasiones estas especies alcanzaron el 50% de abundancia relativa. En contraste, la pradera de Cinto obtuvo la mayor abundancia y riqueza en casi todos los grupos taxonómicos, pero registró el menor valor de los índices de diversidad y equitatividad. En este caso, dos especies de tanaidáceos (sp2 y sp4) dominaron con más del 50% de abundancia relativa en la época de lluvias, mientras que el tanaidáceo sp4 y el gasterópodo *Bittium varium* lo hicieron en la época seca. Por su parte, la pradera de Nenguange presentó valores intermedios de riqueza y abundancia con relación a las anteriores. Los valores de diversidad y equitatividad de Hill fueron similares a los obtenidos en la pradera de Cinto. Aquí, *Corophium* sp1 fue la especie dominante con más del 50% de abundancia relativa en las dos épocas climáticas. Los factores ambientales fueron variablemente importantes para los diferentes grupos registrados.

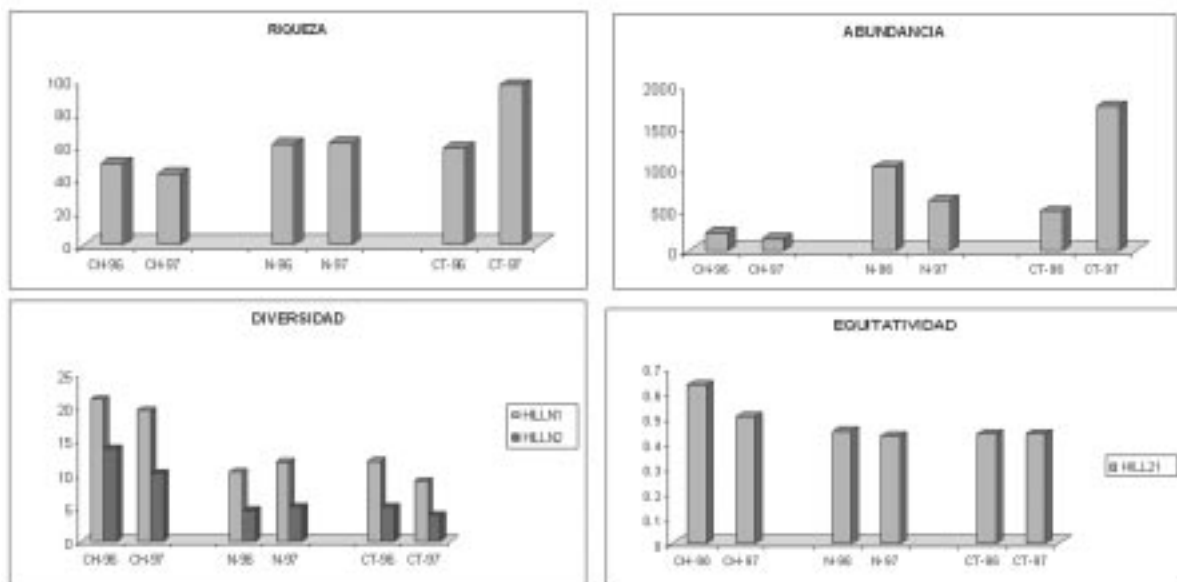


Figura 1. Comportamiento de los valores promedio de la riqueza y abundancia y de los índices de diversidad y equitatividad de Hill, para cada una de las tres bahías del PNN Tayrona en septiembre/96 y febrero/97. (CH= Chengue, N= Nenguange, CT=Cinto)

Las diferencias significativas encontradas entre las tres bahías, tanto para el número total de especies e individuos como para cada uno de los grupos, así como los cambios observados de una a otra época climática, son un ejemplo de las variaciones que presentan las praderas de *T. testudinum* en áreas geográficamente muy próximas (Ndaró *et al.*, 1995) y en el tiempo (Posey *et al.*, 1998). A esta conclusión también se llega con los resultados obtenidos en los análisis de similaridad y en el dendrograma (Figura 2), donde las bahías se diferenciaron entre sí, manteniendo su individualidad durante cada una de las estaciones climáticas. Similarmente, otros estudios han encontrado que entre dos áreas las variaciones espaciales pueden ser mayores que las temporales, ya que los cambios climáticos no eliminan las diferencias que las separan (Jackson, 1972, Reyes y Campos, 1992). Sin embargo, de acuerdo con los principios de Connell la Hipótesis de Perturbaciones Intermedias (1978) y el Modelo del Equilibrio Dinámico de Huston (1979), las comunidades de las praderas de Chengue y Cinto estarían reflejando las perturbaciones ambientales estacionales a que están sometidas y el diferente grado de complejidad espacial dado por la estructura de la pradera. En Neguange, en cambio, la presión por el ecoturismo y la pesca habría reducido las poblaciones de peces herbívoros y erizos afectando la estructura de la pradera al aumentarse el área y la biomasa foliar, incrementado el detritus, alimento disponible para sostener una población alta de anfípodos. Igualmente, la reducción en la población de peces carnívoros habría eliminado la presión de los depredadores, favoreciendo la permanencia de una población muy alta de anfípodos.

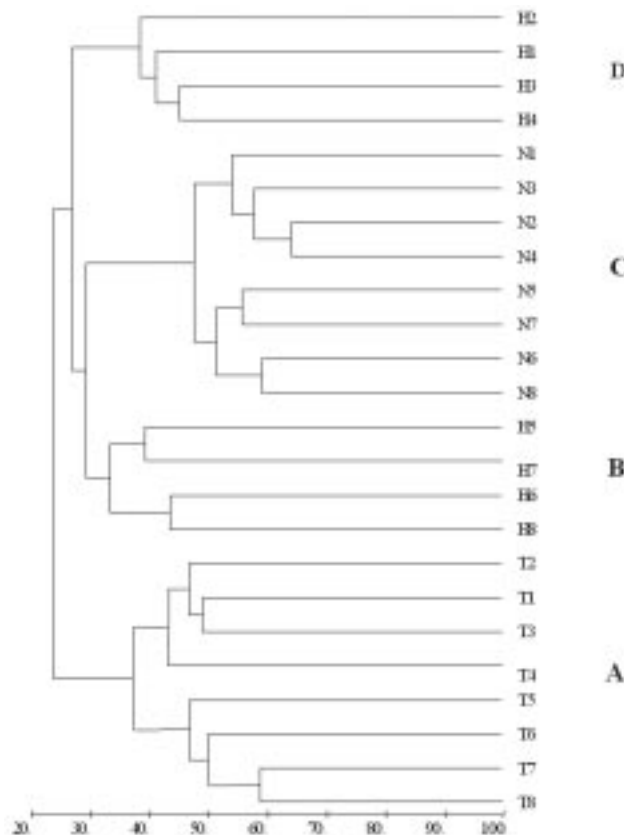


Figura 2. Dendrograma de las 24 muestras de fauna, construido a partir de una matriz de similaridad de abundancias transformada con raíz cuarta, empleando el índice de Bray Curtis y la técnica de ligamiento promedio. Se observan cuatro grupos (A, B, C y D) originados a un nivel de 30-40% de similaridad. Las letras H, N y T corresponden a Chengue, Neguange y Cinto respectivamente. Los números 1, 2, 3 y 4 señalan las muestras de septiembre de 1996, los números 5, 6, 7 y 8 las muestras de febrero de 1997

Si se tiene en cuenta que la preservación de las praderas de *T. testudinum* debe ser una prioridad, teniendo en consideración las diferencias locales y regionales (Virnstein, 1995), se reconocería la importancia de las reservas en suficiente tamaño y número para garantizar el balance entre la extinción local y la inmigración, así como mantener la elasticidad del hábitat y la diversidad de las comunidades asociadas. De ahí que posibles actividades ecoturísticas y acuerdos con los pescadores locales, deberán garantizar la conservación de la macrodiversidad.

Tabla 1. Abundancia relativa de especies epifaunales presentes en las praderas de *Thalassia testudinum* del PNN Tayrona durante la época de lluvias (septiembre de 1996) y seca (febrero de 1997)

Especies	Neguanje		Chengue		Cinto	
	1996	1997	1996	1997	1996	1997
<i>Alpheus floridanus</i>	0,9					
<i>Alpheus normanni</i>					1,3	
<i>Amphitoe sp 3</i>		1,8			3,1	
<i>Amphitoe sp 4</i>					1,5	
<i>Asciacea sp 2</i>		1,2				
<i>Asciacea sp 9</i>			3,8			
<i>Batea sp</i>				3,2		
<i>Bittium varium</i>						29,1
<i>Caecum pulchellum</i>	8,0	5,6	5,2	3,7		1,6
<i>Caecum nitidum</i>	6,7					
<i>Caecum sp 2</i>					1,1	
<i>Codakia costata</i>		1,1				
<i>Corophium sp 1</i>	51,7	53,4	5,1	17,9		
<i>Crassinella lunulata</i>						1,5
<i>Cypraeolina ovuliformis</i>	1,5					
<i>Elasmopus sp</i>					3,2	0,8
<i>Erichthonius sp 1</i>			3,3			
<i>Erichthonius sp 2</i>						1,1
<i>Gammarus sp</i>		1,3				
<i>Isopoda sp 3</i>				1,8	1,9	1,2
<i>Latreutes fucorum</i>					0,9	
<i>Leucothoe sp</i>				1,7		
<i>Listriella sp 2</i>			3,6			
<i>Mitrella lunata</i>						
<i>Olivella acteocina</i>	2,0	2,4				2,9
Otras spp > 0.5% Ab. Rel.	4,1	8,6	22,3	26,4	4,8	4
<i>Pagurus marshi</i>			2,4			
<i>Pagurus mclaughlinae</i>	1,9	1,2		2,7		
<i>Persicula sp</i>				5,4	5,7	1,2
<i>Rissoina sp 1</i>	6,6	5,3	4,4	18,3		
<i>Rissoina cancellata</i>		1,1				
<i>Rissoina catesbyana</i>	6,0	6,1		3,0		
Spp < 0.5% Ab. Rel.	9,5	12,5	15,5	14,1	17,3	13,1
Tanaidacea sp 2	1,1		10,4		20,6	8,6
Tanaidacea sp 4			16,5		38,7	35,0
Tanaidacea sp 9			7,5			

LITERATURA CITADA

- Brook, I. M. 1978. Comparative macrofaunal abundance in Turtlegrass (*Thalassia testudinum*) communities in South Florida characterized by high blade density. *Bull. Mar. Sci.*, 28 (1):212-217.
- Buchanan, J.B. y J. M. Kain. 1971. Measurement of the physical and chemical environment. en: N.A. HOLME & A.D. MCIINTYRE (Ed.). *Methods for the study of marine benthos*. IBP Handbook 16:30-58.
- CARICOMP (Caribbean Coastal Marine Productivity) & Florida Institute of Oceanography. 1994. CARICOMP Manual de métodos Nivel 1. Manual de métodos para el mapeo y monitoreo de parámetros físicos y biológicos en la zona costera del Caribe. 68 p.
- Clarke, K. R. y R. M. Warwick. 1994. *Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation*. Natural Environment Research Council, UK. 144 p.
- Connell J.H. 1978. Diversity in tropical rainforests and coral reefs. *Science* 199: 11302-1310.
- Huston, M. 1979. A general hypothesis of species diversity. *American Naturalist* 113: 81-101.
- Jackson, J. B. C., 1972. The ecology of the molluscs of *Thalassia* communities, Jamaica, W. Ind. II. Molluscan population variability along an environmental stress gradient. *Mar. Biol.* 14 (4): 304-337.
- Ludwig, J.A. y J.F. Reynolds. 1988. *Statistical ecology: a primer on methods and computing*. John Wiley and Sons. New York. 337 p.
- McManus, J. 1988. Grain size determination and interpretation. 63-85. en: M. Tucker (ed.). *Techniques in sedimentology*. Blackwell Scientific Publications Oxford. 924 p.
- Ndaro, S. G. M., S. SjölinG y E. Olafsson. 1995. Small-scale variation in major meiofaunal taxa and sediment chemistry in tropical sediments. *Ambio* 24(7-8): 470-474
- Posey, M.H., T.D. Alphin, S. Banner, F. Vose y W. Lindberg. 1998. Temporal variability, diversity and guild structure of a benthic community in the Northeastern Gulf of Mexico. *Bul. Mar. Sci.* 63(1): 1143-155.
- Reyes R., R. y N. H. Campos. 1992. Macroinvertebrados colonizadores de raíces de *Rhizophora mangle* en la bahía de Chengue, Caribe colombiano. *An. Ins. Inv. Mar. Punta Betín* 21: 105-125.
- Stoner, A. W., H. S. Greening, J. D. Ryan y R. J. Livingston. 1983. Comparison of macrobenthos collected with cores and suction sampler in vegetated and unvegetated marine habitats. *Estuaries* 6(1): 76-82.
- Tussenbroek, B. I., van, K. Hermus y M T. Tahey. 1996. Biomass and growth of the turtle grass *Thalassia testudinum* (Banks ex König) in a shallow tropical lagoon system, in relation to tourist development. *Carib. J. Sci.* 32(4): 357-364.
- Virnstein, R. W. 1995. Seagrass landscape diversity in the Indian River Lagoon, Florida: the importance of geographic scale and pattern. *Bull. Mar. Sci.* 57(1): 67-74.



CAPÍTULO 3

ESTRUCTURA DE LA COMUNIDAD BIOLÓGICA ASOCIADA A LAS PRADERAS EN COLOMBIA

*Lina María Barrios,
Diana Isabel Gómez-López
y Phanor Montoya Maya*



ESTRUCTURA DE LA COMUNIDAD BIOLÓGICA ASOCIADA A LAS PRADERAS EN COLOMBIA

Los trabajos tendientes a evaluar la estructura de las praderas de fanerógamas marinas en el Caribe y su fauna asociada han sido generalmente de carácter local y se han concentrado en el estudio de unos pocos grupos de organismos (Virnstein, 1987). Los estudios realizados en Colombia no han sido la excepción (e.g. Acero, 1977; Aubad, 1981; Echeverry, 1982; Maier, 1982; Ecology y Environment, 1984; Márquez, 1987; INVEMAR, 1988, 1992; Garzón-Ferreira y Cano, 1990, 1991; Puentes, 1990; González *et al.*, 1992; Laverde-Castillo, 1992b; Puentes y Campos, 1992; Rodríguez, 1996; Franke, 2001), de manera que hasta hace muy poco no se disponía de un conocimiento integral sobre las características estructurales de las praderas en Colombia ni de la comunidad biológica asociada (Díaz-Pulido, 1998). Es por ello que uno de los principales objetivos del estudio *Distribución, Estructura y Clasificación de las Praderas de Fanerógamas Marinas del Caribe colombiano*, realizado entre 2000 y 2002 (INVEMAR 2002), fue precisamente determinar cuáles variables eran la estructura (especies de pastos, su densidad, cobertura, biomasa, características del follaje) y la comunidad de macrofauna epibentónica, o zoocenosis, que habita en ellas (cuáles y cuántas especies de invertebrados y peces, su abundancia y dominancia).

Uno de los primeros pasos para el diseño de los muestreos fue establecer cuáles variables podrían reflejar mejor la estructura del ecosistema y sus variaciones espaciales. Estudios previos mostraban que la diversidad faunística que albergan las praderas está aparentemente relacionada con la estructura de las mismas (Homziak *et al.*, 1982; Lewis y Stoner, 1983), en particular el Índice de Área Foliar (Rodríguez-Ramírez, 1996), la biomasa y densidad de hojas (Puentes y Campos, 1992) y la densidad de vástagos (Homziak *et al.*, 1982). Sin embargo, otros factores no relacionados directamente con la estructura, como la depredación, competencia, mi-

gración, reproducción, el reclutamiento (Young y Young, 1982; Orth y Moore, 1984; Virnstein, 1987) y la proximidad de otros hábitats (Heck Jr., 1977) han sido también resaltados por su relevancia.

En 12 de las 17 áreas geográficas con mayor abundancia de praderas en el Caribe colombiano (cf. Capítulo 2) se establecieron en total 55 estaciones o sitios de muestreo (Estación, EST), así: Puerto López (1 estación), bahía Portete (3), cabo de La Vela-Riohacha (8), Santa Marta y Parque Tayrona (8), Cartagena (6), Barú - islas del Rosario (5), golfo de Morrosquillo (5), islas de San Bernardo (4), isla Fuerte (4), Urabá chochoano (3), isla de San Andrés (4) e isla Providencia (4). Cada estación consistió en una extensión aproximada de 60m² (30x2m) para el componente de fauna y de 250m² para el vegetal, consideradas suficientemente representativas de una pradera con base en muestreos previos. Con el fin de acotar el universo de posibilidades en cuanto al tipo de praderas y gradientes de profundidad, y hacer comparables los resultados, se seleccionaron sitios ampliamente dominados por *Thalassia*, el pasto más abundante en el Caribe colombiano, en los que la cobertura de dicha especie fuese superior al 30% y en dos niveles de profundidad: 1-2m ("somero") y/o 4-5m ("profundo"). Sin embargo, con el fin de obtener inventarios de fauna y flora más completos, también se hicieron en cada área observaciones y muestreos aleatorios (Censos Rápidos, CR, 66 en total). Los muestreos se llevaron a cabo durante la época climática de transición, entre mayo y septiembre de 2001.

ESTRUCTURA DE LAS PRADERAS

Metodología de estudio

La estructura de las praderas está definida por las especies de pastos que las conforman, su proporción

en el conjunto (dominancia), sus densidades, coberturas (dependientes de la densidad de plantas, número y tamaño de las hojas), biomasa en pie o foliar y biomasa rizoidal, entre otros. Por lo tanto, la caracterización de dicha estructura involucra la medición de una serie de variables mediante procedimientos apropiados para cada una de ellas. Para el caso del presente estudio, a continuación se describen brevemente los métodos de colecta y tratamiento de los datos que permitieron obtener la información que se expone más adelante.

La cobertura relativa de *T. testudinum*, del fondo desnudo y de otros componentes vivos del sustrato (algas, otros pastos, esponjas, corales, etc.) fue estimada en cada estación mediante un cuadrante de 50 x 50cm subdividido en 25 cuadros (10x 10cm) colocado sobre el fondo aleatoriamente 10 veces en cada estación (cf. Wilkinson y Baker, 1994; Figura 58). La densidad de vástagos se determinó mediante el conteo de éstos en cuatro cuadros de cada cuadrante (20x20cm), y la biomasa foliar a partir de los vástagos extraídos a ras del sustrato en dos de los cuadros (20x10cm; CARICOMP, 1994). Dos de las muestras se emplearon para la determinación de biomasa de epífitos y medidas de longitud, ancho y grado de pastoreo en las hojas.

La biomasa total y la relación entre las biomásas rizoidal y foliar (*standing crop*) se obtuvieron en cada estación a partir de dos muestras aleatorias colectadas con ayuda de un cilindro de PVC de 20cm de diámetro, 30cm alto y borde biselado, enterrado en el sustrato y extrayendo todo el material vegetal y sedimentos abarcados por éste. Una vez retirado el material vegetal, se tomó una muestra del sedimento para determinar posteriormente su contenido de materia orgánica.

Luego de comprobar la no-normalidad de los datos, y con el fin de establecer el grado de similaridad entre las áreas geográficas en cuanto a las variables mencionadas, se efectuó un análisis de varianza paramétrico (ANOVA) y uno no paramétrico (Kruskal-Wallis) mediante el Índice de Disimilaridad de Distancia Euclidiana y datos transformados [$\ln(X + 1)$]. Adicionalmente se utilizó la Mínima Diferencia Significativa (*Fisher's Least Significant Difference*) o LSD para determinar cuáles estaciones fueron significativamente diferentes entre sí. Un Análisis de Correspondencia Canónica (CCA) permitió probar si la estructura de las praderas guardaba relación con algunas de las variables abióticas. Para ello se empleó la matriz de variables con datos transformados [$\ln(X + 1)$] y se eliminaron las variables que mostraban mayor relación.



Figura 58. Estimación de la cobertura y densidad de pastos mediante la técnica del cuadrante

Para establecer si las variables estructurales mostraban alguna diferencia entre los niveles “somero” y “profundo”, se realizó la prueba T- Student. Subsecuentemente se efectuó la prueba de correlación de Spearman (ρ) confrontando cada variable estructural con cada una de las tres variables ambientales (materia orgánica en el sedimento, tamaño de grano del sedimento y profundidad) para establecer si su relación era directa o inversa. Regresiones múltiples permitieron apreciar la relación de las variables dependientes (abióticas) con las independientes (estructurales).

biano son muy variables en su estructura, incluso en una misma área geográfica. La variabilidad en los valores de biomasa foliar y total determinados en distintas localidades y épocas ejemplifica tal circunstancia (Tabla 5). Ello se pone también de manifiesto al observar el dendrograma de la Figura 59, obtenido de la prueba de clasificación. Se aprecia la formación de múltiples grupos compuestos por estaciones de distintas localidades. No es posible discriminar en tales grupos una coherencia estructural por áreas geográficas, es decir, no existe evidencia de que las praderas de una determinada área posean un esquema estructural característico.

Resultados

Los análisis multivariados dieron como resultado que las praderas de pastos marinos en el Caribe colom-

Únicamente en el caso del área comprendida entre el cabo de La Vela y Riohacha se vislumbra una cierta coherencia estructural gracias a que seis de las siete estaciones de esa área se asocian en un grupo. Ello es una

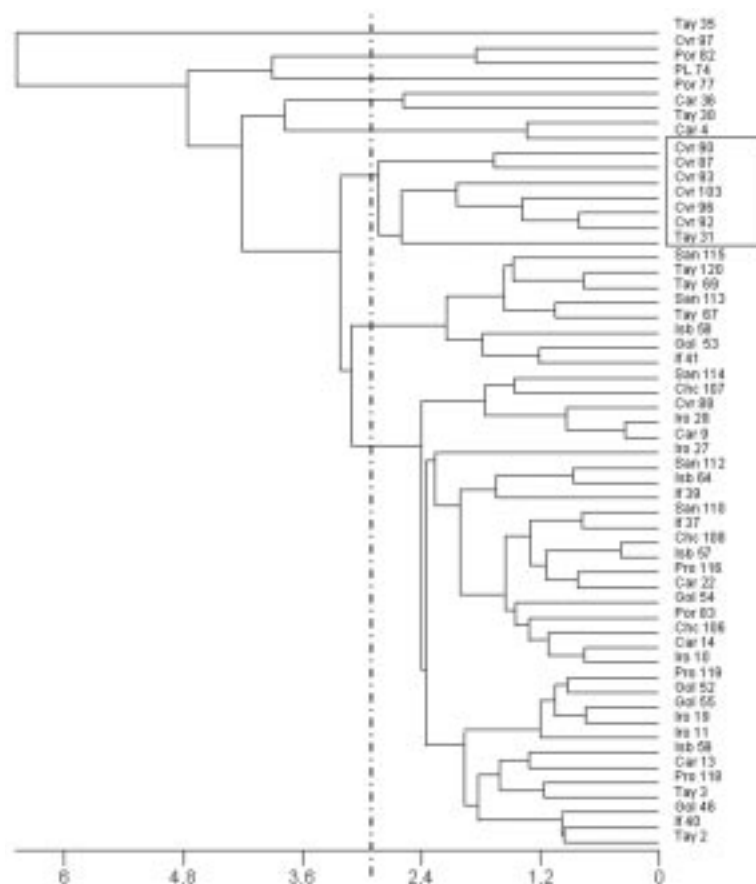


Figura 59. Dendrograma de clasificación que agrupa las 55 estaciones de muestreo a partir de las variables estructurales. Se diferencia sólo una asociación conformada por 6 estaciones. Cabo de La Vela-Riohacha (Cvr), Puerto López (PL), Portete (Por), Tayrona (Tay), Cartagena (Car), islas del Rosario (Iro), islas de San Bernardo (Isb), golfo de Morrosquillo (Mor), isla Fuerte (If), Chocó caribeño (Chc), San Andrés (San) y Providencia (Pro)

Tabla 5. Compilación de valores de biomasa foliar y total y densidad de plantas de *Thalassia testudinum* en varias localidades del Caribe colombiano.

Localidad	Biomasa total (peso seco en g / m ²)	Biomasa foliar (peso seco en g / m ²)	Densidad (No. de vástagos/m ²)	Fuente
Puerto López (Guajira)	823	103	425	Castillo-Torres (2002)
Bahía Portete (Guajira)	294			INVEMAR (1988)
	107			INVEMAR (1992)
	765 - 1.278	144 - 203	602 - 712	Castillo-Torres (2002)
Cabo de La Vela- Riohacha (Guajira)	657 - 1344	81 - 249	220 - 407	Castillo-Torres (2002)
Bahía Neguanje, (PNN Tayrona)	1573	152	615	Castillo-Torres (2002)
	51.000 (peso húmedo)	635 - 1234	225 - 442	Echeverry (1982)
Bahía Concha (PNN Tayrona)	999 - 1.070	103 - 134	205 - 342	Castillo-Torres (2002)
Bahía Chengue (PNN Tayrona)	631 - 1.831	49 - 221	1.140-3.140	Garzón-Ferreira (1998)
	5440	93	730	Castillo-Torres (2002)
Bahía Gayraca (PNN Tayrona)	709 - 2.632	88 - 134	320 - 440	Castillo-Torres (2002)
Bahía Cinto (PNN Tayrona)	1 840	111	655	Castillo-Torres (2002)
Arrecifes (PNN Tayrona)	1 260	154	620	Castillo-Torres (2002)
PNN Tayrona	260 - 2.950	110 - 222	821 - 991	Vélez (1990)
Bahía de Cartagena	200 - 1.769	74 - 189	285 - 985	Castillo-Torres (2002)
Islas del Rosario	57	17 - 91		Palacios <i>et al.</i> (1992)
		32 - 109		Ortiz (1990)
		26 - 51		Fresneda y Gualteros (1994)
	212 - 646	41 - 105	192 - 602	Castillo-Torres (2002)
Islas de San Bernardo	481 - 743	61 - 189	372 - 830	Castillo-Torres (2002)
Golfo de Morrosquillo	485 - 1.987	57 - 160	255 - 835	Castillo-Torres (2002)
Isla Fuerte	736 - 1.426	47-165	440 - 810	Castillo-Torres (2002)
Urabá chocoano	413 - 1.134	60 - 74	402 - 667	Castillo-Torres (2002)
San Andrés Isla		11 - 173	144 - 431	Ángel y Polanía (2001)
	801 - 1.743	71 - 98	485 - 595	Castillo-Torres (2002)
Isla Providencia	638 - 2.019	49 - 133	307 - 752	Castillo-Torres (2002)

respuesta a que los valores de biomasa en pie (104,7 - 272,9g/m², peso seco), biomasa foliar (81,3 - 158,7 g/m², peso seco) y área foliar (29,4 - 42,6cm²) fueron relativamente altos en dichas estaciones a pesar que las coberturas (23,5 - 57,0%) y densidades de vástagos (212,5 - 395,0/m²) fueron bajas. En todas estas estaciones el sustrato fue muy similar, arenas litobioclásticas de grano medio.

A pesar de la aparente heterogeneidad estructural, que en conjunto no permite definir un esquema geográfico coherente, algunas variables estructurales dejan entrever un cierto patrón si se las analiza pormenorizadamente. Así, por ejemplo, el grado de epifitismo en las hojas de los pastos, deducido de la proporción entre las biomásas de epifitos y foliar de *Thalassia*, que en general osciló entre 5 y 32% (promedio: 13%), fue considerablemente mayor en la bahía de Cartagena y en las áreas de La Guajira. Allí fue común observar algas rojas costrosas sobre las porciones distales viejas de las hojas y ocasionalmente recubriendo casi toda la superficie foliar (Figura 60).

Los modelos de regresión múltiple ($P < 0,01$) y correlación canónica (CCA) mostraron relación directa entre el peso de epifitos y el contenido de materia orgánica en los sedimentos, indicando que se trata de

áreas con condiciones naturalmente eutróficas (como efectivamente es el caso de La Guajira) o sometidas a descargas de sedimentos y aguas negras (bahía de Cartagena). Un exceso de algas epifitas puede causar la prematura senescencia de las hojas, limitando su capacidad fotosintética y reproductiva, tanto vegetativa como sexual, además de competir con los pastos por los nutrientes disueltos en la columna del agua (Montfrans *et al.*, 1984). La profundidad y el elevado contenido de materia orgánica en el sedimento parecen propiciar un mayor grado de epifitismo sobre las hojas de *Thalassia*. Según la prueba, el área foliar también influye en la presencia de epifitos, ya que una mayor área representa mayor superficie de adhesión. Varios autores sugieren que los epifitos atraen a peces herbívoros que se alimentan de ellos, causando un mayor grado de pastoreo sobre las hojas (Dawes *et al.*, 1995; Figura 61). Contrario a lo esperado, el grado de pastoreo (en términos del número de muescas observadas en las hojas atribuidas a mordeduras de peces) se relacionó inversamente con el grado de epifitismo. En todo caso, el grado de pastoreo fue significativamente mayor en sitios caracterizados por abundante biomasa foliar ($P < 0,05$).

De otra parte, el análisis de correspondencia canónica arrojó resultados tan débiles que no permitieron



Figura 60. Algas epifitas recubriendo las hojas de *Thalassia* en una pradera en La Guajira



Figura 61. Los peces mordisquean las hojas de *Thalassia* para consumir las algas epífitas adheridas a éstas, dejando muescas características en sus bordes.

inferir relaciones claras entre la estructura y alguna de las variables abióticas consideradas. No obstante, el contenido de materia orgánica del sedimento explicó el gradiente de cambio en un 70%, y el modelo de regresión múltiple dio también mayor peso a la materia orgánica, al igual que a la profundidad ($P < 0,05$), pero descartó el tamaño de grano del sedimento como responsable de las variaciones en la estructura. De la misma manera, los análisis de regresión múltiple no presentaron R^2 altos, entre 12% y 33%, lo que tampoco permitió establecer relaciones fuertes entre variables estructurales y abióticas. Ello revela que existen multitud de otras variables, incluso más determinantes que las consideradas en este estudio, que intervienen en la configuración de la estructura de las praderas y que, probablemente, varias de ellas actúan sinérgicamente haciendo infructuoso su análisis de manera individual. No obstante, conviene resaltar algunos resultados significativos de relaciones entre ciertas variables particulares:

- Los modelos de regresión múltiple, tanto de la biomasa como del área foliar, estuvieron relacionados positivamente con la presencia de sedimentos finos litoclásticos con alto contenido de materia orgánica ($P < 0,1$ y $P < 0,05$, respectivamente). El

área foliar y las biomásas de fitoplancton, algas epífitas y macroalgas tienden a ser mayores en praderas que crecen sobre sedimentos terrígenos que sobre biogénicos cerca de ambientes arrecifales oligotróficos (Erftemeijer, 1994). Adicionalmente, hay una marcada tendencia de *T. testudinum* a desarrollar más su porción foliar cuando crece en sedimentos finos que en gruesos (Dawes, 1986; Erftemeijer y Koch, 2001). Otra posible razón por la que el área foliar fue mayor en estaciones con sedimentos finos, es que éstos se resuspenden más fácilmente, creando condiciones de mayor turbidez y obligando a las plantas a aumentar su área foliar para acceder a suficiente luz (cf. Palacios *et al.*, 1992).

- La proporción entre la biomasa foliar y la rizoidal estuvo relacionada también con el tamaño y origen del sedimento. Zieman y Wetzel (1980) hallaron un cambio en esta proporción al pasar de sedimentos lodosos a arenosos, favoreciéndose la biomasa de raíces en el último. Erftemeijer (1994) encontró mayor desarrollo de la biomasa rizoidal con respecto a la foliar en plantas que crecían en sedimentos carbonatados, atribuyéndolo a las bajas concentraciones de nutrientes que suelen presentarse en éstos, a lo que la planta responde ampliando su su-

perficie de absorción para captar más efectivamente los pocos nutrientes.

- La biomasa rizoidal de *T. testudinum* fue significativamente menor en estaciones profundas que en someras (prueba T-Student, p-valor = 0,002), al igual que la densidad de vástagos, biomasa foliar, biomasa en pie, ancho de las hojas y cobertura. El área foliar, la longitud de las hojas y el porcentaje en peso de epífitos no mostraron diferencias significativas entre los dos niveles de profundidad (p-valor = 0,09; 0,54 y 0,61 respectivamente). Igualmente, se encontró una correlación negativa de la profundidad con las biomásas foliar y rizoidal, así como con la densidad de vástagos (coeficiente de Spearman (ρ), $P < 0,01$ y $< 0,05$).
- Lugares someros, con sustratos de arenas gruesas a medias y bajo contenido de materia orgánica, tendieron a agrupar estaciones en las que la biomasa rizoidal y densidad de vástagos resultaron altas. Ejemplos son algunas estaciones del área de Santa Marta - PNN Tayrona, isla Fuerte, San Andrés y Providencia.

Entre la flora no vascular asociada a las praderas, que junto con los pastos contribuye en cierta medida a la cobertura vegetal y a la producción primaria del ecosistema, se registraron 149 especies de algas (Anexo 1), pertenecientes a 52 géneros. De éstos, *Caulerpa* (12%), *Halimeda* (12%), *Penicillus* (10%) y *Dictyota* (9%; Figura 62) fueron los más frecuentes. *Halimeda* y *Penicillus* fueron más comunes en fondos de arena gruesa bioclástica. *Enteromorpha*, *Gracilaria* y *Codium* lo fueron en sitios caracterizados por alto contenido de materia orgánica en los sedimentos (50 – 55%), mientras que en aquellos con poca materia orgánica (0,8 – 11%) fueron más frecuentes *Caulerpa*, *Dictyota*, *Padina*, *Udotea*, *Penicillus*, *Amphiroa* y *Avrainvillea*.

La cobertura relativa promedio de algas fue muy variable, con un máximo de 36% en el área de San Andrés, donde *Halimeda* participa en gran proporción en la conformación de la vegetación del fondo. En contraste, en la bahía de Cartagena y en el PNN Tayrona, donde la densidad de *Thalassia* fue alta (730 y 985 vástagos/m² en promedio respectivamente), las algas apenas representaron el 0,1% de la cobertura.



Figura 62. Las macroalgas constituyen una parte importante de la biomasa y cobertura vegetales en algunas praderas (San Andrés)

ESTRUCTURA DE LA COMUNIDAD ANIMAL

Metodología de estudio

Como se mencionó en el capítulo 1, las praderas de pastos brindan protección y alimento a una gran variedad de animales con tamaños, formas, estrategias alimentarias e historias de vida muy diversas. Inventariar y estudiar la fauna asociada a las praderas requiere por lo tanto de técnicas de colecta y observación particulares, y rara vez es posible obtener muestras que abarquen todo el conjunto de organismos empleando una sola técnica (Virnstein, 1987). Existen metodologías especiales para registrar información sobre los animales que viven enterrados en el fondo, otras para coleccionar los peces y otras para contabilizar la fauna sésil. El presente estudio, dadas las limitaciones logísticas y de tiempo, se orientó a considerar solamente la macrofauna epibentónica, es decir, aquella parte de la zoocenosis compuesta por animales de talla superior a cinco milímetros que suelen permanecer entre el follaje de los pastos, adheridos a las hojas o fijos o móviles sobre el fondo de las praderas, pero no enterrados en él (endobentónicos). De acuerdo con Virnstein (1987), la macrofauna epibentónica responde de forma más fá-

cilmente reconocible a los cambios en la estructura de las praderas.

En cada una de las estaciones se realizó un muestreo combinado de censos visuales (Figura 63), que registran la presencia y abundancia de la fauna más conspicua, y arrastres o barridos del fondo mediante una red de marco metálico (boca de la red 0,7x0,3m, ojo de malla en el copo de 5mm”), halada por la embarcación o manualmente, para coleccionar animales poco conspicuos y de talla pequeña que pudieran ser omitidos en los censos visuales. Así, la información obtenida por ambas técnicas fue complementaria, haciéndose comparable al aplicarlas sobre la misma área de muestreo (corredores de 2x30m). La fauna asociada, entendida aquí como los animales retenidos en un tamiz de cinco milímetros que fueron colectados u observados en cada estación, fue identificada hasta especie y contada en campo, o, de no ser posible, fijada para su identificación en laboratorio.

Los datos obtenidos por cada método fueron tratados separadamente, pero, para evaluar la estructura de la totalidad de la comunidad, fueron posteriormente fusionados. Para el caso de especies registradas con



Figura 63. Pareja de buzos censando visualmente la macrofauna a lo largo de un transecto de 30m de largo

ambos métodos, se seleccionó el registro correspondiente al método en el que la especie estuvo mejor representada en número de ejemplares. Se determinó entonces el número de individuos de cada especie, las especies dominantes y la frecuencia de ocurrencia de cada una por estación. El índice de dominancia (Dd) de Berger y Parker (Stoner, 1982) y el de diversidad de Shannon-Wiener (H) fueron calculados para cada estación (Montoya-Maya, 2002).

Para identificar el tipo de distribución de las especies, se construyó un gráfico en el que se relacionaron su frecuencia y abundancia. Las especies ampliamente distribuidas se definieron como aquellas que fueron registradas en más del 66% de las estaciones, poco distribuidas las que se encontraron entre el 33% y 66% y restringidas si aparecieron en menos del 33% (Digby y Kempton, 1987). Por su parte, se definieron como especies muy abundantes las representadas por más de 1.000 ejemplares, poco abundantes entre 10 y 1.000 y escasas por menos de 10. Estos intervalos resultaron de la escala logarítmica empleada en el gráfico.

Con el fin de detectar esquemas de variación espacial de la comunidad, se clasificaron las abundancias por especies-taxa de cada estación [transformadas a $\ln(x + 1)$] en un análisis de agrupamiento normal empleando el índice de disimilaridad de Bray-Curtis y construyendo dendrogramas mediante la técnica de ligamiento promedio no ponderado (Clarke y Warwick, 1994). La prueba de clasificación se realizó tanto para los arrastres como para los censos visuales, y, dado que al igual que en la estructura no se obtuvieron esquemas claros en el agrupamiento de estaciones a partir de los datos provenientes de cada metodología de colecta, se optó por efectuar la misma prueba de clasificación normal con la matriz general de datos de abundancia de fauna resultante de fusionar los datos provenientes de ambas metodologías. Posteriormente, para relacionar la estructura de la macrofauna con los atributos estructurales y ambientales de las praderas, se empleó el Análisis Canónico de Correspondencia-CCA (Ter Braak, 1986), utilizando igualmente la matriz general de abundancia, pero reducida a sólo aquellas especies que representaron al menos el 3% de la abundancia en alguna estación (Clarke y Warwick, 1994) e igualmente transformada.

El grado de influencia de otros biotopos adyacentes (manglares, formaciones coralinas, fondos desnudos y

litorales rocosos) se estimó considerando la distancia visible entre éstos y el sitio de muestreo, así como su frecuencia en los cuatro puntos cardinales. Posteriormente, mediante una escala de puntaje diseñada *ad hoc*, se determinó cuál de los biotopos era el más influyente (1 = poco influyente, hasta 20 = muy influyente) y el grado de influencia del conjunto de biotopos sobre la estación (1 = poco influenciada, hasta 36 = muy influenciada). Variables ambientales tales como origen (litoclástico, litobioclástico, biolitoclástico, bioclástico) y tamaño del sedimento (fango, arena fina, arena media, arena gruesa, bloques) se estimaron en el campo de forma cualitativa.

Resultados

Empleando ambas técnicas de captura de información en el campo, se registró un total de 11.787 ejemplares pertenecientes a 226 especies y a seis grupos taxonómicos mayores (Anexo 2). Mediante los arrastres se capturaron 2.171 ejemplares de 165 especies y en los censos visuales 10.997 y 140 respectivamente.

En términos generales, al nivel de grupos mayores, la comunidad estuvo dominada, en su orden, por moluscos, crustáceos y peces, que aportaron en conjunto cerca del 75% de las especies (Figura 64). Sin embargo, fueron los moluscos, cnidarios y equinodermos los más abundantes (Figura 65), destacándose el erizo *L. variegatus* (15,8% del total de ejemplares; Figura 66), el bivalvo *Brachidontes modiolus* (14,7%), el coral *S. radians* (9,2%; Figura 67) y la anémona *Bartholomea annulata* (6,4%; Figura 68). Con respecto a su frecuencia de ocurrencia, el pez *S. radians* (69,1% de las estaciones; Figura 69), el erizo *L. variegatus* (65,4%) y el gasterópodo *Modulus modulus* (54,5%) fueron los más importantes. Todas estas especies han sido catalogadas como habitantes típicos y predominantes de las praderas de fanerógamas marinas en el Caribe (Virnstein, 1987; Greenway, 1995). Las tendencias en relación con la composición y abundancia de especies resultaron ser también acordes con los resultados de otros trabajos realizados en distintas partes del Caribe (cf. Heck Jr., 1976, 1977, Aubad, 1981; Echeverry, 1982; Stoner, 1982; Estudio de caso N° 4).

El pez *Sparisoma radians* fue la única especie ampliamente distribuida, aunque casi siempre en baja

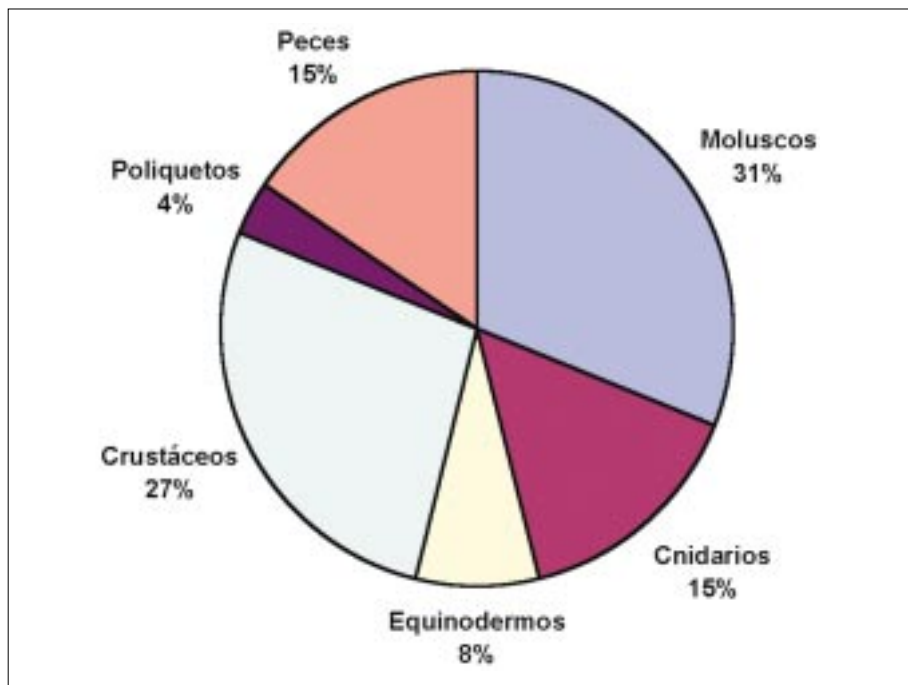


Figura 64. Distribución porcentual de especies en los diferentes grupos taxonómicos a partir de la fusión de los datos provenientes de los arrastres y censos visuales

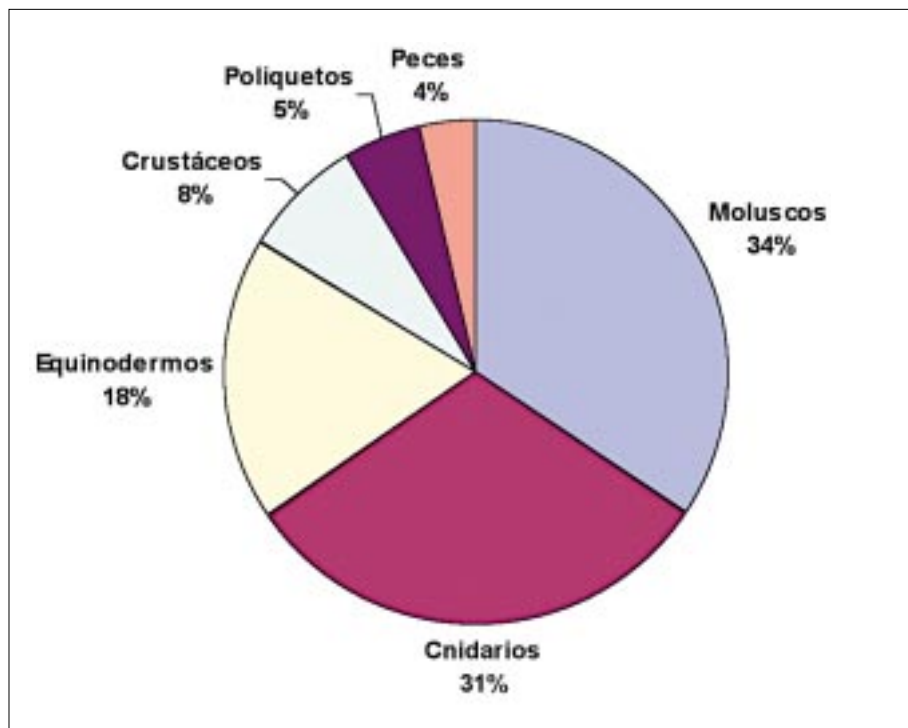


Figura 65. Distribución porcentual de individuos en los diferentes grupos taxonómicos a partir de la fusión de los datos provenientes de los arrastres y censos visuales



Figura 66. El erizo blanco, *Lytechinus variegatus*



Figura 67. El coral *Siderastrea siderea*



Figura 68. La anémona *Bartholomea annulata*



Figura 69. *Sparisoma radians*, uno de los peces más frecuentes en las praderas

abundancia. Por su parte, el coral *Siderastrea radians* y el erizo *L. variegatus* fueron menos frecuentes, pero muy abundantes en las estaciones donde estuvieron presentes. El bivalvo *B. modiolus*, a pesar de tener una distribución restringida a las áreas de La Guajira, fue muy abundante en casi todas las estaciones de esas áreas. Entre las especies que resultaron poco distribuidas y poco abundantes (3,5% de las especies) se destacan el gasterópodo *M. modulus*, el pez *Monacanthus ciliatus* (Figura 70), el poliqueto *Eupolytnia* sp (Figura 71) y el camarón *Tozeuma carolinense* (Figura 72). El resto de especies (cerca del 95%) estuvieron restringidas a ciertas áreas y fueron poco abundantes

Resultó evidente que la comunidad de las praderas de las áreas de La Guajira está ampliamente dominada por moluscos y equinodermos (especialmente *B. modiolus* y *L. variegatus*), mientras que en las áreas que hacen parte de mosaicos coralinos, como las islas del Rosario y San Bernardo, dominan los cnidarios (especialmente los corales *S. radians* y *P. porites*). Por su parte, la zoocenosis de las praderas del sector oceánico de San Andrés y Providencia, también influenciadas por formaciones coralinas, están dominadas de igual manera por cnidarios (principalmente las anémonas *B. annulata* y *Bunodeopsis* sp).

Es importante resaltar que el método de muestreo empleado parece afectar los resultados finales, ya que

no existe una sola metodología que permita evaluar el amplio espectro de tamaños y formas de vida en el ecosistema (Virnstein, 1987). Ello quedó demostrado con las pruebas de clasificación realizadas con los datos de cada uno de los métodos de colecta, que muestran esquemas distintos de agrupación de las estaciones, coincidiendo, eso sí, en la ausencia de tendencias claras en la formación de grupos. No obstante, los resultados armonizaron en mostrar que los moluscos son el grupo dominante, tanto en número de especies como de individuos en la comunidad, conclusión a la que también han llegado otros estudios realizados en otras áreas del Caribe (e.g. Young y Young, 1982; Greenway, 1995). Los censos visuales, a su vez, mostraron ser más eficientes para la estimación de especies de gran talla, resultando en una mayor contribución de ellas a la riqueza y abundancia de individuos, mientras que los arrastres fueron más efectivos para el registro de crustáceos y peces pequeños.

La prueba de clasificación efectuada con la matriz general de abundancia por especies (Figura 73) dejó entrever variaciones espaciales de la zoocenosis. Tales variaciones parecen derivarse de diferencias en el tipo de sedimento sobre el cual se desarrollan los pastos, como se observó en el análisis para la estructura de las praderas. El análisis mostró una tendencia a la formación de dos grupos principales (A, B) y a dejar una estación aislada (C).



Figura 70. El pez ballesta del género *Monacanthus*



Figura 71. El gusano poliqueto sésil *Eupolymnia* sp.



Figura 72. El camarón *Tozeuma carolinense* se camufla entre el follaje de las praderas.

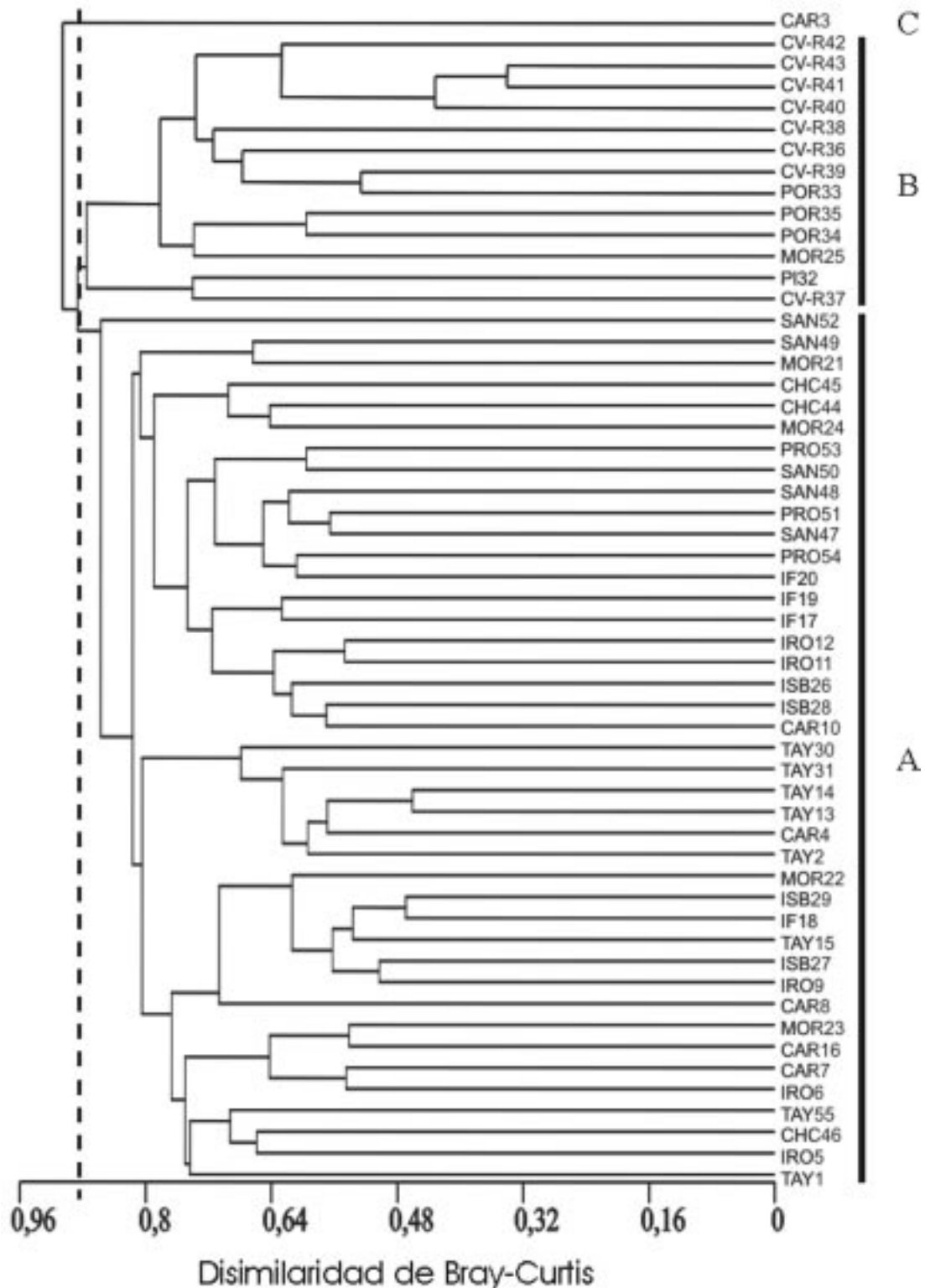


Figura 73. Dendrograma de clasificación que agrupa las 55 estaciones de muestreo, empleando la matriz general de abundancia. A, B y C son los grupos principales de estaciones según una distancia de 0,85. Cabo de La Vela-Riohacha (CV-R), Puerto López (PI), Portete (POR), Tayrona (TAY), Cartagena (CAR), islas del Rosario (IRO), islas de San Bernardo (ISB), golfo de Morrosquillo (MOR), isla Fuerte (IF), Chocó caribeño (CHC), San Andrés (SAN) y Providencia (PRO)

La primera asociación (A) agrupó a 41 de las 55 estaciones. Aunque corresponde a estaciones ampliamente distribuidas en el Caribe colombiano, excepto en las áreas de La Guajira, en todas ellas el sustrato predominante fueron los sedimentos bioclásticos. Como se mencionó anteriormente, las praderas de esta asociación se caracterizaron por su considerable densidad y grado de influencia de ambientes vecinos (mosaicismo) y por el bajo grado de epifitismo (Tabla 6). En este grupo estuvieron representadas 187 especies de fauna, 118 (63,1%) de las cuales de manera exclusiva (únicamente en estaciones de esta asociación), incluyendo el coral *P. porites*, el gasterópodo *Cerittium litteratum* y el erizo *Tripneustes ventricosus*.

La zoocenosis de esta asociación mostró una dominancia promedio baja ($Dd=0,420$; Tabla 7) y diversidad alta ($H'=1,93$) en comparación con las otras. El 47,8% de los individuos fueron cnidarios (corales y anémonas) y el 20,9% moluscos (Tabla 7). Vale la pena destacar que las especies predominantes son también

características de formaciones coralinas (e.g. *S. radians*, *P. porites* y *C. litteratum*). Como lo mostraron los valores de mosaicismo (Tabla 6), la estructura de la comunidad animal está decididamente influenciada por la presencia de los biotopos adyacentes, especialmente las formaciones coralinas, como efectivamente es el caso en isla Fuerte, islas de San Bernardo, Barú - islas del Rosario, San Andrés y Providencia.

En el grupo B, conformado por las estaciones de las áreas de La Guajira y una del golfo de Morrosquillo, predominaron los sedimentos terrígenos (litoclásticos y litobioclásticos). Otros atributos comunes, como el grado de turbidez del agua, probablemente enmascaran variables no consideradas en el estudio, por lo cual una de las estaciones del golfo de Morrosquillo (Punta Bolívar), donde prevalecen condiciones de turbidez del agua, resultó agrupada con las de La Guajira. Este grupo abarca estaciones en praderas de poca densidad de vástagos, pero con elevada biomasa (Tabla 6). La mayoría de especies (59% del total del grupo) corres-

Tabla 6. Características estructurales y variables ambientales de las praderas de las asociaciones resultantes del análisis de clasificación. Los valores corresponden al promedio de las estaciones del grupo y su desviación estándar.

Atributo	A	B	C
Densidad (Vast./m) ²	507,7 (185,7)	397,1 (164,6)	455,0
Biomasa Foliar (g.p.s./m ²)	94,2 (38,5)	143,7 (52,0)	88,8
Epifitos (% en peso)	11,5 (6,7)	16,7 (6,4)	41,9
Origen del Sedimento	Bioclástico	Litobioclástico	Bioclástico
Tamaño del Grano del Sedimento	Arena media	Arena fina	Arena gruesa
Grado de Influencia de otros Biotopos	21,8 (4,6)	15,7 (6,7)	8,0

Tabla 7. Características estructurales de la zoocenosis de cada grupo o asociación. Número de estaciones (n), índice de Diversidad de Shannon-Wiener (H') e índice de Dominancia de Berger-Parker (Dd).

Grupo	n	H'	Dd	Grupos dominantes
A	41	1,93	0,420	Cnidarios 47,8% Moluscos 20,9%
B	13	1,43	0,587	Moluscos 52,9% Equinodermos 31,6%
C	1	2,46	0,172	Crustáceos 62,1% Moluscos 24,1%

pondió a moluscos y crustáceos. Los primeros, junto con los equinodermos, fueron los más numerosos. La zoocenosis en esta asociación presentó el valor de dominancia promedio más alto de todas, $Dd=0,58$, lo que en consecuencia arrojó una diversidad relativamente baja ($H'=1,43$). El bivalvo *B. modiolus*, el gasterópodo *Astraea tecta*, el pepino de mar *Synaptula* sp y otras 33 especies fueron exclusivas de este grupo.

El erizo *L. variegatus* y el bivalvo *B. modiolus* concentraron su abundancia en las praderas de esta asociación, constituyéndose en los más dominantes (35,4% y 29,2% respectivamente), seguidos de lejos por los gasterópodos *M. modulus* (7,7%) y *C. eburneum* (5,4%). La gran mayoría de miembros de esta zoocenosis son filtradores que se alimentan de material particulado suspendido en el agua o herbívoros.

Una de las estaciones localizada en el interior de la bahía de Cartagena se segregó de todas las demás para conformar un “grupo” (C) aislado. Allí se presentó el mayor grado de epifitismo hallado en una estación. Un total de 29 ejemplares pertenecientes a 14 especies fue registrada, destacándose en abundancia los crustáceos *Pilumnus sayi* y *Calcinus tibicen*. Cuatro especies resultaron exclusivas de este “grupo”, entre ellas el cangrejo *Carpillus corallinus* y el gasterópodo *Murex messorius*. Los organismos depositívoros y omnívoros dominaron en este grupo, aportando más del 65% de los individuos.

Para algunos autores (e.g. Brook, 1978; Franke, 2001) existe una enorme variación en cuanto a la composición y abundancia de la macrofauna asociada a *T. testudinum*, aún en zonas geográficamente cercanas entre sí. Tal variación se puso de manifiesto en la escasa similaridad al interior de los grupos obtenidos mediante el análisis de clasificación, en la casi ausencia de especies consideradas generalistas o ampliamente distribuidas (sólo *L. variegatus* y *Sparisoma radians*) y en el alto porcentaje de especies escasas y restringidas a ciertas áreas (más del 70%). Esta variación es comprensible si se tiene en cuenta que las praderas de *Thalassia* en el Caribe colombiano resultaron ser, como se mostró anteriormente, relativamente heterogéneas en su estructura.

RELACIÓN ENTRE LA ESTRUCTURA DE LAS PRADERAS Y LA COMUNIDAD ANIMAL ASOCIADA

Los atributos empleados en el análisis canónico de correspondencia fueron la densidad de vástagos, biomasa foliar, porcentaje de epífitos y la influencia por parte de otros biotopos (Tabla 8), los cuales fueron seleccionados por ser los más variables y no presentar relaciones estadísticamente significativas entre ellos (Castillo-Torres, 2002). El tamaño del grano y origen de los sedimentos, a pesar de surgir inicialmente como factores determinantes en el agrupamiento de estaciones, no fueron considerados en la prueba de ordenación para la comunidad asociada debido a que, como se verá más adelante, afectan más directamente a la estructura que a la macrofauna asociada.

El gráfico del análisis canónico de correspondencia (CCA) fue construido con base en los dos primeros ejes artificiales obtenidos a partir de las variables ambientales seleccionadas, ya que éstos explicaban mayoritariamente (67% de la estructura obtenida) la distribución de la zoocenosis (Tabla 9).

De la Tabla 8 se deduce que el primer eje corresponde principalmente a un gradiente en la biomasa foliar, en el cual las estaciones con los valores más altos se encuentran ubicadas en la parte derecha del diagrama (Figura 74). Por su parte, la influencia de los biotopos adyacentes a las praderas es la principal variable que define al segundo eje, situándose las estaciones poco influenciadas en la parte inferior del diagrama del CCA. Sin embargo, los valores de la variación explicada en los datos (valores propios) fueron bajos (Tabla 9), sugiriendo que las variables ambientales seleccionadas para definir la estructura (representadas en el gráfico por los ejes) no son muy sólidas, como fue mencionado anteriormente. Esto coincide en gran medida con los resultados del análisis de clasificación normal, ya que en el diagrama del CCA se aprecia la misma asociación de estaciones que en el dendrograma, incluyendo la separación del “grupo” C. Sin embargo, en contraste con el análisis de clasificación, la influencia de biotopos adyacentes mostró ser un factor importante para el agrupamiento de estaciones.

Tabla 8. Coeficientes de correlación de las variables ambientales y fenológicas de las praderas con los cuatro ejes del análisis canónico de correspondencia (CCA). Las variables fueron estandarizadas a varianza homogénea.

Variables	1	2	3	4
Densidad de vástagos	-0,47	-0,30	0,68	-0,47
Biomasa foliar	0,58	0,01	0,44	-0,69
Epifitismo	0,48	-0,30	0,57	0,59
Influencia de otros biotopos	-0,38	0,78	0,50	-0,03

Tabla 9. Resultados del análisis canónico de correspondencia (CCA) para los cuatro primeros ejes.

	1	2	3	4
Eigenvalores (valores propios)	0,348	0,157	0,139	0,110
Porcentaje acumulado de variación explicada por los ejes	46,2	67	85,5	100,000
Coefficientes de correlación especies-variables	0,85	0,84	0,78	0,67

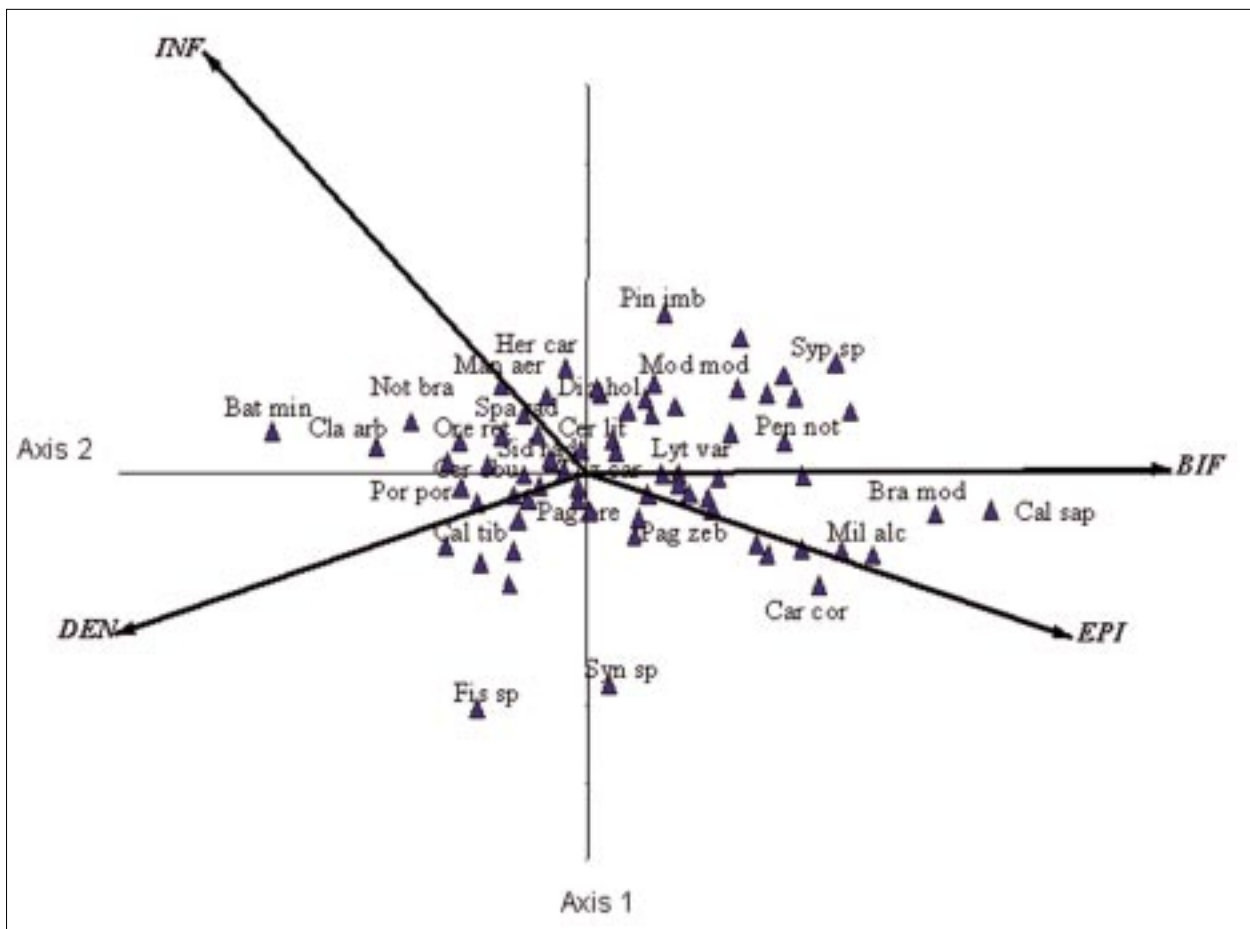


Figura 74. Diagrama de ordenación de las estaciones, resultante del análisis canónico de correspondencia (CCA). Los vectores corresponden a las variables ambientales (INF: influencia de biotopos adyacentes) y de la estructura de las praderas (BI: Biomasa foliar, DE: Densidad de vástagos y EP: epifitismo)

De la distribución de las especies dentro del diagrama de ordenación (Figura 74) se deduce que *B. modiolus*, *Millepora alcicornis*, *Penaeus notialis* y *Callinectes sapidus*, entre otras, son más abundantes en las áreas de La Guajira (grupo B), estaciones ubicadas en la parte derecha del diagrama. *Cladocora arbuscula*, *P. porites*, *O. reticulatus*, *Manicina aerolata* y *T. ventricosus* fueron predominantes en las estaciones del resto del Caribe colombiano, ubicadas en la parte izquierda del diagrama (grupo A). Así mismo, *D. holocanthus*, *Sparisoma radians*, *T. carolinense*, *Pagurus brevidactylus*, *Cerithium eburneum* y *C. litteratum* presentaron abundancias y frecuencias relativamente similares en las estaciones donde fueron registradas.

En general, la relación de las especies con las variables ambientales y de la estructura no fue muy clara, ya que la gran mayoría de las primeras se ubican hacia el

centro del diagrama CCA. Sin embargo, *L. variegatus*, *Leander tenuicornis*, *P. notialis*, *B. modiolus*, *Modulus modiolus* y otras especies fueron usualmente encontradas en praderas con altos valores de biomasa foliar y grado de epifitismo (Figura 75). Por otra parte, los corales *C. arbuscula*, *P. porites*, *M. aerolata*, la estrella *O. reticulatus* y el poliqueto *Hermodice carunculata* fueron hallados principalmente en praderas donde las hojas estaban poco epifitadas. Dichas especies se presentaron también en praderas altamente influenciadas por otros biotopos.

Los análisis de clasificación y ordenación mostraron que, a pesar de su variabilidad, aparentemente existen dos grandes asociaciones de fauna en las praderas del Caribe colombiano. Sin embargo, no es posible identificar una única variable como principal controladora de la estructura de zoocenosis. La presen-

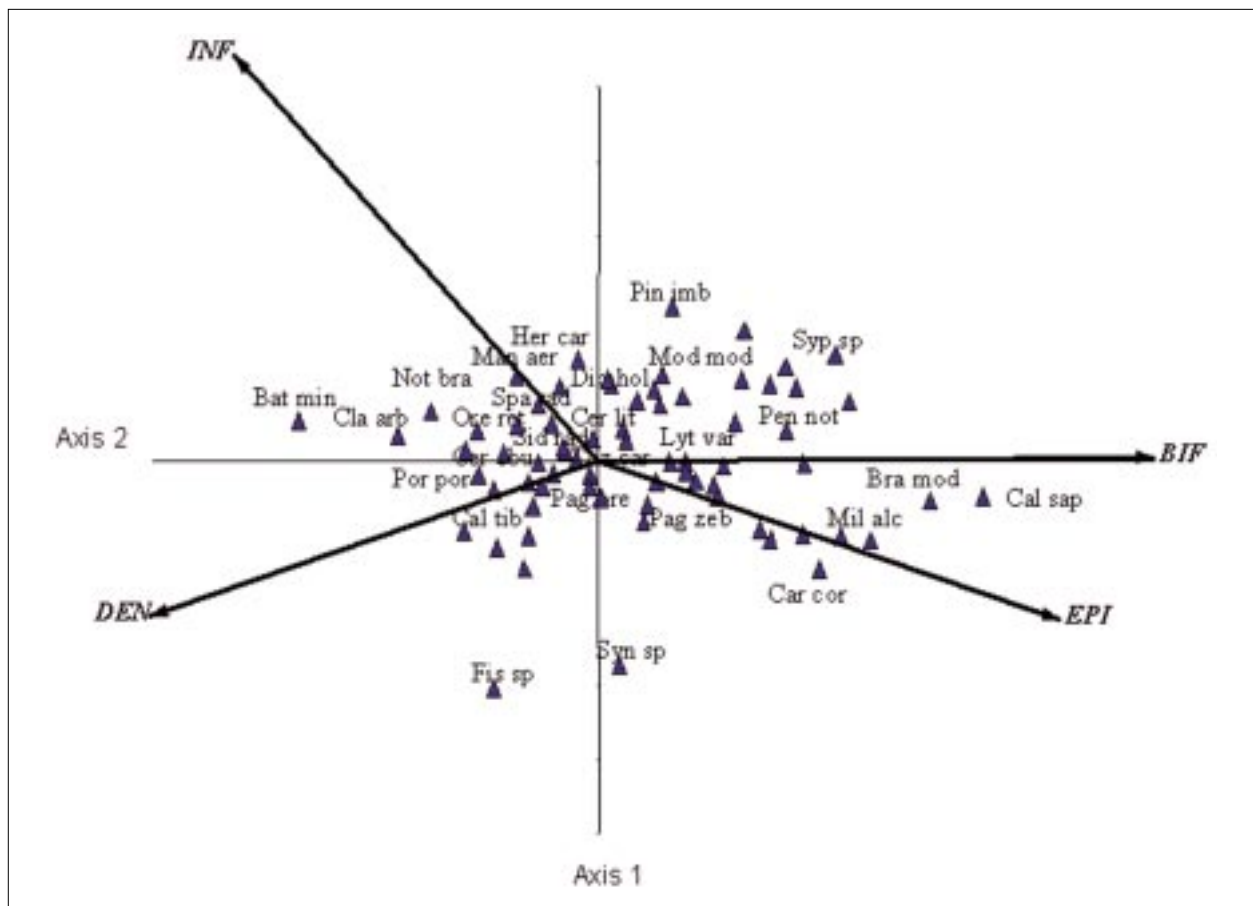


Figura 75. Diagrama de ordenación resultante del análisis canónico de correspondencia (CCA) mostrando la distribución espacial de las especies con respecto a los ejes y las estaciones. Los vectores corresponden a las variables ambientales (INF: influencia de biotopos adyacentes) y de la estructura de las praderas (BI: biomasa foliar, DE: densidad de vástagos y E: epifitismo)

cia y abundancia de las especies no están relacionadas claramente con las variables representadas por los ejes artificiales, pues resultaron ubicadas hacia el centro del diagrama de ordenación (cf. Ter Braak, 1986). La prueba de clasificación dio a entender que el origen del sedimento y la localización geográfica podrían ser factores relevantes, pero la segregación del “grupo” C parece evidenciar que el grado de epifitismo podría ser también un atributo importante que controla la estructura de la zoocenosis de praderas de *Thalassia*. Adicionalmente, el análisis de ordenación afianzó a la biomasa foliar como variable importante que contribuye a configurar la estructura de la zoocenosis. En este caso, el “grupo” C quedó incorporado al B en la ordenación distribuida, contrario a lo que sugería la prueba de clasificación.

Aunque el grado de influencia de los biotopos adyacentes no resultó ser un atributo determinante en la prueba de clasificación, sí reveló su importancia en el análisis de ordenación. Así mismo, este factor fue responsable en buena medida de la definición de las especies exclusivas de cada asociación. De esta manera, *C. arbuscula*, *P. porites*, *Montastrea cavernosa*, *Diploria strigosa* y *Gymnothorax moringa* predominaron en las estaciones con arenas gruesas bioclásticas, con alta densidad de vástagos, escasa biomasa foliar y fuerte influencia por parte de otros biotopos, principalmente formaciones coralinas y rocosas (asociación A). El tipo de sustrato predominante en estas praderas es, entre otros, consecuencia de la presencia de corales, cuyos esqueletos contribuyen a la formación del sedimento. Este sustrato y la abundante cobertura de algas calcáreas no propician el desarrollo exuberante de las praderas, pues la porción rizoidal tiende a ser mayor que la foliar (Phillips y McRoy, 1980) y la cantidad de nutrientes en él es reducida. La escasa biomasa foliar se refleja en la poca abundancia de herbívoros, como *L. variegatus* y *M. modulus*.

En la asociación B, que agrupó las praderas del sector de la Guajira, *L. variegatus* y el bivalvo *B. modiolus*

concentraron su abundancia. El primero es un reconocido consumidor de pastos marinos cuya abundancia parece ser consecuencia de los altos valores de biomasa foliar en estas áreas. Por su parte, la abundancia de *B. modiolus* debe probablemente a la riqueza de alimento suspendido en el agua a causa de la alta productividad que ocasiona el afloramiento de aguas enriquecidas con nutrientes en esta área (cf. Álvarez-León *et al.*, 1995).

Las marcadas diferencias en la composición y abundancia de la macrofauna entre una pradera y otra, aún en áreas geográficamente cercanas, pueden ser también ocasionadas por las especies visitantes, provenientes de otros ambientes vecinos. Según Virnstein (1987), la migración de especies entre las praderas y otros ambientes, junto con la depredación, competencia y selectividad del hábitat, afectan la estructura de la comunidad. Así, el predominio de especies características de ambientes coralinos en la comunidad de las praderas del grupo A es seguramente resultado de la vecindad de dichos ambientes, los que, por el contrario, están muy poco representados en las áreas de La Guajira (grupo B).

Finalmente, a manera de corolario, puede decirse que la estructura de la zoocenosis parece responder al efecto de varios factores que actúan sinérgicamente, cada uno de ellos preponderando de distinta manera en el tiempo y el espacio, con diferente intensidad en cada nivel trófico de la comunidad, produciendo una combinación de especies, y una proporción de éstas, particular para cada situación. Los resultados obtenidos indican que la complejidad del hábitat y la vecindad de otros ambientes, principalmente los coralinos, son factores muy importantes. Sin embargo, el papel de otras variables no consideradas en el estudio, como la calidad del agua, el área potencial disponible para el desarrollo de las praderas, los ciclos reproductivos de las especies, las relaciones depredador-presa y de competencia intra e interespecífica, así como las migraciones, son, sin duda, también relevantes y seguramente intervinieron en segundo plano en la configuración del agrupamiento de las estaciones.

MACROEPIFAUNA MOVIL DE UNA PRADERA DE PASTO MARINO EN PUNTA SAN BERNARDO - NORTE DEL GOLFO DE MORROSQUILLO

Guillermo Penagos, Jaime Palacio y Néstor Aguirre
nassarius@hotmail.com

Universidad de Antioquia

Numerosos autores sugieren que la riqueza de especies y abundancia de individuos en las comunidades epifaunales de pastos marinos resultan de la respuesta de éstos a la complejidad del hábitat, determinada esta última por las características estructurales (morfología foliar y rizoidal, densidad y tamaño de las plantas, biomasa vegetal, entre otras) del mismo (Heck y Westone 1977, Orth *et al.* 1984, Bell y Westboy 1986, Heck y Wilson 1987, Ray-Clup *et al.*, 1999, Atrill *et al.*, 2000). A partir de la evaluación de la composición de especies de macroinvertebrados móviles epifaunales y el uso de microhábitats por parte de los mismos en dos profundidades, se pretendió aportar información básica sobre la ecología de la epifauna asociada a un ambiente tropical de pasto marino en diferentes niveles de resolución taxonómica. El estudio fue desarrollado en una pradera de pasto marino dominada por *T. testudinum* entremezclada por parches de *Syringodium filiforme* en punta San Bernardo, norte del Golfo de Morrosquillo, costa occidental del Caribe colombiano, entre las coordenadas 09° 42' N y 75° 41' W. El lecho se caracterizó por una pendiente suave y el tamaño del grano varía desde limo-arcilla hasta grava-arena aumentando gradualmente en dirección a la costa.

La metodología empleada se basó en los protocolos establecidos en CARICOMP (2001). Para tal fin se efectuaron tres muestreos entre julio de 2001 y febrero de 2002. Los puntos de muestreo se ubicaron a una distancia aproximada de 50m entre sí, a lo largo de dos transectos paralelos a la línea costera, trazados sobre las isobatas de uno y tres metros y con una longitud de 900m (18 puntos por transecto). La isobata de un metro comprende los puntos numerados de 1 a 18. El transecto dos situado sobre la isobata de tres metros comprende los puntos 19 a 36.

Las especies de macroinvertebrados encontradas y el hábitat específico que ocupan en el sistema estudiado se muestran en la tabla 1. Solamente en las macroalgas del género *Halimeda* (algas calcáreas) fueron encontrados organismos móviles epifaunales. Únicamente 13 especies constituyeron el 90% de los individuos colectados, el restante 10% pertenece a 34 especies, la mayoría crustáceos.

Los resultados indican que algunas especies presentan amplios rangos de distribución. Sin embargo, la gran mayoría de especies encontradas en algas calcáreas y esponjas son exclusivas de uno o dos hábitats de muestreo (24 especies). Entre los moluscos, siete especies (31% de los individuos) fueron halladas sobre el sedimento y seis (69% de individuos) sobre las hojas de *T. testudinum*. Este grupo es el único que hace uso de las hojas del pasto marino como hábitat específico. Doce especies de crustáceos fueron encontradas exclusivamente en el alga *Halimeda* (14% de los individuos), ocho especies se observaron sólo en esponjas (23%). A pesar de que únicamente cinco especies se en-

contraron simultáneamente en estas dos estructuras, representaron el 58% de individuos. A excepción del cangrejo *Mithrax hispidus*, encontrado exclusivamente en esponjas, las especies más abundantes y frecuentes de los crustáceos hacen uso indiscriminado de ambos microhábitats. Las siete especies de crustáceos encontradas sobre el sedimento representan solamente el 5% de los individuos. Entre los equinodermos, los equinoideos y asteroideos se encontraron directamente sobre el lecho y los ofiuros en algas calcáreas y esponjas indistintamente.

Tabla 1. Listado taxonómico de la epifauna asociada y hábitat específico

Taxa		Habitat				Total
Phyllum	Especie	Hojas	Sedimento	Esponjas	Algas	
	<i>Modulus modulus</i>	167				167
	<i>Collumbella mercatoria</i>		70			70
Mollusca	<i>Cerithium lutosum</i>	46				46
	<i>Olivella minuta</i>		15			15
	<i>Nassarius antillarum</i>		6			6
	<i>Smaragdia viridis</i>	5				5
Crustacea	<i>Synalpheus townsendi</i>			10	4	14
	<i>Eurypanopeus depressus</i>				11	11
	<i>Discias</i> sp				6	6
	<i>Panopeus herbsti</i>				6	6
	<i>Ligia</i> sp			5		5
	<i>Paguristes</i> spp (2 especies)		5			5
	Otros (18 especies)		6	11	10	27
	<i>Lytechinus variegatus</i>		136			136
Echinodermata	Ophiuroidae			39	35	74
	<i>Oreaster reticulatus</i>		3			3
	Otros (2 especies)		2			2

Favorecen la presencia de gastrópodos, bivalvos, equinoideos y asteroideos los sedimentos blandos, en tanto que aquellos con algún porcentaje de grava pueden ser colonizados por macroalgas y esponjas, cuya arquitectura constituye microhábitats adecuados para ofiuros, camarones carideos, cangrejos porcelánidos y brachiuros. Lo anterior se demuestra en la preferencia del hábitat, al encontrar que el 57% de las especies y un 39% de los especímenes fueron colectados en el interior de esponjas y algas calcáreas. Los ofiuros y la mayoría de los crustáceos son característicos de microambientes protegidos como esponjas u oquedades rocosas (Chace 1972). En consecuencia, los crustáceos resultaron ser el grupo taxonómico menos frecuente a pesar de presentar el mayor número de especies y hacer un aporte importante al número de individuos. De igual forma, las especies de invertebrados comúnmente encontradas en lechos de pasto marino presentan rangos de hábitat muy amplios y no son exclusivas de este ecosistema, pudiendo ser encontradas en otros ambientes. En consecuencia se ha sugerido que el aporte de los pastos marinos a la diversidad de invertebrados en zonas costeras no es tan relevante como su aporte a la productividad y al flujo de energía hacia niveles tróficos superiores (Asmus y Asmus 2000,

Nagelkerten *et al.*, 2001). Sólo siete de las especies encontradas exhiben un uso directo del pasto marino: seis moluscos que viven sobre las hojas de *T. testudinum* (Díaz y Puyana 1994) y el erizo *L. variegatus* que se alimenta de las hojas (Beadingfield y Mc Clintock 2000). Sin embargo, estas pocas especies incluyen una fracción considerable de los especímenes colectados (44%).

Como conclusión puede sugerirse que las variables estructurales del pasto marino en el sistema estudiado no dan una idea completa de la diversidad de hábitats para los macroinvertebrados móviles. Las variables estructurales de un ambiente pueden definir la oferta de hábitats, pero el aprovechamiento de ésta depende de la biología de las especies consideradas. El tamaño de los especímenes, las limitaciones mecánicas para la movilidad en determinados sedimentos, las interacciones entre larvas y adultos de la misma especie, entre otras, son características que determinan significativamente la estructura de las comunidades en ambientes marinos (Hughes *et al.* 1999, Atrill *et al.* 2000).

Literatura Citada

- Asmus H. y R. Asmus. 2000. Material exchange and food web of seagrass beds in the Sylt-Romo Bight: how significant are community changes at the ecosystem level? *Helgoland Marine Research*. 54(2-3):137-150.
- Atrill M. J., J.A. Strong y A.A. Rowden. 2000. Are macroinvertebrate communities influenced by seagrass structural complexity?, *Ecography*. 23 p 114 - 121.
- Beadingfield S. P. y J. B. Mc Clintock. 2000. Demographic characteristics of *Lytechinus variegatus* (Echinoidea: Echinodermata) from tree hábitats in a North Florida Bay - Gulf of Mexico. *Mar. Ecol. Pubbl. Stn. Zool. Napol.* 21 (1) p 17-40.
- Bell, J. D y M. Westboy. 1986. Variation in seagrass weight and density over a wide spatial scale: effects on fish and decapods. *J Exp Mar Biol Ecol* 104: 275 – 295.
- CARICOMP methods manual 2001. Methods for mapping and monitoring of physical and biological parameters in the coastal zone of the Caribbean. CARICOMP Data Management Center. Centre for Marine Sciences University of the West Indies Mona, Kingston Jamaica and Florida Institute of Oceanography University of South Florida St. Petersburg Florida U.S.A.
- Chace, F. A, Jr. 1972. The shrimps of the Smithsonian – Verdín Caribbean Expeditions with a summary of the West Indian shallow – water species (Crustacea: Decapoda: Natantia). *Smithsonian Contributions to Zoology*. 98: 1 – x, 1 – 179.
- Díaz M. J.M. y M. H. Puyana 1994. Moluscos del Caribe Colombiano. Un catalogo Ilustrado. COLCIENCIAS. FUNDACIÓN NATURA. INVEMAR.
- Heck Jr K. L. y G. Westone. 1977. Hábitat complexity and invertebrate species richness and abundance in a tropical seagrass meadows. *J. Biogeogr.* 4: 135 - 142.
- Heck Jr K. L. y K.A. Wilson. 1987. Predation rates on decapod crustáceans in latitudinally separated seagrass communities: a study of spatial and temporal variation using tethering techniques. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 107: 87 - 100.
- Hughes T.P, A.H. Braid, E.A. Dinsdaile, N.A. Moltschaniwiskyj, M.S. Pratchett, J.E. Tanner y B.L. Willis. 1999. Patterns of recruitment and abundance of corals along the great barrier reef. *Nature* 397: 59 – 63.
- Nagelkerken I. van der Velde G. ,M.W. Gorissen, G.J. Meijer, T. van't Hof. Hartog den C. 2001. Importance of mangroves, seagrass beds and the shallow coral reef as a nursery for important coral reef fishes, using a visual census technique. *Estuarine Coastal & Shelf Science*. 51(1) p 31-44.

- Orth R.J., Heck , Jr. K.L. y J. van Montfrans. 1984. Faunal Communities in seagrass beds: A review of the influence of plant structure and prey characteristics on predator - prey relationships. *Estuaries*. 7 (4a) p 339 - 350.
- Ray-Clup M., M. Davis y A.W, Stoner. 1999. Predation by xantid crabs on early post-settlement gastropods: the role of prey size, prey density and hábitat complexity. *j. Ep. Mar. biol. Ecol.* 240: 303 - 321.

PECES BENTÓNICOS ASOCIADOS A PRADERAS DE *Thalassia testudinum* EN ISLA GRANDE E ISLA ROSARIO

Alberto Rodríguez-Ramírez
betorod@invemar.org.co

Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras, INVEMAR, Santa Marta
AA 1016

Hace varias décadas se demostró que los pastos marinos dan soporte a diversas familias de peces -muchas de ellas de importancia comercial- y que los peces asociados a las praderas juegan un papel significativo en la transformación, intercambio, almacenamiento y regulación de la energía y los ecosistemas vecinos (Yáñez-Arancibia y Nugent, 1977). Dentro de la ictiofauna que vive en las praderas de pastos se pueden distinguir dos componentes: a) las especies epibentónicas, que son peces típicamente pequeños, relativamente sedentarios, residentes entre las hojas y con una limitada área hogareña y b) las especies pelágicas que son de mayor tamaño, muy activas y presentes en la columna de agua (Sogard *et al.*, 1987, 1989). No obstante, el conocimiento generado para cada uno de estos componentes no ha sido equivalente; las investigaciones del grupo bentónico son escasas a nivel regional y hasta principios de los noventa inexistentes en Colombia. Entre febrero y mayo (estación seca) de 1994 se realizaron los muestreos de campo para estudiar la ictiofauna bentónica relacionada con *Thalassia testudinum*, en Isla Grande (IG) -costado suroriental- e Isla Rosario (IR) -costado suroccidental-. Los peces fueron capturados utilizando una red de encierro (2 x 2 m) y una red de mano. Cada una de las praderas se caracterizó en términos de composición, densidad de individuos (DI) y de biomasa (DB; formolizada), proporción de juveniles y adultos (comparación bibliográfica de longitudes) y categorías ictiotróficas (revisión bibliográfica).

Se registró un total de 34 especies de peces estrechamente relacionadas con *T. testudinum* (Tabla 1). Si bien este número de especies es más bajo que el encontrado en otros trabajos para praderas del Caribe, México y la Florida (Weinstein y Heck, 1979; Robblee y Zieman, 1984; Sogard *et al.*, 1987; Thayer y Chester, 1989; Bouchon-Navaro *et al.*, 1992; Villamizar, 1993), se debe tener en cuenta que en esta investigación las colectas se restringieron a la comunidad bentónica diurna y que el periodo muestreado fue de tan solo cuatro meses. En una experiencia similar desarrollada en el área de Santa Marta se registró una riqueza semejante (33 especies; Ardila *et al.*, 1997). IG obtuvo un mayor número de especies que IR (29 contra 21), pero ésta última se destacó en términos de densidad. IR presentó una DI promedio de 39,8 ind/10 m₂ (EE= 4,9), en tanto que IG registró un promedio más bajo, con 23,9 ind/10 m₂ (EE= 2,1). La densidad en función de la biomasa tuvo un promedio más alto en IR, con 76,9 g/10 m₂ (EE= 23,6), mientras que en IG fue de 50,9 g/10 m₂ (EE= 11,2). En IG las especies más importantes por su alta DI promedio fueron *Malacoctenus macropus* (8,8 ind/10 m²) y *Halichoeres bivittatus* (6,8 ind/10 m²) y en IR lo fueron *Sparisoma radians* (15,6 ind/10 m²) y *H. bivittatus* (7,5 ind/10 m²). En términos de DB sobresalió *Diodon holocanthus* en ambas praderas, con valores (IG= 26,9 g/10 m²; IR= 40,7 g/10 m²) considerablemente mayores a los que presentaron las restantes especies. Las DI y DB promedio para todas las especies por pradera se encuentran en la Tabla 1. Estas densidades no pudieron ser

Tabla 1. Especies de peces presentes en praderas de *Thalassia testudinum* en Isla Grande e Isla Rosario y sus densidades promedio de individuos (DI ind/10 m²) y de biomasa (DB g/10 m²). Promedio resultante de seis colectas para cada pradera. Área por colecta 32 m². EE= error estándar.

ESPECIES	ISLA GRANDE				ISLA ROSARIO			
	DI	EE	DB	EE	DI	EE	DB	EE
1 <i>Abudefduf saxatilis</i>					1,3	1,30	0,09	0,09
2 <i>Acanthurus bahianus</i>	0,05	0,05	0,04	0,04	3,3	0,76	3,5	0,58
3 <i>Acanthurus chirurgus</i>	0,16	0,11	0,26	0,19	0,52	0,24	0,68	0,29
4 <i>Ahlia egmontis</i>	0,05	0,05	0,79	0,79				
5 <i>Astrapogon puncticulatus</i>	0,05	0,05	0,13	0,13				
6 <i>Bathygobius curacao</i>	0,21	0,10	0,13	0,07				
7 <i>Bathygobius soporator</i>	0,05	0,05	0,13	0,13				
8 <i>Bryx dunckeri</i>	0,10	0,10	0,03	0,03	0,05	0,05	0,01	0,01
9 <i>Chaenopsis ocellata</i>	0,10	0,10	0,28	0,28				
10 <i>Chaetodon capistratus</i>	0,52	0,13	0,40	0,11	0,21	0,21	0,03	0,03
11 <i>Chaetodon striatus</i>	0,05	0,05	0,07	0,07				
12 <i>Cosmocampus brachycephalus</i>	0,05	0,05	0,04	0,04				
13 <i>Criptotomus roseus</i>					0,05	0,05	0,03	0,03
14 <i>Diodon holocanthus</i>	1,2	0,38	26,9	7,85	1,9	0,36	40,7	8,00
15 <i>Doratonotus megalepis</i>					0,10	0,07	0,08	0,05
16 <i>Halichoeres bivittatus</i>	6,8	0,80	2,8	0,45	7,5	0,98	2,3	0,33
17 <i>Halichoeres poeyi</i>	0,10	0,07	0,03	0,02				
18 <i>Labrisomus sp.</i>					0,05	0,05	0,003	0,003
19 <i>Gymnothorax vicinus</i>	0,05	0,05	2,0	1,96				
20 <i>Malacoctenus macropus</i>	8,8	1,98	2,7	0,59	3,6	0,30	1,3	0,14
21 <i>Monacanthus ciliatus</i>	0,31	0,14	1,1	0,48	0,31	0,14	0,85	0,57
22 <i>Opistognathus whitehurstii</i>	0,73	0,13	2,1	0,44				
23 <i>Paraclinus fasciatus</i>	0,16	0,07	0,05	0,02	0,05	0,05	0,02	0,02
24 <i>Pseudopeneus maculatus</i>	0,05	0,05	0,08	0,08	0,37	0,26	0,55	0,37
25 <i>Scarus croicensis</i>	0,37	0,20	0,32	0,21	1,5	0,59	0,77	0,28
26 <i>Scorpaena inermis</i>	0,05	0,05	0,12	0,12	0,57	0,15	2,7	0,81
27 <i>Scorpaena plumieri</i>	0,05	0,05	3,1	3,10				
28 <i>Sparisoma chrysopterum</i>	0,10	0,07	1,0	0,86	1,1	0,66	3,1	0,79
29 <i>Sparisoma radians</i>	2,2	0,48	2,1	0,50	15,6	2,49	17,8	1,88
30 <i>Sparisoma rubripinne</i>	0,52	0,17	1,4	0,43	1,1	0,35	2,3	0,69
31 <i>Spherooides sp.</i>	0,05	0,05	0,003	0,001				
32 <i>Stegastes dorsopunicans</i>					0,05	0,05	0,02	0,01
33 <i>Stegastes leucostictus</i>	0,68	0,34	0,22	0,10	0,57	0,20	0,18	0,07
34 <i>Synodus intermedius</i>	0,21	0,10	2,7	1,50				

contrastadas con antecedentes debido a la incompatibilidad entre las metodologías utilizadas para las capturas. A pesar de esto, de las especies mencionadas, todas excepto *D. holocanthus* habían trascendido en estudios anteriores (Weinstein y Heck, 1979; Robblee y Zieman, 1984; Villamizar, 1993). La importancia de *D. holocanthus* se relacionó con un singular evento de reclutamiento que se registró en todo el Caribe y que estimuló su presencia en varios ambientes costeros en 1994 (Debrot y Nagelkerken, 1997). De otro lado, las diferencias entre las praderas en términos de densidad y composición de especies se explican en parte por la influencia determinística de los atributos estructurales de cada pradera (densidad de vástagos y hojas, sustrato, etc; datos del autor, sin publicar).

Los juveniles dominaron en las dos praderas, pues en IR (91,2 %) e IG (67,3 %) la mayoría de los peces colectados pertenecieron a este grupo. En las capturas se hallaron muy pocas poblaciones representadas por juveniles y adultos, ya que en IG únicamente cinco especies (17,3%) y en IR tres especies (14,3%) presentaron ejemplares en ambos estados de desarrollo. Además, dentro de las especies comúnmente destacadas, sólo *M. macropus* exhibió individuos juveniles y adultos. La gran proporción de juveniles observada coincide con lo encontrado en una gran variedad de trabajos y corrobora la importancia de las praderas como sitios de refugio y crianza para peces (Weinstein y Heck, 1979; Heck y Thoman, 1984; Baelde, 1990; Bouchon-Navaro *et al.*, 1992; Villamizar, 1993; Nagelkerken, 2000).

En IG se registraron cinco categorías: herbívoros, omnívoros, carnívoros de 1º orden, carnívoros de 2º orden y piscívoros. Por su parte IR, presentó solamente tres categorías: herbívoros, omnívoros y carnívoros de 1º orden. Por especies, en ambas praderas dominaron los carnívoros de 1º orden y en menor grado los herbívoros. En número de individuos, en IG dominaron los carnívoros de 1º orden, seguidos por los herbívoros; sin embargo, en IR se invirtió la importancia de estas dos categorías (Figura 1). El predominio de especies carnívoras de 1º orden puede ser consecuencia de una alta disponibilidad de nichos, derivada de la gran riqueza de invertebrados que habitan entre las hojas y sedimentos de las fanerógamas marinas (Carr y Adams, 1973; Huh y Kitting, 1985; Heck y Weinstein, 1989). Paradójicamente, la proporción de especies herbívoras no es considerable, no obstante es lógico porque *T. testudinum* es muy poco digerible y posee sustancias tóxicas que inhiben a muchos herbívoros a consumirla (Thayer *et al.*, 1984). La baja proporción de omnívoros no es rara teniendo en cuenta que en todos los ambientes marinos es el grupo menos representado de todas las categorías

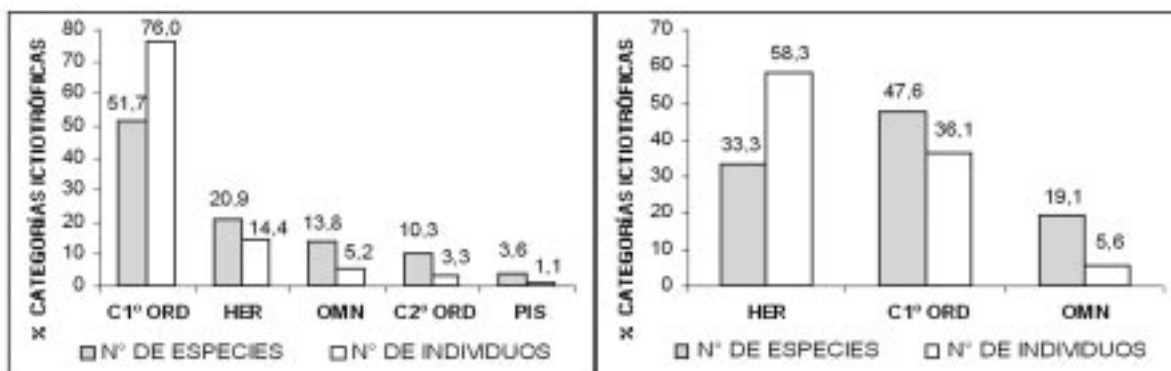


Figura 1. Proporción de las categorías ictiótróficas en número de especies y de individuos para la praderas de *Thalassia testudinum* de Isla Grande (izquierda) e Isla Rosario (derecha). C1º ORD= Carnívoros 1º orden; C2º ORD= Carnívoros 2º orden; HER= Herbívoros; OMN= Omnívoros; PIS= Piscívoros.

(Sierra *et al.*, 1994). La escasa presencia de carnívoros de 2º orden y piscívoros puede estar asociada con el tamaño de las presas, puesto que las hojas de *T. testudinum* no ofrecen protección a especímenes atractivos para estos grandes consumidores. En número de individuos, las proporciones de las categorías tróficas fueron influenciadas por las especies más abundantes. En IR dominaron los herbívoros (58.3%), ya que *S. radians* con su alta densidad (Tabla 1) acumuló gran parte de la proporción. En IG, predominaron los carnívoros de 1º orden (76%), como resultado de la contribución de *M. macropus* y *Halichoeres bivittatus*. El contraste, la diferencia entre las praderas estudiadas, en términos de las categorías ictiotróficas por individuos, puede corresponder a la diferente oferta alimenticia en cada pradera y a su estructura. IR que posee una pradera más vigorosa (datos del autor, sin publicar), beneficia a *S. radians* debido a que es una de las pocas especies que consume *T. testudinum* en forma directa (Randall, 1965; Ogden, 1980). A su vez, en IG los carnívoros de 1º se favorecen porque la menor complejidad de esta pradera les permite acceder más fácilmente a sus presas (los invertebrados). Varios estudios señalan que las características estructurales de las praderas median las relaciones predador-presa de su ictiofauna asociada (Stoner, 1983; Orth *et al.*, 1984).

Los resultados de esta contribución hicieron parte de la tesis de pregrado del autor. Un reconocimiento especial a la directora del Parque Nacional Natural Corales del Rosario (en 1994) Clara Osorio y a mi director Oscar David Solano por su gran apoyo.

Literatura Citada

- Ardila, N., D. von Schiller, S.K. Moreno, D. Alonso y G.H. Ospina-Salazar. 1997. Peces epibentónicos asociados a *Thalassia testudinum*, en la Bahía de Taganga, Magdalena-Caribe Colombiano. Resúmenes de conferencias y exposiciones, IV Simposio Colombiano de Ictiología, 39p.
- Baelde, P. 1990. Differences in the structures of fish assemblages in *Thalassia testudinum* beds in Guadeloupe, French West Indies, and their ecological significance. *Mar. Biol.*, 105:163-173.
- Bouchon-Navaro, Y., C. Bouchon y M. Louis. 1992. L'ichtyofaune des herbiers de phanérogames marines de la Baie de Fort-de-France (Martinique, Antilles Françaises). *Cybiurn*, 16(4):307-330.
- Carr, W.E.S. y C.A. Adams. 1973. Food habits of juvenile marine fishes occupying seagrass beds in the estuarine zone near Crystal River, Florida. *Trans. Amer. Fish. Soc.*, 102(3):511-540.
- Debrot, A.O. y I. Nagelkerken. 1997. A rare mass recruitmet of the balloonfish (*Diodon holocanthus*) in the leeward Dutch Antilles, 1994. *Carb. J. Sci.*, 33:284-286.
- Heck, K.L. y T.A. Thoman. 1984. The nursery role of seagrass meadows in the upper and lower reaches of the Chesapeake Bay. *Estuaries*, 7(1):70-92.
- Heck, K.L. y M.P. Weinstein. 1989. Feeding habits of juvenile reef fishes associated with Panamanian seagrass meadows. *Bull. Mar. Sci.*, 45(3):629-636.
- Huh, S.H. y C.L. Kitting. 1985. Trophic relationships among concentrated populations of small fishes in seagrass meadows. *J. Exp. Biol. Ecol.*, 92:29-43.
- Nagelkerken, I. 2000. Importance of shallow-water bay biotopes as nurseries for Caribbean reef fishes. Tesis doctoral, University of Nijmegen, The Netherlands. 168p.
- Ogden, J.C. 1980. Faunal relationships in Caribbean seagrass beds: 173-198. En: Phillips, R.C. y C.P. McRoy (Eds.). *Handbook of seagrass biology: an ecosystem perspective*. Garland STPM Press, New York. 353p.
- Orth, R.J., K.L. Heck y J. Van Montfrans. 1984. Faunal communities in seagrass beds: a review of the influence of plant structure and prey characteristics on predator-prey relationships. *Estuaries*, 7(4A):339-350.

- Randall, J.E. 1965. Grazing effect on sea grasses by herbivorous reef fishes in the west indies. *Ecology*, 46(3):255-260.
- Robblee, M.B. y J.C. Zieman. 1984. Diel variation in the fish fauna of a tropical seagrass feeding ground. *Bull. Mar. Sci.*, 34(3):335-345.
- Sierra, L.M., R. Claro y O.A. Popova. 1994. Alimentación y relaciones tróficas: 263-319. En: Claro, C. (Ed.). *Ecología de los peces marinos de Cuba*. Centro de Investigaciones de Quintana Roo (CIQRO), México. 525p.
- Sogard, S.M., G.V.N. Powell y J.G. Holmquist. 1989. Utilization by fishes of shallow, seagrass-covered banks in Florida Bay: 1. Species composition and spatial heterogeneity. *Environ. Biol. Fish.*, 24(1):53-65.
- Stoner, A.W. 1983. Distribution of fishes on seagrass meadows: role of macrophyte biomass and species composition. *Fish. Bull.*, 81(4):837-846.
- Thayer, G.W. y A.J. Chester. 1989. Distribution and abundance of fishes among basin and channel habitats in Florida Bay. *Bull. Mar. Sci.*, 44(1):200-219.
- Thayer, G.W., K.A. Bjorndal, J.C. Ogden, S.L. Williams y J.C. Zieman. 1984. Role of larger herbivores in seagrass communities. *Estuaries*, 7(4A):351-372.
- Villamizar, E. 1993. Evaluación de la comunidad de peces en praderas de fanerógamas marinas del Parque Nacional Archipiélago de los Roques. Tesis doctoral, Universidad Central de Venezuela. Facultad de Ciencias, Postgrado en Biología, Mención Ecología, 244p.
- Weinstein, M.P. y K.L. Heck. 1979. Ichthyofauna of seagrass meadows along coast of Panamá and in the Gulf of Mexico: composition, structure and community ecology. *Mar. Biol.*, 50:97-107.
- Yáñez-Arancibia, A. y R.S. Nugent. 1977. El papel ecológico de los peces en estuarios y lagunas costeras. *An. Centro Cienc. del Mar y Limnol. Univ. Nal. Autón. México*, 4(1):107-114.

DIVERSIDAD DE MOLUSCOS EN UNA PRADERA DE *Thalassia testudinum* EN EL PARQUE NACIONAL NATURAL TAYRONA

Juan Manuel Díaz
jmdiaz@invemar.org.co

Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras, INVEMAR, Santa Marta
AA 1016

Las praderas de pastos marinos constituyen uno de los ambientes litorales más representativos del mar Caribe. Además de su reconocida importancia por su capacidad de atrapar y estabilizar los sedimentos, su elevada productividad biológica y el papel que desempeñan en el reciclaje de nutrientes, las praderas son el hábitat de una gran cantidad de organismos que obtienen allí alimento y protección (Phillips y Meñez, 1988; Phillips y Durako, 2000). Gracias a sus variadas estrategias de vida (sésiles, errantes, epibiontes, endobiontes, etc.) y alimentarias (herbívoros, carnívoros, carroñeros, filtradores, depositívoros, omnívoros), los moluscos se destacan por su abundancia y diversidad de especies en la comunidad de organismos de las praderas y juegan por lo tanto un papel importante en la trama trófica del ecosistema (Jackson, 1973).

Este estudio, realizado en el marco de una investigación más ambiciosa acerca de los moluscos y sus comunidades en la bahía de Neguange (Díaz, 1985; Díaz y Götting, 1986), ilustra la diversidad de especies de los moluscos en una pradera de pastos. Neguange es una bahía de aproximadamente 5 km² de extensión que alberga una considerable cantidad de ambientes litorales y submarinos, localizada dentro del Parque Nacional Natural Tayrona a unos 18 km al nororiente de la ciudad de Santa Marta. Las praderas se localizan en el costado oriental de la bahía (protegido del oleaje), están constituidas predominantemente por *Thalassia testudinum* (aunque *Syringodium filiforme* está también presente en algunas partes) y se extiende desde la playa hasta unos 150m afuera de ésta y desde unos pocos centímetros hasta aproximadamente seis metros de profundidad. Una parte de la pradera colinda en el litoral con un pequeño manglar y en su margen externo con formaciones coralinas o con un fondo tapizado por escombros coralinos. El sustrato del fondo es variable, desde lodos y arenas finas en inmediaciones del manglar hasta arenas con fragmentos calcáreos.

Un marco metálico de 50 X 50cm (0,25m²) y 15cm de canto fue enterrado en el sedimento en 13 sitios de la pradera, y las hojas, rizomas y sedimento fueron extraídos de su interior mediante una pala de jardinero y depositados en bolsas. Los moluscos fueron luego minuciosamente separados e identificados en el laboratorio.

En total, 107 especies de moluscos fueron identificadas en las muestras, pero de éstas, 37 fueron halladas solamente como conchas vacías. De las 70 especies encontradas vivas, 47 fueron gasterópodos, 22 bivalvos y un escafópodo. La mayoría de las especies, 34 (48,5%), son epibentónicas, es decir, viven sobre el fondo entre los vástagos de las plantas, 20 (28,5%) son endobentónicas, que permanecen la mayor parte del tiempo enterradas en el sedimento o entre

los rizomas de los pastos, 14 (20,0%) son epífitas, o sea que viven adheridos o merodean sobre las hojas de los pastos o las algas, y dos (3,0%) están catalogadas como parásitos o simbioses de otros organismos. Se trata en este último caso de los microgasterópodos de la familia Eulimidae *Melanella intermedia* y *Eulima bifasciata*, que parasitan sobre la superficie externa de algunos pepinos de mar (Rios, 1975).

En relación con los hábitos alimentarios, 19 especies (todas ellas gasterópodos) son predominantemente herbívoras, aunque ninguna se alimenta directamente de los pastos sino de las algas epífitas que crecen sobre ellos o de las macroalgas asociadas a las praderas; 13 especies (todas gasterópodos) son eminentemente carnívoras, depredadoras de otros animales (principalmente gusanos poliquetos, bivalvos y pólipos de anémonas o hidrozoarios), 22 son detritívoras o depositívoras que, como en el caso de la mayoría de bivalvos endobentónicos, "pipetéan" mediante sus sifones inhalantes de la superficie del fondo la materia orgánica depositada o, como varios gasterópodos, se alimentan de cadáveres de animales o ingieren directamente la materia orgánica depositada sobre el fondo. Cinco especies de bivalvos son suspensívoras, es decir, se alimentan filtrando el material suspendido en el agua. Las restantes 10 especies son los dos microgasterópodos parásitos y siete gasterópodos que consumen indiscriminadamente distintos tipos de alimento, y por lo tanto deben considerarse omnívoros, y el único escafópodo, cuya dieta no es conocida, aunque este grupo en general parece tener preferencia por los foraminíferos (Götting, 1973).

Las especies más abundantes fueron microgasterópodos herbívoros, entre los que se destacan *Bittium varium*, *Alaba incerta* (familia Cerithiopsidae), *Rissoina bryerea* (Rissoinidae), y *Odostomia laevigata* (Pyramidellidae), los dos primeros con densidades hasta de 450 individuos por metro cuadrado cada uno. Gasterópodos relativamente abundantes de mayor tamaño fueron *Cerithium eburneum* (Cerithidae), *Modulus modulus* (Modulidae), *Vasum muricatum* (Vasidae), *Strombus raninus* (Strombidae), *Bulla striata* (Bullidae) y *Engoniophos uncinatus* (Buccinidae), los tres primeros herbívoros y los dos últimos detritívoros. El bivalvo más abundante, *Solemya occidentalis* (Solemyidae), que mide menos de 5mm de largo, es epibentónico suspensívoro, pero los más característicos fueron los endobentónicos depositívoros, entre ellos *Codakia orbiculata*, *C. orbicularis*, *C. costata*, *Lucina multilineata* (Lucinidae), *Diplodonta semiaspera*, *D. notata*, *D. punctata* (Ungulinidae) y *Gouldia cerina* (Veneridae). Los lucínidos fueron más frecuentes en las zonas más someras (0,5 – 1,5m) y los unguínidos en las más profundas (2 – 5m).

Del total de las 484 especies de moluscos inventariados en los distintos hábitats presentes en la bahía de Neguange desde la zona supralitoral hasta una profundidad de 44m, (Díaz, 1985; Díaz y Götting, 1986), 70 (14,5%) fueron halladas vivas en asocio con los pastos marinos. Si se tuvieran en cuenta además aquellas que presumiblemente también habitan en las praderas, pero que por ser aparentemente poco comunes no fueron abarcadas en los muestreos y cuya única evidencia fueron sus conchas vacías, la proporción sería mucho mayor (107 especies ó 22%). Sin embargo, muchas de las especies encontradas en las praderas lo fueron también en otros tipos de hábitat en la bahía, y sólo una fracción puede considerarse como parte de la fauna exclusiva de la comunidad de pastos marinos (Figura 1). Así, 12 especies de bivalvos y 21 de gasterópodos o sus respectivas conchas fueron encontradas exclusivamente en las muestras tomadas en las praderas (Tabla 1), lo que equivale al 6,8% de la malacofauna de la bahía. Una proporción muy similar (6,5%) se obtiene al considerar únicamente las especies halladas vivas (ocho bivalvos y 12 gasterópodos) exclusivamente en las praderas con respecto a los registrados en tal condición en todos los hábitats (306 especies).

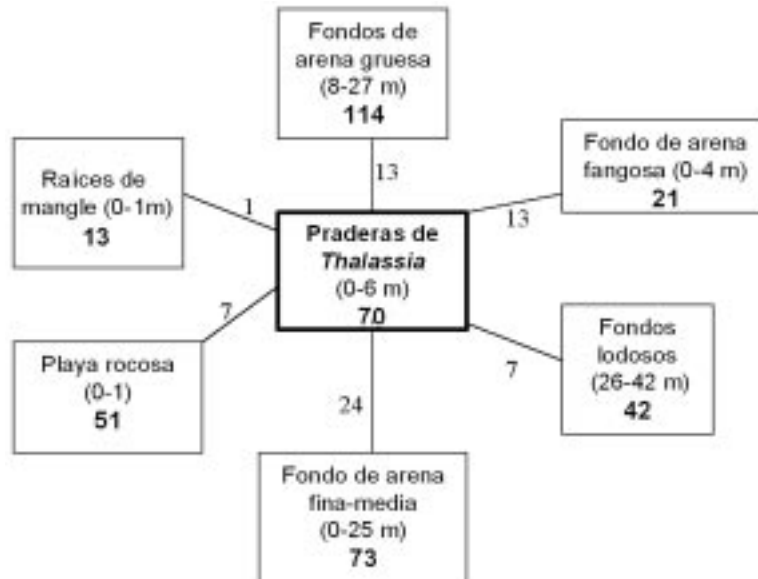


Figura 1. Relaciones faunísticas de la malacocenosis de las praderas de *Thalassia* con las de otros hábitats de la bahía de Neguange. Los números entre paréntesis se refieren al rango de profundidad de cada hábitat en el área; el número en negrilla dentro de cada recuadro indica la cantidad total de especies halladas vivas en el respectivo hábitat; los números al lado de las líneas que conectan los recuadros indican la cantidad de especies comunes a ambas comunidades. No se encontraron elementos comunes con las playas de arena, el litoral rocoso, las formaciones coralinas y los fondos tapizados con algas calcáreas masivas.

Tabla 1. Familias y especies de moluscos de la bahía de Neguange encontradas exclusivamente en las muestras obtenidas en las praderas de pastos marinos. Las especies marcadas con un asterisco fueron registradas únicamente a partir de sus conchas.

Bivalvia		Gastropoda	
Solemyidae	<i>Solemya occidentalis</i>	Phasianellidae	<i>Tricolia thalassicola</i>
Arcidae	<i>Anadara notabilis</i>		<i>Tricolia affinis</i>
Lucinidae	<i>Codakia costata</i>	Neritidae	<i>Smaragdia viridis</i>
	<i>Codakia orbicularis</i>	Rissoinidae	<i>Rissoina princeps</i>
	<i>Codakia orbiculata</i>		<i>Rissoina bermudezi*</i>
	<i>Lucina pensylvanica*</i>		<i>Rissoina sagraiana*</i>
	<i>Anodontia alba</i>	Vitrinellidae	<i>Teinostoma clavium</i>
Cardiidae	<i>Laevicardium laevigatum*</i>	Modulidae	<i>Modulus carchedonius</i>
Montaculidae	<i>Mysella planulata</i>		<i>Modulus modulus</i>
Psamobiidae	<i>Asaphis deflorata*</i>	Epitoniidae	<i>Opalia pumilio*</i>
Solecurtidae	<i>Tagelus divisus*</i>	Strombidae	<i>Strombus raninus</i>
Mactridae	<i>Mactra fragilis</i>	Naticidae	<i>Sigatica semisulcata*</i>
		Cassidae	<i>Cypraecassis testiculus*</i>
		Buccinidae	<i>Engoniophos uncinatus</i>
		Columbellidae	<i>Anachis pulchella</i>
			<i>Nassarina monilifera*</i>
		Turridae	<i>Strictispira paxillus</i>
		Pyramidellidae	<i>Pyramidella crenulata*</i>
			<i>Odostomia laevigata</i>
			<i>Odostomia gemmulosa*</i>
		Aplustridae	<i>Micromelo undatus*</i>

De otra parte, la proporción de la malacofauna que comparte la comunidad de las praderas estudiadas con los otros hábitats, como era de esperarse, es mayor con la de otros fondos sedimentarios, especialmente con los de arenas finas a medias, aunque también en cierto grado con la de las playas de rocas sueltas y cantos (Figura 1). Por el contrario, ningún elemento es compartido con las playas arenosas, el litoral rocoso, las formaciones de coral y los fondos tapizados por algas calcáreas masivas.

Literatura citada

- Diaz, J.M. (1985). Mollusken und ihre Gemeinschaften in der Bahía de Nenguange (Karibik, Kolumbien). Disertación doctoral, Universidad Justus Liebig, Giessen, Alemania, 342 p.
- Diaz, J.M. y K.J. Götting. (1986). Mollusken-Gemeinschaften der Bahía de Nenguange (Karibik, Kolumbien). Helgoländer Meeresunters., 40: 279-308.
- Diaz, J.M. y M. Puyana (1994). Moluscos Marinos del Caribe Colombiano: un Catálogo Ilustrado. COLCIENCIAS-Fundación Natura Colombia-INVEMAR, Bogotá, 280 p.+ 86 lám.
- Götting, K.J. Malakozoologie – Grundriss der Weichtierkunde. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, 320 p.
- Jackson, J.B.C. 1973. The ecology of molluscs of *Thalassia* communities, Jamaica, West Indies. I, Distribution, environmental physiology, and ecology of common shallow water species. Bull. Mar. Sci., 23(2): 313-350.
- Phillips, R.C. y M. J. Durako. 2000. Global status of seagrasses. Pp. 1-18 en C. Sheppard (Ed), Seas at the Millenium: An Environmental Evaluation. Elsevier Science, Amsterdam.
- Phillips, R.C. y E.G. Meñez. 1988. Seagrasses. Smiths. Contrib. Mar. Sci.,34: 1-89.
- Rios, E.C. 1975. Brazilian marine mollusks iconography. Museu Oceanografico de Rio Grande, Rio Grande do Sul, 331 p.

CAPÍTULO 4

PROBLEMÁTICA AMBIENTAL

*Lina María Barrios,
Diana Isabel Gómez-López
y Juan Manuel Díaz*





PROBLEMÁTICA AMBIENTAL

LAS PRADERAS DE PASTOS MARINOS, UN ECOSISTEMA GLOBALMENTE AMENAZADO

El deterioro de las zonas costeras y el agotamiento de los recursos marinos se han puesto en evidencia a todo lo largo y ancho del planeta, especialmente en el transcurso de las últimas cuatro décadas. El proceso, iniciado en las regiones templadas del planeta, se ha ido acentuando cada vez más en el trópico. Particularmente afectadas han sido las áreas donde la polución, el turismo y las actividades industriales tienden a converger (Johannes y Betzer, 1975).

Dada su distribución en aguas someras, los pastos marinos se sitúan muy cerca de la interfase agua/tierra, una zona que a escala global experimenta un crecimiento explosivo de la población humana, por lo que son particularmente susceptibles a los efectos de las múltiples actividades antrópicas (Phillips y Durako, 2000). Su estado y la estructura de la comunidad biológica que alojan son el resultado de las características particulares del medio y de la dinámica de las condiciones naturales, pero también de la influencia directa del hombre en las zonas costeras en el ámbito local y regional. Por ello, los pastos marinos pueden considerarse como uno de los mejores indicadores de alteraciones ambientales en la zona costera (Phillips y Durako, 2000).

Debido a su distribución en aguas someras, los pastos marinos serán afectados por el cambio climático global, especialmente en relación con el incremento de la temperatura (causante de mayor incidencia de enfermedades, alteración en las tasas de crecimiento y esquemas de reproducción sexual, entre otros), aumento de la frecuencia e intensidad de eventos meteorológicos extremos (*e.g.* huracanes y tormentas, que pueden provocar mayor turbulencia, erosión y turbidez, así como cambios bruscos en la salinidad) y los efectos colaterales del incremento del nivel del mar (cambio en el régimen de mareas y corrientes costeras, intrusión de aguas marinas a los estuarios, incremento de la profundi-

dad, etc.), lo cual implicará una redistribución de los hábitats costeros (Short y Neckles, 1999; Short y Wyllie-Echeverría, 2000).

La extensión e integridad ecológica de las praderas de pastos se han visto considerablemente afectadas a causa de fenómenos naturales y de actividades antrópicas en muchas áreas (Short y Wyllie-Echeverría, 1996). Aunque en menor grado que en los arrecifes de coral y manglares, los huracanes y tormentas tropicales pueden ocasionar daños de alguna consideración en las praderas de pastos marinos (Zieman, 1975b). Puesto que muchas especies de pastos tropicales, entre ellas las de *Thalassia*, prefieren vivir a temperaturas (28 - 30°C) cercanas a su límite superior de tolerancia (aprox. 37°C) y sus tasas fotosintéticas son menores a temperaturas por fuera de ese ámbito (Zieman, 1975a), alteraciones bruscas y prolongadas de temperatura, como las que eventualmente se presentan con la ocurrencia del fenómeno El Niño, pueden afectar los procesos de floración y maduración de los frutos de los pastos (Zieman, 1975b). La infestación de los pastos marinos por organismos patógenos es también un factor importante que ha causado la pérdida de extensiones considerables de praderas. Epidemias causadas por hongos mucosos del género *Labyrinthula* han sido identificadas como los principales responsables de mortandades masivas de pastos marinos en varias partes del mundo (Hartog, 1996; en Phillips y Durako, 2000). *Labyrinthula* deteriora las hojas de los pastos reduciendo su capacidad fotosintética y propagándose rápidamente por contacto entre las hojas, haciendo que las praderas densas sean más susceptibles a mortandades masivas que las ralas (Durako y Kuss, 1994). Epidemias de este tipo han reducido la densidad de pastos y la extensión de praderas en el Atlántico norte y en La Florida (Blakesley *et al.*, 2001). Otras causas naturales de tipo biológico que afectan la integridad de las praderas, pero cuyo impacto y consecuencias son locales y menos drásticas, tienen que ver con explosiones demográficas de algunos organismos de la zoocenosis. Bien documentado es el caso del repentino incremento en densidad de la población del erizo *L. variegatus* en una pradera del golfo de

México, la cual, por causa desconocida, pasó de 5,6 individuos/m² en promedio a más de 60 provocando el arrasamiento de los pastos en un área de más de 150km² (Camp *et al.*, 1973). Cangrejos, peces (especialmente rayas), tortugas y manatíes perturban físicamente los sedimentos en las praderas o consumen directamente grandes cantidades de pastos en lugares donde son abundantes (ver referencias en Phillips y Durako, 2000), pero se trata de impactos localizados, cada vez menos frecuentes, debido a la reducción de las poblaciones de la mayoría de estos animales.

De manera aún más significativa y drástica han sido los impactos causados directa o indirectamente por las actividades humanas en las zonas costeras. Tan sólo en la última década del siglo XX se documentó la pérdida de unas 290.000 hectáreas de praderas en varias partes del mundo por causas antrópicas. Por ejemplo, aproximadamente 45.000 hectáreas fueron erradicadas en Australia y otro tanto en las costas de La Florida por diversas causas derivadas de actividades humanas (ver referencias en Short y Wyllie-Echeverría, 2000). Una proyección a otras áreas para las que no existe información fehaciente indica que la extensión de pastos marinos perdida en esa década alcanzó probablemente la no despreciable cifra de 1,2 millones de hectáreas (Short y Wyllie-Echeverría, 2000). Las consecuencias ecológicas e implicaciones económicas de la erradicación de los pastos marinos en una determinada área, aunque no siempre bien conocidas, pueden ser considerables, pues conducen a pérdidas de biodiversidad, reducción de la producción pesquera (cf. Jackson *et al.*, 2001) y aumento de la erosión costera (cf. Phillips y Durako, 2000), entre otros.

De todas las formas en las cuales el hombre puede afectar los ambientes costeros, la alteración física mediante dragados y rellenos litorales es la que mayor impacto ha causado a escala mundial en las praderas de pastos marinos (Figura 76). La remoción de material o el relleno de las praderas causan la erradicación de las mismas por un tiempo indeterminado o definitivamente, dependiendo de si el nuevo sustrato es apto para la recolonización de las plantas (Zieman, 1975b). Adicionalmente, de manera indirecta los dragados aumentan la turbidez del agua. Como consecuencia, la alta sedimentación y resuspensión de partículas reducen la fauna sésil asociada a los fondos, al igual que la calidad de la luz y los niveles de oxígeno en el agua, esto último como consecuencia de la gran cantidad que

demanda la materia orgánica en descomposición que se libera del fondo (Zieman, 1975b).

Por su parte, la construcción de muelles y espolones en el litoral, que inicialmente ocasiona una perturbación física, alteran el esquema de circulación y movimiento del agua, así como las condiciones de luz. Adicionalmente, esas estructuras introducen sustratos duros sobre los que se establecen comunidades biológicas distintas, que interactúan con la de las praderas y pueden afectarlas significativamente (e.g. incrementando la cantidad de herbívoros y depredadores), alterando a la postre su estructura (Simenstad *et al.*, 1997). En áreas someras con intenso tráfico de embarcaciones a motor, las praderas son continuamente "segadas" por el paso de las hélices, produciendo cicatrices lineales muy características (Figura 77) y causando la destrucción de la vegetación, cuya regeneración en estos casos suele tardar varios años (Zieman, 1975b; Sargent *et al.*, 1995; Dawes *et al.*, 1995); por ejemplo, en La Florida, las cicatrices dejadas por los botes representan más del 6% de la extensión total de las praderas (Sargent *et al.*, 1995). La turbulencia generada por las hélices de grandes embarcaciones puede también alterar súbitamente el esquema normal de movimiento del agua, erosionar los sedimentos de las praderas y aumentar la turbidez, provocando finalmente la pérdida de la cobertura de pastos.

La eutroficación, ocasionada por el vertimiento de aguas servidas urbanas e industriales no tratadas previamente, también causa impacto en los pastos marinos y su comunidad biológica asociada. Aunque en concentraciones normales de nutrientes los epífitos cumplen un papel importante dentro de la cadena trófica, pues son parte de la dieta de herbívoros o carnívoros de primer orden (Dawes, 1986; Dawes *et al.*, 1995), y los pastos están en capacidad de tomar tales nutrientes a través de sus hojas y raíces (por lo cual su crecimiento es estimulado), cantidades excesivas de ellos favorecen el exagerado desarrollo de algas epífitas y fitoplancton, que compiten con las fanerógamas por la luz y menguan su capacidad fotosintética, ocasionando reducción en la tasa de crecimiento o mortalidad de las hojas (Zieman, 1975a). Grandes extensiones de pastos han sido afectadas de esta forma en La Florida desde hace varias décadas (Taylor *et al.*, 1973) y más recientemente también en el Caribe, donde luego de varios años de exposición a cantidades excesivas de nutrientes, en muchos sitios las praderas se han reduci-



Figura 76. La alteración física del litoral por obras de infraestructura es la principal causa de deterioro de las praderas de pastos marinos en el mundo (puerto de Santa Marta)

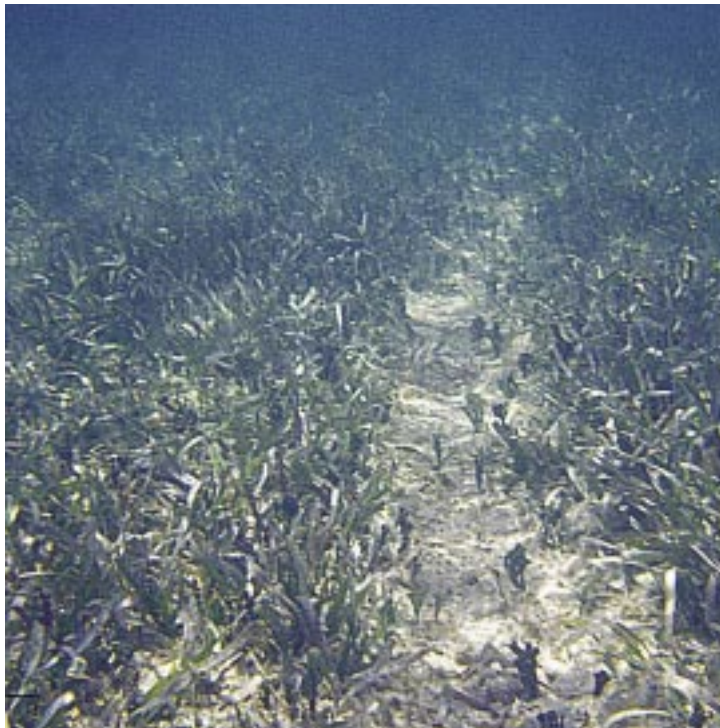


Figura 77. El paso de las hélices de los motores de embarcaciones deportivas deja huellas características en las praderas (San Andrés)

do a pequeños parches, dando lugar a praderas de microalgas, especialmente del género *Enteromorpha* (Zieman, 1975b). La reducción en la extensión de los fondos vegetados por pastos no es siempre la respuesta más evidente a los impactos causados por la eutroficación, sino también las alteraciones en la estructura de la comunidad animal asociada. Así, por ejemplo, la desaparición o reducción drástica de poblaciones de organismos filtradores (bivalvos, esponjas, ascidias) de la zoocenosis de las praderas son signos inequívocos de la transformación de la estructura trófica del sistema, de uno dominado por producción primaria bentónica a otro dominado por producción primaria planctónica y elevada producción microbiana (cf. Orth y Moore, 1984; Fourqurean y Robblee, 1994; Díaz y Gómez-López, 2003).

Gracias a sus reservas de almidón, los pastos marinos tienden soportar mejor las temperaturas elevadas que otros organismos fotosintetizadores, como las algas, pues se regeneran rápidamente desde los rizomas horizontales que crecen varios centímetros por debajo de la superficie del suelo. Sin embargo, la contaminación térmica producida por la actividad industrial en la zona costera puede traer consigo aumentos letales de la temperatura en los sedimentos por tiempo prolongado, causando en los pastos la pérdida frecuente de hojas y la reducción sustancial de su capacidad de recuperación a partir de los rizomas (Zieman, 1975a).

La contaminación por derivados del petróleo es hoy en día un fenómeno generalizado en las zonas costeras. Aunque los pastos marinos son quizá menos susceptibles a los impactos producidos por este tipo de contaminantes que otros ambientes del litoral, también se han observado efectos directos e indirectos sobre las praderas. Varios estudios han demostrado que, como consecuencia de los vertimientos de hidrocarburos, la flora algal característica de la comunidad de las praderas es reemplazada por algas verde-azules (ver referencias en Zieman, 1975b). Adicionalmente, el crudo de alta densidad se deposita en el fondo aglomerando el sedimento y facilitando que sea luego arrastrado por las corrientes, dejando los vástagos prácticamente sin sustrato de fijación y a merced del oleaje. De esa manera, fueron removidos cerca de 3.000m³ de sedimentos en pocos días a raíz de un derrame de petróleo ocurrido en Puerto Rico (Díaz-Piferrer, 1962, en Zieman, 1975b).

En cuanto a la contaminación por metales pesados, no se han encontrado efectos adversos directos sobre los pastos. Sin embargo, al igual que los manglares, los pastos marinos acumulan tales metales en los tejidos externos cuando las concentraciones en el medio son elevadas y sobrepasan las barreras impuestas por el organismo (Zieman, 1975b, Lacerda, 1997). Cobalto, manganeso, hierro y zinc pueden ser fácilmente atrapados y acumulados en las hojas o raíces, y posteriormente transferidos a la cadena trófica a través de los herbívoros (Parker, 1962). Estos procesos ocurren principalmente en áreas influenciadas directa o indirectamente por la operación de plantas nucleares y desalinizadoras (Chesher, 1975; Lacerda, 1997).

Aunque el origen y la secuencia histórica de los factores causantes de la degradación y desaparición de la comunidad de pastos marinos no es siempre la misma en todas partes, las consecuencias ecológicas son muy similares a nivel global y están conduciendo paulatinamente al colapso generalizado de estos ecosistemas costeros (Jackson *et al.*, 2001).

SITUACIÓN ACTUAL DE LAS PRADERAS EN COLOMBIA

Los resultados del presente trabajo constituyen la primera caracterización de línea base de las praderas en el Caribe colombiano. Ellos muestran en términos generales cuál es la distribución y las características estructurales de ese ecosistema en la actualidad. Sin embargo, no debe olvidarse que, como ecosistema, es dinámico y en el pasado, incluso no muy lejano, tuvo probablemente distribución, composición, características y biocenosis que difieren de la situación actual. Por lo mismo, también serán seguramente distintos en el futuro y la tasa de cambio será posiblemente mucho mayor. Considerando no más las consecuencias que tendría el eventual incremento acelerado del nivel del mar que se vaticina (cf. IPCC, 1992.), los impactos y las consecuencias serían obviamente diferentes dependiendo del lugar y de si se asume un escenario optimista (incremento de 30-40cm en 100 años) o uno pesimista (100cm en 100 años), pero en todo caso involucraría la redistribución espacial de los hábitats litorales a escala global, incluyendo los pastos marinos, (cf. Short y Neckles, 1999; Short y Wyllie-Echeverría, 2000). Tan difícil resulta prever la tasa y magnitud de

los cambios hacia el futuro como las situaciones pasadas, dada la ausencia de estudios de línea base previos a escala regional que permitan hacer comparaciones objetivas (Jackson *et al.*, 2001). No obstante, a escala local es posible reconstruir la historia reciente o deducir situaciones en el pasado cercano que permiten apreciar las magnitudes y ocasionalmente las causas que produjeron cambios en la distribución y/o estructura de las praderas, estimando, en algunos casos, el papel que han jugado o juegan en ello las actividades humanas.

Como se expuso en el capítulo dos, las praderas de pastos marinos en Colombia están restringidas a las costas del Caribe, donde ocupan una extensión total aproximada de 43.223 hectáreas y están distribuidas de manera bastante heterogénea. Aunque no existe una cifra confiable del área total ocupada por los pastos marinos en el Caribe, se ha asumido burdamente que 10% del área de la plataforma continental estaría vegetada por pastos, es decir unas 6'660.000 hectáreas (Jackson, 1997). En tal caso, las praderas en Colombia serían una fracción muy pequeña de dicha cifra, apenas el 0,65%. Incluso a escala local, las praderas en Colombia representan apenas el 1,23% del área de la plataforma continental colombiana (cuya extensión total es de 3'522.727 hectáreas) y su extensión resulta a todas luces modesta comparada con los 1,02 millones de hectáreas de fondos vegetados por pastos a lo largo de las costas septentrionales del golfo de México (Duke y Kruczynski, 1992), incluyendo las 300.000 hectáreas en Florida Big Bend y las 550.000 en Florida Bay (Zieman y Zieman, 1989), y las grandes extensiones, aunque no cuantificadas, de praderas en la plataforma continental de Nicaragua (cf. Jameson *et al.*, 2000).

El esquema heterogéneo de distribución de las praderas a lo largo de la costa continental indica, por sí mismo, que las condiciones naturales que inciden en el establecimiento y desarrollo de las praderas (cf. Capítulo 2) varían espacialmente. Por ejemplo, la ausencia de praderas a lo largo de la mayor parte de la costa continental comprendida entre el golfo de Urabá y el golfo de Morrosquillo es atribuible principalmente a las altas tasas de erosión litoral que caracterizan dicho sector (I.D. Correa, com. pers.). La marcada dinámica geomorfológica y la elevada turbidez del agua también impiden el asentamiento de los pastos marinos a lo largo del litoral entre la desembocadura del río Magdalena (Bocas de Ceniza) y Cartagena. La ex-

cesiva turbulencia generada por el oleaje y la inestabilidad de los sedimentos no permiten el establecimiento en la costa entre Bocas de Ceniza y Santa Marta ni entre el Parque Nacional Natural Tayrona y cerca de Riohacha (Figura 78), como tampoco en el extremo septentrional de la península de La Guajira. En ninguno de estos casos la ausencia de praderas es atribuible a impactos de origen antrópico.

Un factor natural que seguramente ha causado algún impacto son las perturbaciones meteorológicas, particularmente tormentas y huracanes, pero no se dispone de información concreta al respecto. Especialmente en el archipiélago de San Andrés y Providencia, que se localiza cerca de la ruta de paso frecuente de huracanes del Caribe, éstos probablemente han ocasionado algunos efectos en las praderas que rodean las islas, pero seguramente han tenido consecuencias mucho menores que las documentadas para las formaciones de coral (cf. Geister, 1992; Díaz *et al.*, 1995; Zea *et al.*, 1998).



Figura 78. El fuerte oleaje y la inestabilidad del sustrato impiden el asentamiento de los pastos marinos en las costas abiertas en muchas áreas del Caribe colombiano (flanco norte de la Sierra Nevada de Santa Marta)

Se ignora qué tan reciente y estable en el tiempo es el esquema de distribución que presentan actualmente las praderas en el Caribe colombiano, pero en todo caso es obvio que muchos factores naturales y/o de índole antrópica pueden alterar sus características estructurales y su distribución, e incluso erradicarlas, a pesar de que son pocos los estudios que han documentado de manera realmente cuantitativa tales casos en Colombia. Sin embargo, es conocido, por ejemplo, que extensiones relativamente considerables de praderas fueron erradicadas de la laguna arrecifal de la isla de San Andrés por las operaciones de dragado y relleno del puerto entre 1966 y 1970 (Zea *et al.*, 1998). Algo similar ocurrió con las praderas de *Thalassia* que existían en las bahías de Santa Marta y El Rodadero en la década de los ochenta como resultado del dragado del canal de acceso al puerto y el relleno de las playas (Velásquez y Lozano, 1987, Botero y Álvarez-León, 2000). Sólo 20 años después ha comenzado a presentarse alguna recolonización de los fondos por parte de *Halodule* y *Syringodium*, formas pioneras de la sucesión ecológica de las praderas.

La construcción de espolones para la formación de playas y estabilización del litoral y muelles para embarcaciones son prácticas que se han generalizado a todo lo largo de la costa del Caribe, y, aunque no se ha documentado su impacto, seguramente han afectado en mayor o menor grado la cantidad y estructura de las praderas en algunos lugares (Figura

79). El caso mejor documentado es el de la bahía de Cartagena (cf. Díaz y Gómez-López, 2003), sintetizado en el estudio de caso N° 7, que además ilustra cómo el efecto conjunto de múltiples actividades humanas ocasiona la reducción en la cobertura y modifica la estructura de la zoocenosis.

Como se expuso en el capítulo tres, los resultados del estudio revelaron la gran variabilidad de las praderas en cuanto a su composición, estructura y características de la zoocenosis a lo largo y ancho del Caribe colombiano, como también son variables las condiciones del medio en que se desarrollan. Prácticamente cada rodal y cada pradera presenta sus peculiaridades estructurales y está influenciada por una combinación particular de regímenes hidrodinámicos y sedimentológicos, de calidad de agua y de uso directo o indirecto por parte del hombre. Ello dificulta hacer una evaluación general objetiva de perspectiva regional del estado actual de las praderas en Colombia, así como de los factores naturales y antrópicos que causan o potencialmente pueden causar impacto negativo sobre ellas, sin tener que recurrir a análisis pormenorizados de situaciones a escala más local. Dragados, rellenos, actividades náuticas y portuarias, construcción de sistemas de defensa de playas, vertimiento de desechos sólidos y líquidos de origen industrial o urbano, y muchas otras actividades antrópicas, tienen sin duda impactos locales y puntuales en las praderas de pastos a lo largo de la



Figura 79. Fotografía aérea que muestra el grado de influencia humana en las condiciones naturales de las praderas de pastos marinos en cercanías a espolones en el golfo de Morrosquillo

costa caribe colombiana. Algunos, como el caso de la bahía de Cartagena (Estudio de Caso No. 7) y otros antes mencionados, han sido en cierto modo documentados, pero otros, quizá muchos, han pasado inadvertidos. En la tabla 10 se relacionan las principales actividades humanas que causan en la actualidad algún impacto en las praderas de pastos o que potencialmente representan una amenaza para la integridad de las mismas en las distintas áreas geográficas. Los valores asignados son la cuantificación del grado de impacto que causan dichas actividades sobre las praderas, basados en las observaciones realizadas por los autores en el campo. A manera de síntesis, la figura 80 ilustra el grado de intervención antrópica para las praderas de pastos en el Caribe colombiano, donde se evidencia que la presión por parte de las actividades humanas se concentra en el área de la bahía de Cartagena y los PNN Corales del Rosario y Tayrona, respectivamente.

Aunque no necesariamente se refleja en una reducción de la extensión de los fondos vegetados por pastos, el uso extractivo de recursos vivos asociados

es quizá la actividad humana de uso directo de este ecosistema más generalizada y de mayor cobertura geográfica. Su impacto, a pesar de no ser siempre evidente, es de amplia distribución, pero variable geográficamente en magnitud e intensidad. No obstante la falta de estadísticas pesqueras confiables en Colombia para evaluar objetivamente la dimensión del impacto del uso extractivo en las praderas, el paulatino agotamiento de algunos recursos de valor comercial generalmente asociados a este ecosistema es evidente. Entre ellos se destacan la tortuga verde, *Chelonia mydas*, y el caracol pala, *Strombus gigas* (Figura 81), cuyas poblaciones han sido diezgadas en casi todo el Caribe hasta el punto de que ambas figuran en las listas de especies amenazadas de extinción (Castaño-Mora, 2002; Ardila *et al.*, 2002) y su comercio ha tenido que ser restringido y regulado por normas internacionales (CITES, 2002). Las langostas y varias especies de peces también son objeto de explotación intensa en las praderas de pastos. La reducción de las poblaciones o erradicación total de éstos y otros organismos de la zoocenosis de las praderas puede tener consecuencias ecológicas y económicas muy importantes (cf. Jackson *et al.*, 2001).

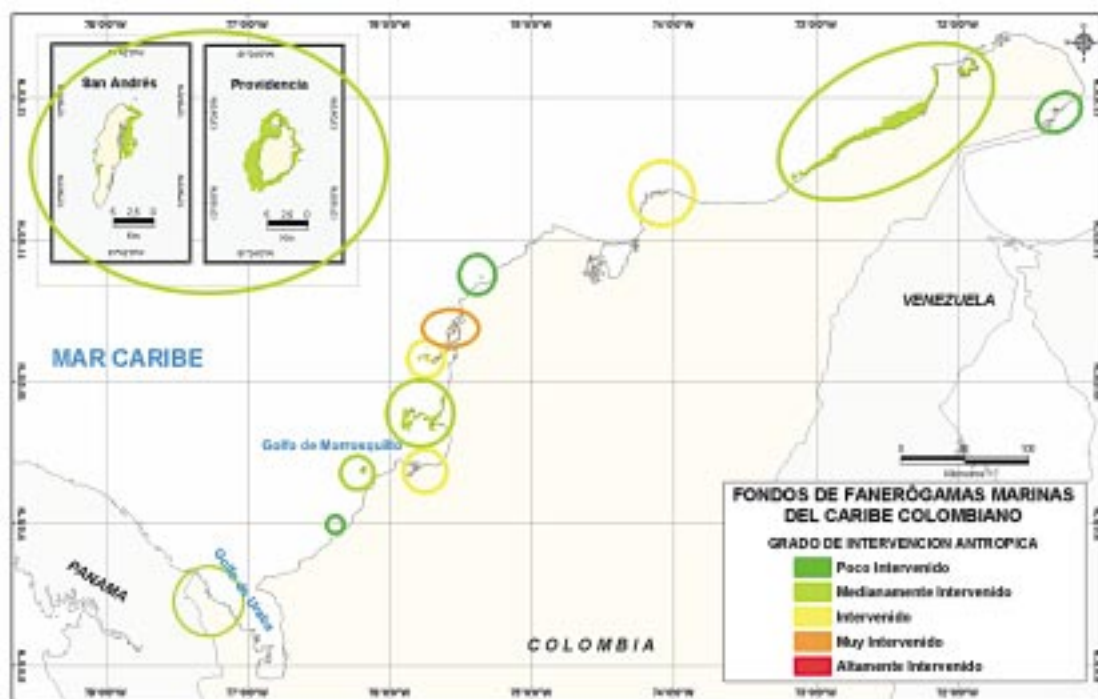


Figura 80. Grado de intervención antrópica para las praderas de pastos en el Caribe colombiano, nótese la presión que se concentra en el área de la bahía de Cartagena y los PNN Corales del Rosario y Tayrona, respectivamente

TABLA 10. Resumen de las principales causas de deterioro en las praderas de pastos marinos del Caribe colombiano. El valor obtenido para cada atributo ambiental, estructural o biótico corresponde al promedio de la información colectada y expresa la suma de incidencia y permanencia en el tiempo. Categorías de 0 a 5 (0= insignificante, 1=valor muy bajo, 2=bajo, 3=medio, 4=alto, 5=muy alto o importante). El grado de intervención antrópica en la última fila resulta de promediar los valores de los atributos marcados con asterisco (*).

ATRIBUTOS	URABA	I FUERTE	ISLA TORTUGILLA	ISLAS DE SAN BERNARDO	GOLFO DE MORROSQUILLO	PUNTA SAN BERNARDO - CANAL DELDIQUE	PENINSULA DE BARU	ISLAS DEL ROSARIO	BAHIA DE CARTAGENA	ISLA ARENA	PNN TAYRONA	LA GUAJIRA	ARCHIPIELAGO DE SAN ANDRES Y PROVIDENCIA
Extensión	2	3	1	4	2	3	3	3	2	1	2	3	3
Grado de epifitismo	2	3	2	3	2	2	2	2	4	3	2	3	2
# Influencia de asentamientos humanos	2	2	0	2	2	2	3	3	4	1	2	1	3
*Descarga de aguas continentales	4	2	1	2	3	3	3	3	4	2	2	1	1
*Aguas negras/actividad industrial	1	1	0	1	2	2	2	2	5	0	1	0	2
*Basuras	1	1	1	2	2	1	2	2	3	0	2	0	2
Turbidez	2	2	2	1	3	2	2	2	4	4	2	3	1
Densidad vástagos	2	2	1	3	2	1	2	2	2	3	2	2	2
% cobertura	2	3	2	3	3	2	3	3	3	4	3	2	2
Índice de área foliar	2	2	2	2	2	3	1	1	2	2	2	2	2
Tipo de sedimento	2	3	3	4	1	2	4	4	3	1	2	2	4
Grado de mosaicismo	3	3	2	3	2	2	3	3	3	2	4	2	3
Riqueza de flora	3	2	2	3	4	1	3	3	3	2	3	4	2
*Riqueza de fauna asociada	3	3	2	3	3	2	3	3	3	1	4	3	3
GRADO DE INTERVENCIÓN ANTRÓPICA	2	2	1	2	3	2	3	3	4	1	3	2	2

La influencia de asentamientos humanos es la resultante del promedio de tres variables: distancia de las praderas a los asentamientos (5= de 0 a 100m; 4= de 101 a 300m; 3= de 301 a 500m; 2= de 501 a 1000m; 1= de 1000 a 2000m; 0=> a 2000m), número de unidades poblacionales en el área (5= 5 poblaciones o más; 4=4 poblaciones...; 0=0 poblaciones) y Tamaño de unidades poblacionales (5=> 1'000.000 de habitantes; 4=100.000 de habitantes; 3=10.000-100.000; 2=1000-10.000; 1=100-1000; 0=1 a 100).



Figura 81. El caracol pala, *Strombus gigas*, especie amenazada

PERSPECTIVAS Y RECOMENDACIONES PARA EL MANEJO Y LA CONSERVACIÓN

Dado que la presencia humana en las zonas costeras muestra una clara tendencia a incrementarse en todo el mundo, y por ende también el uso múltiple del espacio y de los recursos marinos, se hace cada vez más necesario adoptar medidas que prevengan y mitiguen los impactos sobre el ambiente y garanticen la conservación de los ecosistemas estratégicos.

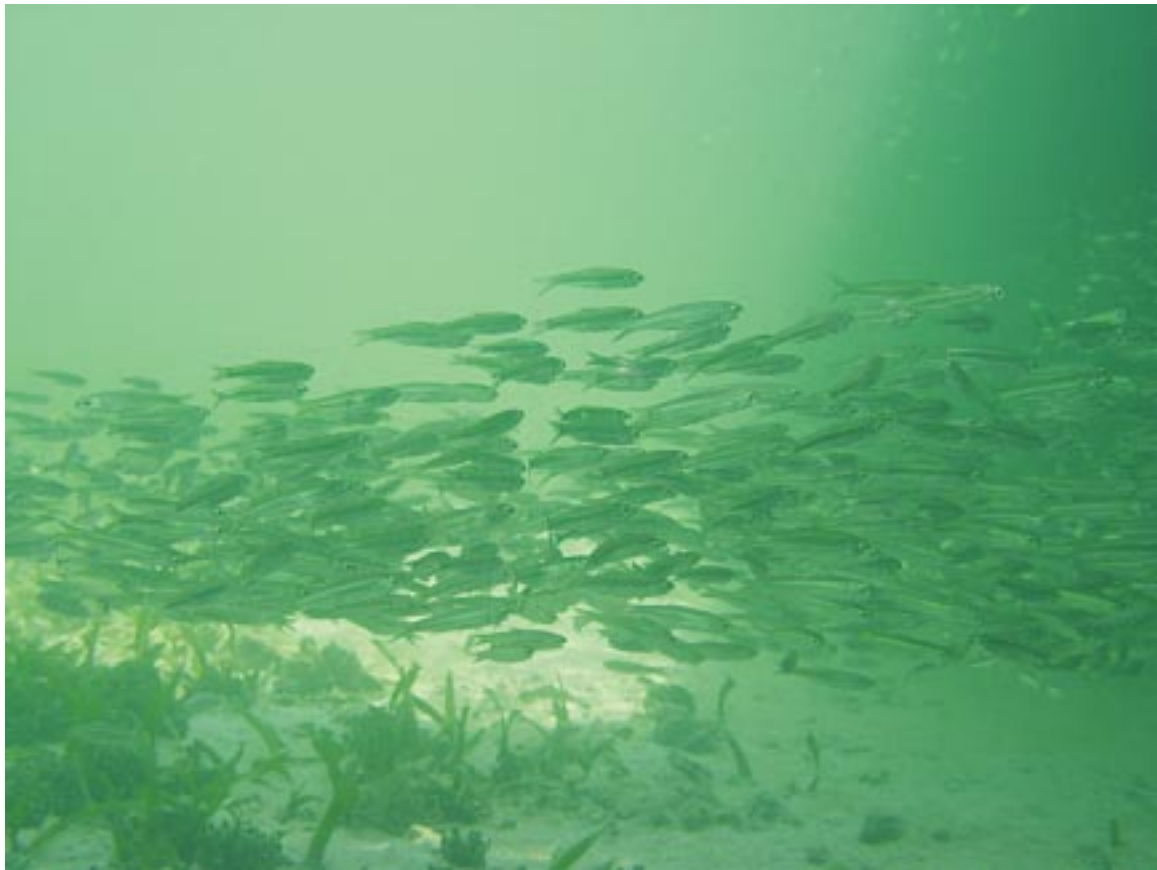
Teóricamente, una de las medidas de conservación más efectivas y generalizadas es la creación de áreas marinas protegidas que incluyan dentro de sus límites extensiones suficientes y representativas de los ecosistemas naturales objeto de conservación. Tres de los parques nacionales naturales (PNN) de Colombia incluyen praderas de pastos entre los mosaicos de ambientes marinos y costeros más característicos del Caribe, además de las formaciones de coral y los manglares. En conjunto, los PNN Tayrona, Corales del Rosario y San Bernardo y McBean Lagoon, éste último en la isla de Providencia, protegen un total aproximado de 3.400 hectáreas de pastos marinos.

Esta cifra es a todas luces baja, pues equivale a menos del 8% de la extensión total que ocupan las prade-

ras en el Caribe colombiano. Ninguno de los PNN mencionados abarca las praderas de la península de La Guajira, donde son más abundantes y la zoocenosis presenta una estructura en cierto modo diferente a las demás, como fue expuesto en el capítulo 3. A pesar que las praderas en este sector no muestran un grado de amenaza grande, su peculiaridad e importancia amerita la creación de al menos un área protegida en la costa de La Guajira que garantice su conservación.

La protección de la biodiversidad y la mitigación del impacto causado por las actividades humanas son filosofías centrales en el mantenimiento y sostenimiento de la calidad y cantidad de los ecosistemas marinos.

En general, se asume que intervenciones antrópicas de carácter tecnológico que afectan localmente los hábitats y ecosistemas no son globalmente perjudiciales, o tienen pequeña o escasa importancia. Sin embargo, cuando las intervenciones son frecuentes o constantes e impactan ecosistemas naturales en los que existen relaciones estrechas entre sus componentes, la ruptura de uno de sus enlaces puede tener consecuencias inesperadas en el lado no previsto, e incluso tener un efecto de retroalimentación negativa y afectar la calidad de vida humana.



*La protección de la biodiversidad y la **mitigación** del impacto causado por las actividades humanas son filosofías centrales en el mantenimiento y sostenimiento de la calidad y cantidad de los ecosistemas marinos.*

Como se expuso anteriormente, la presencia y continuidad de las praderas de pastos marinos (por ende, su preservación) dependen de una compleja trama de interacciones hidrográficas, climáticas, sedimentológicas, geomorfológicas y de calidad del agua, pero también de la frecuencia, magnitud y severidad de los impactos provocados por las actividades humanas sobre estas variables o directamente sobre los pastos (Figura 83). Puesto que la interacción entre el hombre y la naturaleza es multifacética y compleja, la adopción de medidas tendientes a la preservación del ambiente requiere ante todo de la disponibilidad de información adecuada y actualizada sobre los riesgos, amenazas e implicaciones de los impactos reales y potenciales, lo cual sólo se logra mediante estudios e investigaciones bien encauzadas, así como a través de normas y políticas coherentes y, especialmente, de una conciencia ambiental pública bien fundamentada. La

implementación de programas de educación ambiental y capacitación a los responsables del manejo de los recursos costeros, así como la conformación de grupos voluntarios para la protección de los recursos marinos y la producción de material didáctico, son claves para lograr la recuperación y conservación. La participación de la comunidad, como principal interesada y responsable en la ejecución de tales actividades, resulta fundamental.

Las políticas orientadas a la conservación de las praderas y otros ecosistemas marino-costeros deben tener un carácter nacional, pero teniendo en consideración sus características regionales y locales (Fonseca *et al.*, 1998). Los responsables de la toma de decisiones en relación con el manejo de los ecosistemas costeros deben tener presente la historia de éstos a nivel local y regional y, en el caso de los pastos marinos, conocer su



Figura 83. La tala indiscriminada en las cuencas de los ríos ocasiona el arrastre de grandes cantidades de sedimento a la zona costera, causando turbidez de las aguas y modificando las características de los fondos (golfo de Morrosquillo)

dinámica espacial y temporal (Fonseca *et al.*, 1998). Ello requiere, desde luego, de estudios de línea base y monitoreos en lugares estratégicos que permitan generar series temporales de datos que muestren las tendencias de ciertas variables ambientales y de la abundancia, cobertura y otros aspectos estructurales de las praderas. Los resultados deberán ponerse a disposición de los planificadores y tomadores de decisiones de manera clara, concisa y oportuna. Igualmente, deberá tenerse en cuenta la **mitigación** de los impactos ocasionados por la actividad humana o, en última instancia, la compensación del daño mediante **restauración**.

En Colombia, únicamente en la bahía Chengue (PNN Tayrona), cerca de Santa Marta, se hace seguimiento anual desde hace ya nueve años a algunas variables ambientales y de la estructura de una pradera de *Thalassia*. Lo anterior ha permitido apreciar sus tendencias en el transcurso de casi una década, sintetizadas en el estudio de caso No. 2, presentado en el Capítulo dos (ver también Garzón-Ferreira, 1998; Rodríguez-Ramírez y Garzón-Ferreira, 2003). Dicho

monitoreo se efectúa como parte de un programa internacional de observación permanente de las comunidades coralinas, de pastos marinos y manglares en el Gran Caribe (Caribbean Coastal Marine Productivity Network – CARICOMP) con el propósito de determinar su tendencia y los posibles impactos a escala local y/o macro-regional de fenómenos atmosféricos (e.g. El Niño, huracanes), oceanográficos (e.g. marejadas, incremento inusual de la temperatura del agua) y/o biológicos (p.ej. epidemias, mareas rojas) de gran escala (cf. CARICOMP, 1997a,b). En este caso, se trata de un lugar de referencia, localizado en un área legalmente protegida, donde la influencia de las actividades antrópicas es reducida, lo que se refleja en la relativa estabilidad que muestra la serie temporal de datos. Sin embargo, para poder evaluar las tendencias y detectar posibles cambios en las variables ambientales y estructurales a causa de la influencia antrópica eventual o crónica, se requiere contar con una red de sitios de monitoreo suficientemente representativa, que incluya también lugares en los que se presuman impactos directos o indirectos causados por las actividades humanas.

Algunas de las actividades humanas con alto nivel de impacto sobre los pastos marinos que deben ser, en lo posible, evitadas o mitigadas para la efectiva conservación de este ecosistema son:

- Pesca de arrastre o con otras artes que afecten drásticamente la cobertura de pastos
- Actividades náuticas con embarcaciones a motor a altas velocidades en zonas someras
- Actividades náuticas sin levantar anclas
- Vertimiento de basuras sólidas
- Vertimiento no controlado de aguas domésticas sin tratamiento previo
- Vertimiento no controlado, ocasional o permanente, de residuos industriales
- Vertimiento directo de aguas empleadas para refrigeración de maquinaria industrial
- Dragados y rellenos
- Remoción directa de pastos marinos y extracción excesiva de organismos vivos
- Tala indiscriminada en las cuencas de los ríos o alteración de sus cauces que ocasionen arrastre de cantidades considerables de sedimento directamente a la zona costera.
- Pisoteo de las praderas por bañistas y buzos de manera incontrolada

En la Tabla 11 se recopila la información básica referente a la determinación de síntomas, causas y procedimientos a seguir para el manejo de áreas con prade-

ras de pastos marinos afectadas por procesos naturales o antrópicos de algún tipo.

Tabla 11. Información básica para determinar síntomas, causas y pasos a seguir para el manejo de praderas de pastos marinos con algún tipo de afectación natural o antrópica (adaptado de Lee Long y Thorn, 2001)

RESPUESTA DE LOS PASTOS MARINOS (SINTOMAS)	POSIBLES CAUSAS DE IMPACTO	ACCIONES INICIALES	ACCIONES PARA MEJORAMIENTO DEL HABITAT	COMPETENCIA INSTITUCIONAL O ACTORES INVOLUCRADOS	INDICADORES REPRESENTATIVOS (EJEMPLOS)
Fluctuaciones estacionales en la biomasa en pie y distribución del fitoplancton, macroalgas y/o epifitas	Ciclos estacionales en temperatura, luz, salinidad, nutrientes, etc.	Verificar cambios que se encuentren fuera de la escala natural Estimar otras posibles causas de estrés y anomalías en los parámetros ambientales	Fenómenos naturales, no requieren de intervención antrópica	Ambientales y de pesca	Abundancia de pastos marinos, cobertura de epifitos (estacionalmente si es posible o anualmente)
Repentinos florcimientos de fitoplancton, macroalgas, epifitos o epifauna	Fitoplancton u otras especies introducidas que compiten con especies locales	Verificar la presencia de especies introducidas	Eradicación de especies invasoras Adopción de medidas correctivas en puertos y muelles para controlar la introducción de estas especies.	Autoridades portuarias, y marítimas, ambientales, gobierno local, comunidades costeras, industrias pesquera y turística	Abundancia de pastos marinos, cobertura de epifitos, etc. Salud de las pesquerías asociadas
Sobrepastoreo de praderas	Herbívoros (vertebrados-manatíes, tortugas-o invertebrados –erizos) en ausencia de predadores naturales o rivales	Buscar bibliografía sobre la biología y ecología de poblaciones de herbívoros	No existen medidas de manejo	Ambientales y pesqueras, comunidades costeras, industrias turística y pesquera	Parámetros de abundancia de pastos Aumento en la población de herbívoros
Repentina erosión de praderas de pastos o sepultamiento por sedimentos, pérdida de sedimentos que sustentan la pradera	Tormentas, incremento del oleaje y mareas. Encrespamiento de olas por eventos catastróficos de alta energía	Verificar las condiciones locales de olas y marejadas, y los patrones de redistribución de los sedimentos durante eventos catastróficos recientes	Permitir la recuperación natural o intentar el trasplante o dispersión de semillas para promoverlo. Poner en marcha programas de trasplante sólo si la topografía y las condiciones del sedimento lo permiten y si la recuperación natural requiere asistencia		Parámetros de abundancia de pastos Características del sustrato y sedimentos

Tabla 11. Continuación

RESPUESTA DE LOS PASTOS MARINOS (SINTOMAS)	POSIBLES CAUSAS DE IMPACTO	ACCIONES INICIALES	ACCIONES PARA MEJORAMIENTO DEL HABITAT	COMPETENCIA INSTITUCIONAL O ACTORES INVOLUCRADOS	INDICADORES REPRESENTATIVOS (EJEMPLOS)
Pérdida repentina y/o sedimentación de praderas (cambios ocurridos fuera de la escala natural)	Inundaciones: cargas catastróficas de nutrientes, aguas dulces; presencia de partículas de sedimento y redistribución de praderas (aumentado por erosión del suelo)	Verificar recientes deslizamientos de tierra. Identificar los alcances y usos del área expuestos	Permitir el recubrimiento naturalo trasplantar, si es preciso revegetalizar con bancos de semillas, así como prácticas de control sobre liberación de sedimentos al medio	Gobierno, comunidades costeras, industrias de pesca y turismo, etc.	Parámetros de abundancia de pastos
	Programas de dragado: sombrío excesivo y sepultamiento de praderas por plumas de sedimentos causadas por dragados	Observar el tamaño del grano y la química de los sedimentos vs. la del material dragado	Permitir el recubrimiento naturalo trasplantar si es preciso. Incrementar medidas preventivas sobre cortinas de ciéno, optimizar métodos de dragado Inclusión de una "armadura" protectora de la línea de costa que puede incluir estructuras que reduzcan la reflexión de las olas y la erosión de la pradera		Características del sustrato y sedimentos
	Rompeolas, canales, muelles y otras construcciones en la línea de costa o pradera pueden cambiar la hidrología y la distribución de los sedimentos, causando erosión, sepultamiento o cambios en la topografía/profundidad del fondo que afectan la supervivencia de los pastos marinos	Determinar las tasas de crecimiento, productividad	Plantar nuevos pastos en áreas adecuadas que hayan sido creadas por los cambios en la hidrología y la redistribución del sedimento (topografía) Reubicación de construccioneso utilización de materiales que permitan la entrada de luz sobre los ecosistemas		Determinación de la cantidad de luz incidente

Tabla 11. Continuación

RESPUESTA DE LOS PASTOS MARINOS (SINTOMAS)	POSIBLES CAUSAS DE IMPACTO	ACCIONES INICIALES	ACCIONES PARA MEJORAMIENTO DEL HABITAT	COMPETENCIA INSTITUCIONAL O ACTORES INVOLUCRADOS	INDICADORES REPRESENTATIVOS (EJEMPLOS)
Dispersión de la mortalidad por enfermedad seguida por envejecimiento de las plantas	Enfermedad causada por organismos (e.g. <i>Labryrinibula</i> sp, virus, bacterias), comúnmente posterior a estrés acumulado por otras fuentes	Test intensivo para hongos o virus patógenos Examinar el rango de factores (naturales y antrópicos) que pudiesen causar estrés en los pastos y propiciar la enfermedad.	Mejorar la calidad del agua a través de la reducción de factores antrópicos que causan estrés tales como sedimentación excesiva, nutrientes y contaminación química		Parámetros de abundancia de pastos marinos Enfermedades en las plantas Salud de las pesquerías asociadas
Excesiva o persistente cobertura de epifitas y densidades de fitoplancton que provocan la muerte de los pastos marinos	Alta (excesiva) carga de nutrientes por desechos agrícolas, industriales o urbanos	Verificación de la composición fitoplanctónica, cobertura de epifitas, atenuación de la luz, eficiencia fotosintética de los pastos. Identificar el rango de factores y amenazas (naturales y antropogénicas) y fuentes de impactos	Aumento en el control de sedimentos en áreas urbanas, infraestructura y zonas agrícolas Adoptar medidas de control de contaminación por desperdicios y químicos industriales Ensayar revegetalización donde sea posible	Autoridades portuarias y marítimas, ambientales, gobiernos locales, comunidades costeras e industrias de pesca y turismo.	Monitoreo a largo plazo de la máxima profundidad de distribución Abundancia de pastos, cobertura de epifitas, etc. Salud de las pesquerías asociadas
Lavado directo; erosión y/o daño directo sobre los pastos	Actividades de pesca – pesca de arrastre	Medida o estimativo de los efectos de la pesca por barrido sobre los pastos marinos	Encerrar áreas no expuestas a este tipo de actividad o modificar la velocidad de arrastre para reducir los daños físicos sobre el habitat		Parámetros de abundancia de pastos Actividades de barrido sobre áreas sensibles del habitat

Tabla 11. Continuación

RESPUESTA DE LOS PASTOS MARINOS (SINTOMAS)	POSIBLES CAUSAS DE IMPACTO	ACCIONES INICIALES	ACCIONES PARA MEJORAMIENTO DEL HABITAT	COMPETENCIA INSTITUCIONAL O ACTORES INVOLUCRADOS	INDICADORES REPRESENTATIVOS (EJEMPLOS)
Lavado directo; erosión y/o daño directo sobre los pastos	Navegación: propelas y efectos de turbulencia sobre las hojas	Medida o estimación del grado de actividades sobre y cerca de los hábitats	Cerrar áreas sensibles al tráfico de botes; implementar límites de velocidad para minimizar el daño de las propelas en los pastos	Autoridades portuarias y marítimas, clubes de pesca y navegación, industrias de embarcaciones marítimas	Parámetros de abundancia de pastos marinos Actividad de embarcaciones sobre áreas con pastos
	Anclaje y arrastre de cadenas	Medida o estimativo de actividades de anclaje sobre praderas de pastos	Cerrar áreas sensibles; reubicar áreas de anclaje en lugares menos sensibles; uso permanente y bajo impacto de amarrias		
Tendencia de deterioro, pérdida o sedimentación de pastos	Sedimentos y cargas de sedimentos, uso agrícola (erosión del suelo, sedimentación/turbidez) causan sepultamiento de los pastos por lodos	Revisar patrones de erosión y deposición de lodos sobre los pastos	Revegetalización, prácticas de control de sedimentación en áreas urbanas y construcción de carreteras	Agencias de transporte, ambiente y agroforestales	Abundancia de pastos, cobertura de epifitas, etc. Salud de las pesquerías asociadas
	Cambio climático global y regional. Cobertura de nubes y vientos afectan los niveles de luz disponible para la fotosíntesis. La lluvia e inundaciones también afectan las cargas de sedimentos. Patrones hidrológicos afectan la resuspensión de materiales	Examinar las tendencias del cambio climático en asociación con los vientos, la lluvia, nubosidad y patrón de corrientes	El mejoramiento del hábitat probablemente no será efectivo si los cambios climáticos sobrepasan las condiciones locales de supervivencia de los pastos marinos		

Tabla 11. Continuación

RESPUESTA DE LOS PASTOS MARINOS (SINTOMAS)	POSIBLES CAUSAS DE IMPACTO	ACCIONES INICIALES	ACCIONES PARA MEJORAMIENTO DEL HABITAT	COMPETENCIA INSTITUCIONAL O ACTORES INVOLUCRADOS	INDICADORES REPRESENTATIVOS (EJEMPLOS)
<p>Tendencia al deterioro, pérdida ó sedimentación de pastos</p>	<p>Incremento en la temperatura del mar causando aumento de la tasa de respiración y posible reducción del carbono en el tejido de reserva de la planta, especialmente en especies tropicales (Short y Neckles 1999)</p>	<p>Verificar tendencias anuales de temperatura, luz y clima. Evaluar posibles impactos en la respiración y fotosíntesis de los pastos</p>	<p>El mejoramiento del hábitat probablemente no será efectivo si los cambios climáticos sobrepasan las condiciones locales de supervivencia de los pastos marinos</p>	<p>Autoridades portuarias y marítimas, ambientales, gobiernos locales, comunidades costeras e industrias de pesca y turismo.</p>	<p>Monitoreo a largo plazo de la máxima profundidad de distribución</p> <p>Parámetros de abundancia de pastos marinos</p> <p>Características del sustrato</p>
	<p>Incremento en el nivel del mar puede causar exposición a olas y marejadas, permitiendo erosión y pérdida del hábitat (Short y Neckles 1999)</p>	<p>Verificar cambios en el oleaje, perfiles de profundidad de mareas y corrientes etc.</p>	<p>Aplicación de límites para uso de agroquímicos e implementación del tratamiento y disposición de químicos industriales.</p>	<p>Agencias de transporte, ambiente y agroforestales</p>	<p>Química del tejido de la planta y parámetros fisiológicos (C.N.P, aminoácidos, eficiencia fotosintética)</p>
<p>Enfermedades y patógenos pueden permanecer en condiciones subletales de forma natural, pero atacan a las plantas cuando múltiples agentes de estrés coinciden en el tiempo</p>	<p>Determinar la persistencia de los agentes y síntomas de enfermedad</p>	<p>Observe las posibles causas de estrés en el ecosistema de pastos</p>	<p>Autoridades portuarias, gobierno local e industrias de acuicultura</p>	<p>Enfermedades en las plantas</p> <p>Parámetros fisiológicos de los pastos</p>	

REDUCCIÓN Y DEGRADACIÓN DE LAS PRADERAS DE PASTOS MARINOS EN LA BAHÍA DE CARTAGENA

Juan Manuel Díaz M. y Diana Isabel Gómez-López
jmdiaz@invemar.org.co, digomez@invemar.org.co

Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras, INVEMAR, Santa Marta
AA 1016

Hasta el siglo XVIII, la bahía de Cartagena era un cuerpo de agua semicerrado, de aguas relativamente calmas, transparentes y estenohalinas, bordeado por bosques de mangle en los sectores más internos y por playas y barras de arena en las áreas más dinámicas (cf. Vernet *et al.*, 1977; Marco, 1988). Tales condiciones propiciaron seguramente el desarrollo de un mosaico de ecosistemas que combinaba formaciones coralinas, praderas de pastos marinos y rodales de mangle en el interior de la bahía. Sin embargo, desde tiempos coloniales (e.g. la apertura del canal del Dique en el siglo XVII y el bloqueo de la entrada a la bahía por Bocagrande en el XVIII, cf. Pagliardini *et al.*, 1982; Lemaitre, 1983) las actividades humanas en el área han desencadenado paulatinamente cambios en las características ecológicas de la bahía, particularmente drásticos en las últimas décadas, los cuales se hacen evidentes al recabar en la información que permite reconstruir la situación en tiempos pasados. Mapas, fotografías aéreas e imágenes de satélite de un mismo lugar pero correspondientes a diferentes momentos constituyen una herramienta muy útil para tal propósito.

Así, mediante el análisis comparativo de cartografía, fotografías aéreas pancromáticas disponibles en el Instituto Geográfico "Agustín Codazzi" tomadas en 1945, 1950, 1954, 1956, 1957, 1961, 1968, 1971, 1976, 1985 y 1991, y una imagen del satélite Landsat de febrero de 2000, complementados con observaciones de campo, permitieron hacer una reconstrucción decadal de la distribución espacial de las praderas de pastos en la bahía de Cartagena y áreas aledañas en los últimos 60 años (para mayor detalle de la metodología empleada, ver Díaz y Gómez-López, 2003). Las causas y efectos de los cambios observados fueron a su vez analizados a la luz de información histórica acerca de las intervenciones antrópicas más relevantes en el área.

El análisis mostró que de algo más de 1,000 hectáreas estimadas de praderas existentes en 1935-45 (Figura 1), ya para 1951-57 se habían perdido 636 hectáreas, es decir quedaban 375, y para la década de 1961-71 se habían perdido otras 142. En 1985-91 quedaban 150 hectáreas y en el 2001, cuando se hizo la presente evaluación, quedaba apenas un remanente de 76 hectáreas (Figura 2), es decir, menos del 8% de la extensión que ocupaban en la década de 1935-45. La drástica desaparición de áreas cubiertas por pastos entre 1945 y 1965 fue especialmente evidente en el sector sureste de la bahía, donde originalmente existían las mayores extensiones. Posteriormente, aunque a una tasa menor, el proceso se extendió progresivamente hacia otros sectores de la bahía. Ello sugiere que el factor que determinó el inicio del proceso de reducción de las praderas, aunque a la postre se manifestó en toda la bahía, y aún fuera de ella, tuvo su foco principal en ese sector. La figura 3 ilustra la reducción progresiva de la extensión de las praderas en el área en el transcurso de seis décadas. Como se

aprecia, la reducción ha sido exponencial inversa en el interior de la bahía, mientras que en la parte exterior la tendencia ha sido lineal.

Las obras de ampliación y dragado del canal del Dique, que permitieron restablecer la comunicación fluvial entre Cartagena y el río Magdalena en la década de los 90's (Lemaitre, 1983), significaron un aporte de aguas dulces y sedimentos a la bahía, que antes de tales obras era irregular y de menor magnitud, provocando seguramente cambios drásticos en las condiciones de salinidad, transparencia y sedimentación en el sector aledaño a su desembocadura en la parte sureste de la bahía, y consecuentemente alteraciones en la distribución y estructura de las praderas (IDEADE, 1993; INVEMAR, 1997). Adicionalmente, en las décadas de 1950 y 1960, la creación y vertiginosa expansión del complejo industrial de Mamonal (Borda y Durán, 1991) condujo muy seguramente a la erradicación de amplias extensiones de pastos marinos en ese sector como consecuencia de la remoción y relleno de terrenos, la destrucción de manglares para la instalación de las industrias, el dragado de fondos para permitir el acceso de embarcaciones de mayor calado y los vertimientos de aguas residuales industriales (Pagliardini *et al.*, 1982; IDEADE, 1993). Además, en 1962 se puso en servicio el sistema de alcantarillado de Cartagena (Borda y Durán, 1991), el cual evacua actualmente unos 62.000 m³/día de aguas servidas en el sector central de la bahía (Garay y Castro, 1996) aportando una cantidad importante de materia orgánica y contribuyendo decisivamente a la eutroficación del sistema (Pagliardini *et al.*, 1982, alterando en consecuencia las condiciones para el desarrollo de los pastos marinos. Posteriormente, entre 1968 y 1982, se aceleraron el desarrollo portuario y la industria turística, y se hicieron ampliaciones al canal del Dique.

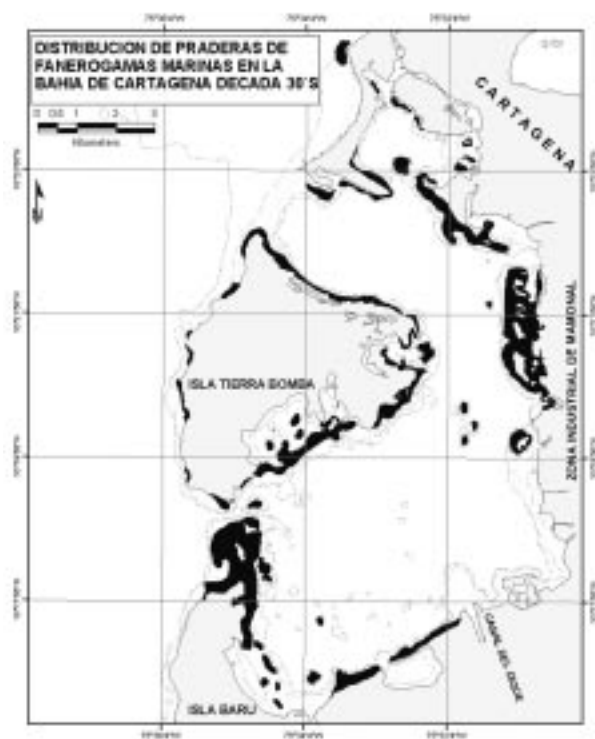


Figura 1. Década entre 1935-1945



Figura 2. Década de los 90's

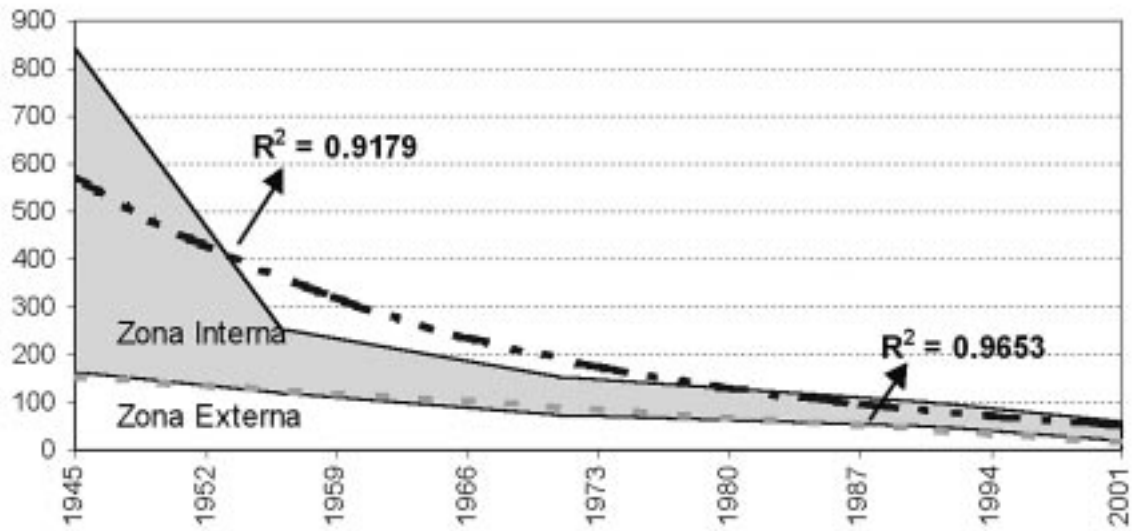


Figura 3. Tendencia de pérdida de las praderas de pastos marinos a lo largo de seis décadas al interior y exterior de la bahía de Cartagena

Como se deduce de lo anterior, es evidente que los impactos de origen humano en la bahía, si bien se remontan hasta tres siglos antes, se han acrecentado vertiginosamente en magnitud, tasa de cambio, diversidad de procesos y cobertura espacial. Estos impactos, actuando sinérgicamente, han conducido a la transformación radical del sistema, de uno con características eminentemente estenohalinas, de aguas relativamente transparentes y oligotróficas cuyos fondos albergaban mosaicos de comunidades coralinas y pastos marinos dominadas por organismos filtradores, a otro con características eurohalinas, de aguas turbias, eutróficas, contaminadas por hidrocarburos, sustancias organocloradas y metales pesados (Pagliardini *et al.*, 1982), y fondos contaminados e hipóxicos que albergan comunidades dominadas por bacterias y con muy poca producción primaria (cf. INVEMAR, 1997).

Aún a comienzos de la década de los 70's, en las praderas del interior de la bahía se registraba la presencia de más de 30 especies de macrofauna epibentónica, destacándose en abundancia las esponjas, los gasterópodos (incluyendo al caracol pala *Strombus gigas*), los bivalvos epibentónicos, los pepinos de mar, los erizos y las estrellas de mar (cf. Londoño, 1974). Durante nuestras observaciones, en mayo de 2001, ninguno de estos grupos y especies fueron observadas en abundancia, y varios de ellos no fueron siquiera avistados. La desaparición o reducción drástica de poblaciones de estos y otros organismos filtradores (esponjas, ascidias, bivalvos, algunos crustáceos) y la disminución de la cobertura espacial de las praderas son signos inequívocos de la transformación de la estructura trófica del sistema, de uno dominado por producción primaria bentónica a otro dominado por producción primaria planctónica y elevada producción microbiana, del mismo modo como ha ocurrido también en otras áreas en las que la eutroficación ha sido el principal causante de la reducción en la abundancia de praderas de pastos marinos (cf. Orth y Moore, 1983; Fourqurean y Roblee, 1999).

Literatura Citada

- Borda, J.A y G.J. Durán. 1991. Cartagena Industrial. Inversiones Borda Caldas, Compulaser Publicidad, Cartagena, 143 pp.
- Díaz, J.M. y D.I. Gómez. En prensa. Cambios históricos en la distribución y abundancia de praderas de pastos marinos en la bahía de Cartagena y áreas aledañas (Colombia). Bol. Invest. Mar, Cost., 32.
- Fourqurean, J.W. y M.B. Robblee. 1999. Florida Bay: A history of recent ecological changes. Estuaries, 22 (2B): 345-357.
- Garay, J y L. Castro. 1996. Diagnóstico físicoquímico y de contaminación en la bahía de Cartagena. Capítulo I, Parte I. En: Estudio de la contaminación por plaguicidas y eutroficación de lagunas costeras del Caribe colombiano. Documento inédito, Centro de Investigaciones Oceanográficas e Hidrográficas, CIOH, Cartagena.
- IDEADE. 1993. Cartagena, Ambiente y Desarrollo. Instituto de Estudios Ambientales (IDEADE), Pontificia Universidad Javeriana, OEA, COLCIENCIAS, Bogotá, 110 p.
- INVEVAR. 1997. Diagnóstico del estado de las comunidades bióticas de la bahía de Cartagena y su respuesta a la contaminación. Informe final inédito, Proyecto GEF/RLA/93/G41, Objetivo 1, Resultado 1, Santa Marta, 111 p.
- Lemaitre, E. 1983. Historia General de Cartagena. Banco de la República, Bogotá, 4 Vols.
- Londoño, J.A. 1974. Algunos grupos presentes del macrobentos en fondos con *Thalassia* dentro de la bahía de Cartagena. Tesis profesional, Fac. de Ciencias del Mar. Univ. de Bogotá Jorge Tadeo Lozano, Bogotá, 84 p.
- Marco, E. 1988. Cartagena de Indias. Puerto y Plaza Fuerte. Fondo Cultural Cafetero, Tercera Ed., Bogotá, 217 p.
- Orth, R.J. y K. A. Moore. 1983. Chesapeake Bay: An unprecedented decline in submerged aquatic vegetation. Science, 222: 51-53.
- Pagliardini, J.L., M.A. Gómez, H. Gutiérrez, S.I. Zapata, A. Jurado, J.A. Garay y G. Vernet. 1982. Síntesis del proyecto Bahía de Cartagena. Bol. Cient. CIOH, 4: 49-110.
- Vernette, G., J. Buitrago, N.H. Campos y M. Llano. 1977. Variaciones morfológicas de las costas de la Bahía de Cartagena a partir del siglo XV. Bol. Cient. CIOH., 5:3-23.



LITERATURA CITADA

- Acero, A. 1977. Observaciones ecológicas de una pradera de *Thalassia* en la bahía de Nenguanje, Parque Nacional Tayrona, Colombia. Tesis, Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano, Bogotá.
- Álvarez-León, R., J. Aguilera-Quiñónez, C.A. Andrade-Maya, y P. Nowak. 1995. Caracterización general de la zona de surgencia en La Guajira colombiana. Rev. Acad. Colomb. Cienc. Exac. Fis. Nat. 49(75): 679-694.
- Anderson, P. 1975. Isla Fuerte. Colombia Geográfica, 5(2): 119-191.
- Ángel, I.F. y J. Polanía. 2001. Estructura y distribución de pastos marinos en San Andrés Isla, Caribe colombiano. Bol. Ecotrópica, 35: 1-24.
- Arber, A. 1920. Water plants; a study of aquatic angiosperms. University of Cambridge, 436 p.
- Ardila, N., G. R. Navas y J. Reyes (Eds) 2002. Libro Rojo de invertebrados marinos de Colombia. INVEMAR, Ministerio de Medio Ambiente, Serie Libros Rojos de Especies Amenazadas de Colombia. Bogotá, 180 p.
- Aubad, M. 1981. Estructura de una pradera de *Thalassia testudinum* y la fauna de invertebrados asociada en Bahía Neguange, Parque Nacional Tayrona. Trabajo de grado (Biólogo). Universidad de Antioquia. Facultad de Biología. Medellín.
- Barreto, M., R. Barrera, J. Benavides, E. Cardozo, H. Hernández, L. Marín, B. Posada, C. Salvaterra, P. Sierra y A. Villa. 1999. Diagnóstico ambiental del golfo de Morrosquillo (Punta Rada-Tolú). Una aplicación de sensores remotos y SIG como contribución al manejo integrado de zonas costeras, Curso AGS-6, ITC, 185 p. + anexos.
- Bjorndal, K. A. 1995. The consequences of herbivory for the life history pattern of the Caribbean green turtle, *Chelonia mydas*. pp. 111-116. En K. A. Bjorndal (Ed.), Biology and conservation of sea turtles. Smithsonian Institution Press, Washington, D.C.
- Blakesley, B., P. Hall, D. Berns, J. Hyniova, M. Merello y R. Convoy. 2001. Survey of the distribution of the marine slime mold *Labyrinthula* sp in the seagrass *Thalassia testudinum* in the Tampa Bay area, fall 1999- fall 2000. Technical Report #01-01 of the Tampa Bay Estuary Program. Prepared by the Florida Fish and Wildlife Conservation Commission. Florida Marine Research Institute.
- Borrero, F., J. M. Díaz y A. Seczon. 1996. Las ostras perlíferas (Bivalvia: Pteriidae) en el Caribe colombiano: Historia de su explotación, ecología y perspectivas para su aprovechamiento. INVEMAR. Serie de Publicaciones Especiales No. 1, Santa Marta, 53 pp.
- Botero, L. y R. Álvarez-León. 2000. The Caribbean coast of Colombia. Cap. 42. pp. 663-675. En Ch. Sheppard (Ed), Seas at the Millennium, an Environmental Evaluation. Vol. 1. Elsevier Science, Amsterdam,
- Brook, I. 1978. Comparative macrofaunal abundance in turtlegrass (*Thalassia testudinum*) communities in south Florida, characterized by high blade density. Bull. Mar. Sci. 28 (1): 212-217
- Bula-Meyer, G. 1990. Macrofauna marina. P: 135-153. En: FEN (Eds.). Caribe Colombia. Fondo FEN Colombia. Bogotá.
- Camp, D.K., S.P. Cobb y J.F. van Breedweld. 1973. Overgrazing of seagrasses by regular urchin, *Lytechinus variegatus*, Bioscience, 23: 37-38.
- CARICOMP. 1994. Manual de métodos nivel 1 para el campo y monitoreo de parámetros físicos y biológicos en la zona costera del Caribe. Data Management Center. CARICOMP. Univ. West. Indies, Jamaica. 68 p.
- CARICOMP. 1997a. Caribbean Coastal Marine Productivity (CARICOMP): A research and monitoring network of marine laboratories, parks and reserves. Proc. 8th Int. Coral Reef Symp., 1: 641-646.
- CARICOMP. 1997b. Variation in ecological parameters of *Thalassia testudinum* across the CA-

- RICOMP network. Proc. 8th Int. Coral Reef Symp., Panamá, 1: 663-668.
- Castaño-Mora, O. V. (Ed). 2002. Libro Rojo de Reptiles de Colombia. Instituto de Ciencias Naturales-Universidad Nacional de Colombia, Ministerio del Medio Ambiente, Conservación Internacional-Colombia, Serie Libros Rojos de Especies Amenazadas de Colombia, Bogotá. 160 p.
- Castillo-Torres, P. 2002. Caracterización estructural y evaluación del estado ambiental de las praderas de pastos marinos del Caribe colombiano. Trabajo de grado (Biólogo Marino). Universidad Jorge Tadeo Lozano. Facultad de Biología Marina. Área de Ingeniería y Recursos Naturales. Santa Marta. 66p.
- Ceballos, C.P. 2002. Determinación de la distribución y del estado de conservación de las tortugas marinas en el Caribe colombiano. Convenio SECAB-INVEMAR, Informe final, Santa Marta, 159 p.
- Cendales, M.H., S. Zea y J.M. Díaz. 2002. Geomorfología y unidades ecológicas del complejo de arrecifes de las Islas del Rosario e Isla Barú (Mar Caribe, Colombia). Rev. Acad. Col. Cien. Exac. Fis. Nat. 26(101): 497-510.
- Chesher, R.H. 1975. Biological impact of a large scale desalination plant at key west, Florida. Pp. 99-153. En: Ferguson Wood, E.J. y R.E. Johannes (Eds.). Tropical marine pollution. Elsevier Scientific Publishing Company. Amsterdam.
- CITES. 2002. Apéndices I y II. Versión corregida al 16 de Agosto de 2000 (Consultado Abril 1 de 2002). En : http://www.cites.org/esp/append/I&II_0700.shtml
- Clarke, K. R. y R.M. Warwick. 1994. Change in marine communities: An approach to statistical analysis and interpretation. Plymouth Marine Laboratory, UK.
- Correa, I. 2002. Erosión marina del litoral antioqueño. Sector Turbo arboletes. Causas y estrategias de prevención y mitigación. Universidad EAFIT. Comunicación Personal.
- Dawes, C. J. 1986. Botánica marina. Editorial Limusa, México, 673p.
- Dawes, C.J., D. Hanisak y W.J. Kenworthy. 1995. Seagrass biodiversity in the Indian River Lagoon. Bull. Mar. Sci., 57 (1): 59-66.
- Díaz, J. y D.I. Gómez-López. 2003. Cambios históricos en la distribución y abundancia de praderas de pastos marinos en la bahía de Cartagena y áreas aledañas (Colombia). Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras, 32, en prensa.
- Díaz, J. M. y K.-J. Götting. 1986. Mollusken-Gemeinschaften der Bahía de Nenguange (Karibik, Kolumbien). Helgoländer Meeresunters. 40: 279-308.
- Díaz, J. M., J. Garzon-Ferreira y S. Zea. 1995. Los arrecifes coralinos de la isla de San Andrés, Caribe colombiano: Estado actual y perspectivas para su conservación. Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales, Colección "Jorge Álvarez Lleras", No. 7, Bogotá, 152pp
- Díaz, J. M., J. A. Sánchez y G. Díaz-Pulido. 1996a. Geomorfología y formaciones arrecifales recientes de Isla Fuerte y Bajo Bushnell, plataforma continental del Caribe colombiano. Bol. Invest. Mar. Cost. 25: 87-105.
- Díaz, J. M., J. A. Sánchez, S. Zea y J. Garzón. 1996b. Morphology and marine habitats of two southwestern Caribbean atolls: Albuquerque and Courtown. Atoll Res. Bull. 435: 1-33.
- 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-Ángel, F. Zapata y S. Zea. 2000a. Áreas coralinas de Colombia. INVEMAR Serie de Publicaciones Especiales No.5:176p.
- Díaz, J. M., G. Díaz-Pulido y J.A. Sánchez. 2000b. Distribution and structure of the southernmost Caribbean coral reefs: Golfo de Urabá, Colombia. Sci. Mar., 64(3): 327-336.
- Díaz-Pulido, G. 1998. Ecosistemas marinos y costeros pp. 228-289. En: M. E. Chaves y N. Arango (Eds.), Informe Nacional sobre el Estado de la Biodiversidad Colombia 1997, Vol. 1, Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, Bogotá.
- Digby, P.G.N. y R.A. Kempton. 1987. Multivariate analysis of ecological communities. Chapman & Hall. London. 206 p
- Duke, T.W. y W.L. Kruczynski (Eds.). 1992. Status and trends of emergent and submerged vegetated habitats of the Gulf of Mexico. Gulf of Mexico Program, U.S. Environmental

- Protection Agency. Stennis Space Center, MS. 161 p.
- Durako, M.J. 1988. Turtle grass (*Thalassia testudinum* Banks ex König) - A seagrass. pp:504-520. En: Bajaj, Y.P.S. (Ed.). Biotechnology in Agriculture and Forestry. Vol 6 Crops II. Springer-Verlag, New York..
- Durako, M. J. y K. M. Kuss. 1994. Effects of *Lybrynthula* infection on the photosynthetic capacity of *Thalassia testudinum*. Bull. Mar. Sci; 54: 727-732.
- Echeverry, B. E. 1982. Estudio de la fauna de invertebrados de una pradera de *Thalassia testudinum* König - Biomasa e Incidencia de algunos factores ambientales sobre el ecosistema - en la bahía de Neguange, Parque Nacional Tayrona. Trabajo de grado (Biólogo). Universidad de Antioquia. Facultad de Biología. Medellín.
- Ecology y Environment, Inc. 1984. Environmental reconnaissance study of Cerrejon Coal Project in bahia de Portete, Colombia, South America. Task 5. Informes inéditos, INTERCOR, Barranquilla.
- Erfemeijer, P. 1994. Differences in nutrient concentrations and resources between seagrass communities on carbonate and terrigenous sediments in south Sulawesi, Indonesia. Bull. Mar. Sci. 54 (2): 403-419.
- Erfemeijer, P. y E. Koch. 2001. Sediment geology methods for seagrass habitat Pp: 345-367. En: Short, F y R. Coles. Global seagrasses research methods. Elsevier.
- Eva, A.N. 1980. Pre-Miocene seagrass communities in the Caribbean. Paleontology, 23: 231-236.
- Fonseca, M., W. Judson Kenworthy y G. W. Thayer. 1998. Guidelines for the Conservation and Restoration of Seagrasses in the United States and Adjacent Waters. NOAA Coastal Ocean Program Decision Analysis Series No. 12. NOAA Coastal Ocean Office. Spring, Maryland. 222 pp.
- Fourqurean, J.W. y M.B. Robblee. 1994. Florida Bay: A history of recent ecological changes. Estuaries, 22(2B): 345-357.
- Fourqurean, J.W., J.C. Zieman y G.V.N. Powell. 1992. Relationships between porewater nutrients and seagrasses in a subtropical carbonate environment. Mar. Biol. 114: 57-65.
- Franke, R. 2001. Evaluación de las comunidades epifaunales de las praderas de *Thalassia testudinum* en el Parque Nacional Natural Tayrona. Tesis Maestría (Biólogo Marino). Universidad Nacional de Colombia. Facultad de Ciencias. Santa Marta. 118p + Anexos.
- Fresneda, A., W. Gualteros y J.J.A. Laverde. 1994. Crecimiento y productividad primaria foliares de *Thalassia testudinum* Bank ex König, 1805 en el Parque Nacional Natural Corales del Rosario, Caribe colombiano. Mem. IX Semin. Nac. Cienc. Tecnol. Mar, Medellín: 32.
- Gallegos, M.E., M. Merino, A. Rodríguez, N. Marbá y C.M. Duarte. 1994. Growth patterns and demography of pioneer Caribbean seagrasses *Halodule wrightii* and *Syringodium filiforme*. Mar. Ecol. Prog. Ser., 109: 99-104.
- Garzón-Ferreira, J. 1998. Bahía de Chengue, Parque Nacional Natural Tayrona, Colombia. Pp 115-126. En: Kjerfve, B. (Ed.) CARICOMP, Caribbean Coral Reef, Seagrass and Mangrove Sites. UNESCO-CARICOMP, Paris. 345 p.
- Garzón-Ferreira, J. y M. Cano, 1990. Los ecosistemas marinos de la zona costera de Santa Marta y su distribución. Capítulo 6. En: Díaz, J. M. (Ed.). Estudio ecológico integrado de la zona costera de Santa Marta y Parque Nacional Natural Tayrona. Informe final. INVEMAR-COLCIENCIAS. Santa Marta
- Garzón-Ferreira, J. y M. Cano. 1992. Tipos, distribución, extensión y estado de conservación de los ecosistemas marinos costeros del Parque Nacional Natural Tayrona. Informe inédito, Fondo FEN Colombia, Bogotá.
- Geister, J. 1975. Riffbau und geologische Entwicklungsgeschichte der Insel San Andres (westliches karibisches Meer, Kolumbien). Stuttgarter Beitr. Naturk., Ser. B, 15: 1-203.
- Geister, J. 1983. Holozäne westindische Korallenriffe: Geomorphologie, Ökologie und Fazies. Facies, 9: 173-284.
- Geister, J. 1992. Modern reef development and Cenozoic evolution of an oceanic island/reef complex: Isla de Providencia (Western Caribbean Sea). Facies, 27: 1-70.
- Geister, J. y J.M. Díaz 1997. A field guide to the oceanic barrier reefs and atolls of the southwestern Caribbean (archipiélago of San Andres

- and Providencia, Colombia). Proc. 8th Int. Coral Reef Symp., Panamá, 1: 235-262.
- González, E., A. Mora, Y. Restrepo y C. Valencia. 1992. Notas preliminares sobre la ictiofauna en una pradera de *Thalassia testudinum* Koning (Coccoliso, Caribe colombiano). Mem. VIII Semin. Nal. Cien. Tec. Mar. Santa Marta. p. 630-639.
- Greenway, M. 1995. Trophic relationships of macrofauna within a Jamaican seagrass meadow and the role of echinoid *Lytechinus variegatus* (Lamarck). Bull. Mar. Sci. 56 (3): 719-736.
- Hartog, C. den, 1959. A key to the species of *Halophila* (Hydrocharitaceae), with descriptions of the American species. Acta Bot. Neerland., 8: 484-489.
- Hartog, C. den, 1970. The Seagrasses of the world. North Holland Publishing Co., Amsterdam-London, 298 p.
- Heck, K.L. Jr., 1976. Community structure and the effects of pollution in seagrass meadows and adjacent habitats. Mar. Biol. 35. p. 345-357
- Heck, K. L., Jr. 1977. Comparative species richness, composition, and abundance of invertebrates in Caribbean seagrass (*Thalassia testudinum*) meadows (Panama). Mar. Biol. 41 335-348.
- Heck, K.L. Jr., G. Hays y R.J. Orth. 2003. Critical evaluation of the nursery role hypothesis for seagrass meadows. Mar. Ecol. Prog. Ser. 253:123-136.
- Homziak, J., M. Fonseca y J. Kenworthy, 1982. Macro-benthic community structure in a transplanted eelgrass (*Zostera marina*) meadow. Mar. Ecol. Prog. Ser. 9: 211-221.
- INVE-MAR. 1988. Diagnóstico actual de las comunidades marinas de la bahía Portete, análisis de efectos reales por la construcción y operación de las instalaciones portuarias. Editado por J.M. Díaz, O.D. Solano, R. Dueñas y J. Garzón-Ferreira. CARBOCOL, INTERCOR, El Cerrejón-Zona Norte. Informe final. Santa Marta. 156 p.
- INVE-MAR. 1992. Descripción inicial de unidades de monitoreo de ecosistemas marinos en la bahía de Portete. Determinación del área de influencia de Puerto Bolívar afuera de la bahía de Portete. Editado por J.M. Díaz, J. Garzón-Ferreira, M. Puyana, y C. Obregón. 1992 Informe Final INVE-MAR. Santa Marta. 67 p.
- INVE-MAR, 2002. Distribución, estructura y clasificación de las praderas de fanerógamas marinas del Caribe colombiano. Proyecto INVE-MAR- COLCIENCIAS. Informe Final para el Ministerio del Medio Ambiente y la Unidad Administrativa Especial del Sistema de Parques Nacionales Naturales UAESPNN. 60 pp.
- IPCC, 1992. Climate Change 1992: The Supplementary Report to the IPCC Scientific Assessment. Report of the IPCC Scientific Assessment Working Group [Houghton, J.T., B.T. Callander y S.K. Varney (Eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge y New York. 200p.
- ITIS. 2002. Integrated Taxonomic Information System. Versión corregida a Noviembre 2001. (Consultado en 2002). www.itis.usda.gov/index.
- Jackson, J.B.C. 1997. Reefs since Columbus. Proc. 8th Int. Coral Reef. Symp., Panamá. 1: 97-106
- Jackson, J.B.C., M. Kirby, W. Berger, K. Bjorndal, L. Borsford, B. Bourque, R. Bradbury, R. Cooke, J. Erlandson, J. Estes, T. Hughes, S. Kidwell, C. Lange, H. Lenihan, J. Pandolfi, Ch. Peterson, R. Steneck, M. Tegner y R. Warner. 2001. Historical overfishing and the recent collapse of coastal ecosystems. Science. 293:629-638.
- Jameson, S.C., V. F. Gallucci y J. A. Robleto. 2000. Nicaragua; Caribbean coast. pp 545-557. Cap. 32 En: C.H. Sheppard (Ed), Seas at the Millennium, an environmental evaluation Vol. 1., Elsevier Science, Amsterdam.
- Johannes, R.E. y S.B. Betzer. 1975. Introduction: Marine communities respond differently to pollution in the tropics than at higher latitudes. P:1-12. En: Ferguson Wood, E.J. y R.E. Johannes (Eds.). Tropical marine pollution. Elsevier Scientific Publishing Company. Amsterdam. 192p.
- 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.

- Lacerda, L.D. 1997. Trace metals in mangrove plants: ¿Why such low concentration? P:171-178. En: Kjerfve, L.D. de Lacerda y E.H. Salif (Eds.). Mangrove ecosystem studies in Latin America and Africa. UNESCO, Paris.
- Laverde, J., R. Araújo, G. Vargas y E. Patiño. 1987. Monitoreo del golfo de Morrosquillo. Primera parte, aspecto biológico. Informe Especial, Asoc. Cravo Norte, Exxon-Ecopetrol.
- Laverde-Castillo, J.J.A. 1992a. Ecología y distribución de *Thalassia testudinum* en el Parque Nacional Natural Tayrona. Mem. VIII Semin. Nac. Cienc. Tecnol. Mar, Santa Marta, 2: 66.
- Laverde-Castillo, J.J.A. 1992b. Microhábitats en lechos de *Thalassia testudinum*: su papel en la evaluación de la abundancia de la macrofauna. Mem. VIII Semin. Nac. Cienc. Tecnol. Mar, Santa Marta, 2: 68.
- Lee Long, W.L. y R.M. Thom. 2001. Improving seagrass habitat quality. En: Short F.T. y R.G. Coles (Eds.). Global seagrass research methods. Elsevier Science B.V. Amsterdam. 473p.
- Lewis, F. y A. Stoner. 1983. Distribution of macrofauna within seagrass beds: an explanation of patterns of abundance. Bull. Mar. Sci. 33 (2):296-304.
- Littler, D. y M. Littler. 2000. Caribbean Reef Plants. Off Shore Graphics, Inc., Washington, 542p.
- Londoño, J.A. 1974. Algunos grupos presentes del macrobentos en fondos con *Thalassia* dentro de la bahía de Cartagena. Tesis profesional, Fac. de Ciencias del Mar. Univ. de Bogotá Jorge Tadeo Lozano, Bogotá.
- López-Victoria, M. y J.M. Díaz. 2000. Morfología y estructura arrecifal del archipiélago de San Bernardo, Caribe colombiano. Rev. Acad. Col. Cienc. 24(91): 219-230.
- López-Victoria, M., J.M. Díaz y J.C. Márquez. 2000. Las formaciones coralinas de Isla Tortuguilla (Caribe colombiano). Bol. Invest. Mar. Cost., 29: 51-58.
- Maier, I. 1982. Das vagile Makrozoobenthos der Korallen und Gesteinsbrocken einer tropischen Seegrasswiese. Tesis profesional. Univ. Hohenheim. RFA.
- Margalef, R. 1980. Ecología. Ediciones Omega, Barcelona, 951 p.
- Márquez, G. 1987. Las islas de Providencia y Santa Catalina, ecología regional. Fondo FEN Colombia- Universidad Nacional de Colombia. Bogotá. 110p.
- McCoy, E.D. y K.L. Heck. 1976. Biogeography of corals, seagrasses, and mangroves: An alternative to the center of origin concept. Syst. Zool., 25: 201-210.
- McNeill, S. E. y J. D. Bell. 1992. Comparison of beam trawls for sampling macrofauna of *Posidonia* seagrass. Estuaries, 15 (3): 360-367.
- Milliman, J.D. 1969. Four southwestern Caribbean atolls: Courtown Cays, Albuquerque Cays, Roncador Bank and Serrana Bank. Atoll Res. Bull. 129: 1-22.
- Montfrans, J., L. Wetzel y R. Orth. 1984. Epiphytes-grazer relationships in seagrass meadows: consequences for seagrass growth and production. Estuaries, 7 (4): 289-309.
- Montoya-Maya, P. 2002. Evaluación de la macrofauna epibentónica asociada a praderas de *Thalassia testudinum* (Banks ex König) en el Caribe colombiano. Tesis Facultad Biología Marina, Universidad Jorge Tadeo Lozano, Santa Marta.
- Mora, J.H. y G. Prieto. 1979. Estudio preliminar del macrobentos y sus condiciones medioambientales en la bahía de Cartagena. Tesis profesional, Fac. de Ciencias del Mar. Univ. de Bogotá Jorge Tadeo Lozano, Bogotá.
- Morris, L. J. y D. A. Tomasko. (Eds) 1993. 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.
- Mumby, P.J. y E. P. Green. 2000. Mapping seagrass beds. Chap. 12, pp. 175-181. En: A.J. Edwards (Ed.), Remote Sensing Handbook for Tropical Coastal Management. UNESCO, París, 316 pp.
- Ogden, J.C. 1976. Some aspects of herbivore-plant relationships on Caribbean reefs and seagrass beds. Aquatic Botany, 2: 103.116.
- Ogden, J.C. y J.C. Zieman. 1977. Ecological aspects of coral reef – seagrass bed contacts in the Caribbean. Proc. 3th Int. Coral Reef Symp., Miami, vol. 1, 378-382.

- Ogden, J.C., R. Brown y N. Salesky. 1973. Grazing by the echinoid *Diadema antillarum* Philippi: Formation of halos around West Indian patch reefs. *Science*, 182: 715-717.
- Orth, R. J. y K. A. Moore. 1984. Distribution and abundance of submerged aquatic vegetation in Chesapeake Bay: an historic perspective. *Estuaries* 7:531-540.
- Orth, R., K. Heck y van J. Montfrans. 1984. Faunal communities in seagrass beds: A review of the influence of plant structure and prey characteristics on predator-prey relationships. *Estuaries* 7 (4a): 339-350.
- Ortiz, V. 1990. Crecimiento, productividad foliar y biomasa de *Thalassia testudinum* (Konig, 1805) de la costa sur oriental de isla Grande, archipiélago de Nuestra Señora del Rosario - Cartagena, Colombia. *Mem. VII Semin. Nac. Cienc. Tecnol. Mar, Cali*: 275-283
- Palacios, D., G. Díaz 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. En: *Mem. VIII Semin. Nac. Cienc. Tecnol. Mar - Cong. Centroamer. Carib. Cienc. Mar, Santa Marta*, vol. 2: 607-618.
- Parker, P.L. 1962. Zinc in a Texas bay. *Publ. Inst. Mar. Sci. Texas*. 8: 75-79.
- Patiño, F. y F. Flórez. 1993. Estudio ecológico del golfo de Morrosquillo. Universidad Nacional de Colombia, Fondo FEN Colombia, Bogotá
- Penereiro, J.L., G.R. Navas- R.A. Montoya, F. Cleves y L.T. Moreno. 1990. Cartografía ecológica de los fondos submarinos adyacentes al conjunto de islas Latifundio-Minifundio, Parque Nacional Natural Corales del Rosario, Caribe colombiano. *Mem. VII Semin. Nac. Cienc. Tecnol. Mar, Cali*: 184-194
- Phillips, R.C. 1960. Observations on the ecology and distribution of the Florida seagrasses. Florida State Board of Conservation, Marine Laboratory, Prof. Pap. Ser., 2, St. Petersburg, 72p.
- Phillips, R.C. y M. J. Durako. 2000. Global status of seagrasses. Pp. 1-18 en C. Sheppard (Ed), *Seas at the Millenium: An Environmental Evaluation*. Elsevier Science, Amsterdam.
- Phillips, R.C. y C. P. McRoy. 1980. *Handbook of seagrass biology: An ecosystem perspective*. Garland Publishing, Inc. New York. 353p
- Phillips, R.C. y E.G. Meñez. 1988. Seagrasses. *Smiths. Contrib. Mar. Sci.*,34: 1-89.
- Pinzón, J., A. Perdomo y J.M. Díaz. 1998. Isla Arena, una formación coralina saludable en el área de influencia de la pluma del río Magdalena, plataforma continental del Caribe colombiano. *Bol. Inv. Mar. Cost.*, 27: 21-37.
- Prahl, H. v. 1983. Notas sobre las formaciones de manglares y arrecifes coralinos en la isla de Providencia. *Mem. Semin. Desarrollo Planif. Ambient. San Andrés y providencia, FIPMA, Cali*: 57-67
- Puentes, L.G. 1990. Estructura y composición de las poblaciones de camarones (Crustacea, Decapoda, Natantia) asociadas a las praderas de *Thalassia testudinum* Bank ex König de la región de Santa Marta. Tesis M.Sc. Universidad Nacional de Colombia. Bogotá. 150p.
- Puentes, L.G. y N.H. Campos. 1992. Los camarones (Crustacea, Decapoda) asociados a praderas de *Thalassia testudinum* Bank ex König, en la región de Santa Marta, Caribe colombiano. *Caldasia*. 17: 121-131.
- Ramírez, A., D. Miranda y G. Viña. 1994. Estructura arrecifal del archipiélago de San Bernardo (mar Caribe, Colombia): estudio de línea base. *Trianea*, 5: 189-219.
- Randall, J.E. 1965. Grazing effect on sea grasses by herbivorous reef fishes in the West Indies. *Ecology*. 46: 255-260.
- Rodríguez-Ramírez, A. 1996. Ictiofauna béntica asociada a praderas de *Thalassia testudinum* Banks ex Koning 1805 en isla Grande e isla Rosario, estación seca (Caribe colombiano): relación entre la estructura íctica y la de las praderas. Trabajo de grado (Biólogo Marino). Universidad Jorge Tadeo Lozano. Facultad de Biología Marina. Área de Ingeniería y Recursos Naturales, Bogotá. 110p.
- 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. INVE-MAR. Serie Publicaciones Especiales No. 8. Santa Marta. 157 p.
- Sánchez, J.A., S. Zea y J.M. Díaz. 1998. Patterns of coral and black octocoral distribution in the

- oceanic barrier reef-complex of Providencia Island, southwestern Caribbean. *Carib. J. Sci.*, 34(3-4): 250-264.
- Sargent, F.J., T.J. Leary, D.W. Crewz and C.R. Kruer. 1995. Scarring of Florida's seagrasses: Assessment and mangement options. Florida Department of Environmetal Protection, St. Petersburg, FL. FMRI Technical Report TR-1. 46 pp.
- Schönwald, N. 1998. Distribución y composición de los hábitats marinos asociados a las estructuras arrecifales del área de Isla Grande, archipiélago del Rosario, Caribe colombiano. Tesis de grado, Universidad de Los Andes, Bogotá, 57 p.
- Short, F.T. y R.G. Coles (Eds.). 2001. *Global Seagrass Research Methods*. Elsevier, Amsterdam.
- Short, F.T. y H.A. Neckles. 1998. The effect of global climate change on seagrasses. *Aquatic Botany*, 63: 169-196.
- Short, F.T. y S. Wyllie-Echeverría. 1996. Natural and human-induced disturbance of seagrasses. *Environ. Conserv.* 23: 17-27.
- Short, F.T. y S. Wyllie-Echeverría. 2000. Global Seagrass Declines and Effects of Climate Change. Pp. 10-11 En: C. Sheppard (Ed), *Seas at the Millennium: An Environmental Evaluation*. Elsevier Science. Amsterdam.
- Short, F.T.; R.G. Coles y C. Pergent-Martini. 2001. Global seagrass distribution. Pp. 5-30, en: Short, F. y R. Coles (Eds.): *Global Seagrass Research Methods*.
- Simenstad, C.A., R.M. Thom y A.M. Olson (Eds.). 1997. Mitigating potential impacts of ferry terminal siting and design on eelgrass habitat. Research report. Research project T9903, Task 51, Eelgrass Phase II. Washington State Transportation Commission and U.S. Departmen of Transportation. 104p.
- Stoner, A. 1982. The role of seagrass biomass in the organization of benthic macrofaunal assemblages. *Bull. Mar. Sci.* 30 (3): 537-551.
- Taylor, J.L., C.H. Saloman y K.W. Prest Jr. 1973. Harvest and regrowth of turtle grass (*Thalassia testudinum*) in Tampa Bay, Florida. *Fish. Bull.*, 71: 145-148.
- Ter Braak, C. 1986. Canonical correspondence analysis: A new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology* 67 (5): 1167-1179
- Thomas, L.P., D.R. Moore y R.C. Work. 1961. Effects of Hurricane Donna on the turtle grass beds of Biscayne Bay, Florida. *Bull. Mar. Sci.*, 11(2): 191-197.
- Vegas, M. 1971. Introducción a la ecología del bentos marino. OEA, Serie Biología. Monogr., 9, Lima, 91p.
- Velásquez, L.E. y F. Lozano. 1987. Algunos pterópodos Euthecosomata (Mollusca: Opisthobranchia) de las bahías de Gaira y Santa Marta (Caribe colombiano). *An. Inst. Inv. Mar Punta de Betín*. 17:81-85.
- Vélez, M. 1990. Ecofisiología de una pradera de *Thalassia testudinum* Banks ex König. Informe inédito, INVEMAR-COLCIENCIAS, Proyecto 220-45, Santa Marta, 38 p.
- Vernette, G. 1985. La plate-forme continentale caribbe de Colombie: Importance du diapirisme argileux sur la morphologie et la sedimentation. Disertación doctoral, Univ. Burdeos, Francia, 385 p.
- Virnstein, R. 1987. Seagrass-associated invertebrate communities of the Southeastern U.S.A.: A review Pp. 89-116. En: Durako, M., R. Phillips and R. Lewis. (Ed.). *Proceedings of the Symposium on Subtropical-Tropical Seagrasses of the Southeastern United States*. (Florida, June 1987) Florida Marine Research Publications. 42.
- Virnstein, R.W., P.S. Mikkelsen, K.D. Cairns y M.A. Capone. 1983. Seagrass beds versus sand bottoms: the trophic importance of their associated benthic invertebrates. *Florida Scientist* 46(374): 363-381.
- Werding, B. y G. Manjarrés. 1978. Informe sobre las estructuras litorales y la flora y fauna marina en el norte del golfo de Urabá. Informe inédito, INVEMAR, Santa Marta, 85 p.
- Williams, S.L. 1990. Experimental studies in Caribbean seagrass bed development. *Ecol. Monogr.*, 60: 449-469.
- Wilkinson, C. y V. Baker. 1997. Survey manual for tropical marine resources. Segunda edición. Australian Institute of Marine Science. Townsville. 368p.
- Young, D. y M. Young. 1982. Macrobenthic invertebrates in bare sand and seagrass (*Thalassia testudinum*) at Carrie Bow Cay, Belize. Pp. 115-126. En : Rützler, K. & I. E. MacIn-

- tyre (Eds.). The Atlantic barrier reef ecosystem at Carrie Bow Cay, Belize. I. Structure and communities. Smith. Contrib. Mar. Sci. 12.
- Zea, S., J. Geister, J. Garzón-Ferreira y J.M. Díaz. 1998. Biotic changes in the reef complex of San Andrés Island (Southwestern Caribbean Sea, Colombia) occurring over nearly three decades. Atoll. Res. Bull., 456: 1-30.
- Zieman, J.C. 1970. The effects of thermal effluent stress on the sea grasses and macro algae in the vicinity of Turkey Point, Biscayne Bay, Florida. Thesis, University of Miami, Florida.
- Zieman, J. C. 1975a. Tropical sea grass ecosystems and pollution. Pp. 63-74 en Ferguson, E. J. y E. J. Johannes (Eds.): Tropical Marine Pollution. Elsevier Scientific Publishing Company. Amsterdam, 192p.
- Zieman, J.C. 1975b. Seasonal variation of turtle grass, *Thalassia testudinum* König, with reference to temperature and salinity effects. Aquat. Bot. 1 (2): 107-124.
- Zieman, J.C. 1976. The ecological effects of physical damage from motor boats on turtle grass beds in southern Florida. Aquat. Bot. 2:127-139.
- 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. y R. Wetzel. 1980. Productivity in seagrasses: Methods and rates. P: 87-116. En: Phillips, R. y P. McRoy (Eds.). Handbook of seagrass biology: An ecosystem perspective. 353 p.
- Zieman, J. C. y R.T. Zieman. 1989. The ecology of the seagrass meadows of the west coast of Florida: A community profile. U.S. Fish and Wildlife Service. Washington, D.C. Biological Report. 85 (7.25). 155p.

ANEXOS

ANEXO 1

Macroalgas asociadas a las praderas de pastos marinos del Caribe colombiano. El orden sistemático está basado en Littler y Littler (2000)

División	Orden	Familia	Género	Especie		
RHODOPHYTA	Ceramiales	Ceramiaceae	<i>Ceramium</i>	<i>Ceramium corniculatum</i>		
			<i>Ceramium</i>	<i>Ceramium brevizonatum</i> var. <i>caraibicum</i>		
		Dasyaceae Rhodomelaceae	<i>Centroceras</i>	<i>Centroceras clavulatum</i>		
			<i>Dasya</i>	<i>Dasya</i> sp.		
			<i>Acanthophora</i>	<i>Acanthophora</i> sp.		
			<i>Acanthophora</i>	<i>Acanthophora spicifera</i>		
			<i>Bryothamnion</i>	<i>Bryothamnion triquetrum</i>		
			<i>Herposiphonia</i>	<i>Herposiphonia</i> sp.		
			<i>Herposiphonia</i>	<i>Herposiphonia</i> cf. <i>parca</i>		
			<i>Laurencia</i>	<i>Laurencia</i> cf. <i>intricata</i>		
			<i>Laurencia</i>	<i>Laurencia chondrioides</i>		
			<i>Laurencia</i>	<i>Laurencia gemmifera</i>		
			<i>Laurencia</i>	<i>Laurencia intricata</i>		
			<i>Laurencia</i>	<i>Laurencia poiteaui</i>		
			<i>Laurencia</i>	<i>Laurencia</i> sp.		
			<i>Polysiphonia</i>	<i>Polysiphonia binneyi</i>		
			<i>Polysiphonia</i>	<i>Polysiphonia</i> sp.		
			Corallinales	Corallinaceae	<i>Amphiroa</i>	<i>Amphiroa beauvoisii</i>
					<i>Amphiroa</i>	<i>Amphiroa brasiliana</i>
					<i>Amphiroa</i>	<i>Amphiroa fragilissima</i>
	<i>Amphiroa</i>	<i>Amphiroa rigida</i>				
	<i>Amphiroa</i>	<i>Amphiroa tribulus</i>				
	<i>Amphiroa</i>	<i>Amphiroa</i> sp.				
	<i>Jania</i>	<i>Jania adhaerens</i>				
	Gigartinales	Hypneaceae	<i>Jania</i>	<i>Jania capillacea</i>		
			<i>Neogoniolithon</i>	<i>Neogoniolithon spectabile</i>		
			<i>Pneophyllum</i>	<i>Pneophyllum fragile</i>		
			<i>Hypnea</i>	<i>Hypnea cervicornis</i>		
			<i>Hypnea</i>	<i>Hypnea muciformis</i>		
			<i>Hypnea</i>	<i>Hypnea</i> sp.		
		Solieriaceae	<i>Hypnea</i>	<i>Hypnea spinella</i>		
			<i>Hypnea</i>	<i>Hypnea valentiae</i>		
			<i>Agardhiella</i>	<i>Agardhiella subulata</i>		

Anexo 1. Continuación

División	Orden	Familia	Género	Especie
CHLOROPHYTA	Cladophorales	Udoteaceae	<i>Codium</i>	<i>Codium sp.</i>
			<i>Codium</i>	<i>Codium taylorii</i>
			<i>Avrainvillea</i>	<i>Avrainvillea asarifolia</i> f.
			<i>olivacea</i>	
			<i>Avrainvillea</i>	<i>Avrainvillea</i> cf. <i>hayi</i>
			<i>Avrainvillea</i>	<i>Avrainvillea geppi</i>
			<i>Avrainvillea</i>	<i>Avrainvillea longicaulis</i>
			<i>Avrainvillea</i>	<i>Avrainvillea longicaulis</i> f.
				<i>laxa</i>
			<i>Avrainvillea</i>	<i>Avrainvillea nigricans</i>
			<i>Avrainvillea</i>	<i>Avrainvillea sp.</i>
			<i>Halimeda</i>	<i>Halimeda</i> cf. <i>scabra</i>
			<i>Halimeda</i>	<i>Halimeda discoidea</i>
			<i>Halimeda</i>	<i>Halimeda gracilis</i>
			<i>Halimeda</i>	<i>Halimeda incrassata</i>
			<i>Halimeda</i>	<i>Halimeda monile</i>
			<i>Halimeda</i>	<i>Halimeda opuntia</i>
			<i>Halimeda</i>	<i>Halimeda opuntia</i> f.
				<i>triloba</i>
			<i>Halimeda</i>	<i>Halimeda simulans</i>
			<i>Halimeda</i>	<i>Halimeda sp.</i>
			<i>Halimeda</i>	<i>Halimeda tuna</i>
			<i>Penicillus</i>	<i>Penicillus capitatus</i>
			<i>Penicillus</i>	<i>Penicillus dumetosus</i>
			<i>Penicillus</i>	<i>Penicillus lamourouxii</i>
			<i>Penicillus</i>	<i>Penicillus pyriformis</i>
			<i>Penicillus</i>	<i>Penicillus sp.</i>
	<i>Rhipidosiphon</i>	<i>Rhipidosiphon</i> cf.		
		<i>floridensis</i>		
	<i>Rhipocephalus</i>	<i>Rhipocephalus phoenix</i>		
	<i>Rhipocephalus</i>	<i>Rhipocephalus phoenix</i> f.		
		<i>brevifolius</i>		
	<i>Udotea</i>	<i>Udotea abbottiorum</i>		
<i>Udotea</i>	<i>Udotea dixonii</i>			
<i>Udotea</i>	<i>Udotea sp.</i>			
<i>Udotea</i>	<i>Udotea unistratea</i>			
Cladophorales	Anadyomenaceae	<i>Anadyomene</i>	<i>Anadyomene saldanhae</i>	
		<i>Anadyomene</i>	<i>Anadyomene stellata</i>	
		<i>Microdictyon</i>	<i>Microdictyon sp.</i>	
Cladophorales	Cladophoraceae	<i>Chaetomorpha</i>	<i>Chaetomorpha gracilis</i>	
		<i>Chaetomorpha</i>	<i>Chaetomorpha sp.</i>	
Cladophorales	Siphonocladaceae	<i>Dictyosphaeria</i>	<i>Dictyosphaeria cavernosa</i>	
		<i>Siphonocladus</i>	<i>Siphonocladus tropicus</i>	
		<i>Ventricaria</i>	<i>Ventricaria ventricosa</i>	
		<i>Ernodesmis</i>	<i>Ernodesmis verticillata</i>	

Anexo 1. Continuación

División	Orden	Familia	Género	Especie
	Dasycladales	Valoniaceae Dasycladaceae	<i>Valonia</i> <i>Valonia</i> <i>Dasycladus</i> <i>Neomeris</i>	<i>Valonia utricularis</i> <i>Valonia</i> sp. <i>Dasycladus vermicularis</i> <i>Neomeris annulata</i>
	Ulvales	Polyphsaceae Ulviceae	<i>Acetabularia</i> <i>Acetabularia</i> <i>Enteromorpha</i> <i>Enteromorpha</i> <i>Ulva</i>	<i>Acetabularia crenulata</i> <i>Acetabularia</i> sp. <i>Enteromorpha flexuosa</i> <i>Enteromorpha intestinalis</i> <i>Ulva lactuca</i>
PHAEOPHYTA	Dictyotales	Dictyotaceae	<i>Dictyopteris</i> <i>Dictyopteris</i> <i>Dictyopteris</i>	<i>Dictyopteris delicatula</i> <i>Dictyopteris jamaicensis</i> <i>Dictyopteris</i> <i>plagiogramma</i>
	Dictyotales	Dictyotaceae	<i>Dictyopteris</i> <i>Dictyota</i> <i>Dictyota</i> <i>Dictyota</i> <i>Dictyota</i> <i>Dictyota</i> <i>Dictyota</i> <i>Dictyota</i> <i>Dictyota</i> <i>Dictyota</i> <i>Dictyota</i> <i>Dictyota</i> <i>Dictyota</i> <i>Dictyota</i> <i>Dictyota</i> <i>Dictyota</i> <i>Dictyota</i> <i>Lobophora</i> <i>Padina</i> <i>Padina</i> <i>Padina</i> <i>Padina</i> <i>Padina</i> <i>Spatoglossum</i> <i>Feldmannia</i>	<i>Dictyopteris</i> sp. <i>Dictyota bartayresii</i> <i>Dictyota caribaea</i> <i>Dictyota cervicornis</i> <i>Dictyota dichotoma</i> <i>Dictyota ciliolata</i> <i>Dictyota divaricata</i> <i>Dictyota linearis</i> <i>Dictyota pinnatifida</i> <i>Dictyota</i> sp. <i>Lobophora variegata</i> <i>Padina</i> cf. <i>gymnospora</i> <i>Padina pavonica</i> <i>Padina</i> cf. <i>sanctae-crucis</i> <i>Padina</i> sp. <i>Spatoglossum schoederi</i> <i>Feldmannia</i> cf. <i>indica</i>
	Ectocarpales Fucales	Ectocarpaceae Sargassaceae	<i>Sargassum</i> <i>Sargassum</i> <i>Sargassum</i> <i>Sargassum</i> <i>Sargassum</i>	<i>Sargassum filipendula</i> <i>Sargassum polyceratium</i> <i>Sargassum ramifolium</i> <i>Sargassum</i> sp.
	Scytosiphonales	Scytosiphonaceae	<i>Colponemia</i>	<i>Colponemia</i> cf. <i>sinuosa</i>
CYANOBACTERIA	Oscillatoriales	Oscillatoriaceae Phormidiaceae	<i>Lyngbya</i> <i>Symploca</i>	<i>Lyngbya semiplena</i> <i>Symploca hydnooides</i>

ANEXO 2

Especies de macrofauna registradas en las praderas de *Thalassia testudinum* en el Caribe colombiano, ordenadas por grupos taxonómicos y en secuencia de acuerdo con su frecuencia en los muestreos (F, número de estaciones en las cuales estuvo presente). Se indican los métodos mediante los cuales fueron registradas en el campo (A, Arrastre; C, Censo visual) y las categorías para la relación frecuencia-abundancia (A/AD, poco abundantes pero ampliamente distribuidas; MA/D, muy abundantes pero poco distribuidas; A/D, poco abundantes y poco distribuidas; MA/R, muy abundantes y restringidas; A/R, poco abundantes y restringidas; E/R, escasas y restringidas). Las especies seleccionadas para el análisis de ordenación fueron designadas con una abreviatura que aparece en la columna de la derecha y que identifica a la especie correspondiente en el diagrama de ordenación (Capítulo 3)

Grupo/Especie	Método de registro	F	N	Relación Frecuencia abundancia	Abreviatura
Cnidaria					
<i>Siderastrea radians</i>	C	22	1090	MA/D	Sid rad
<i>Bartholomea annulata</i>	C	13	758	A/R	Bar ann
<i>Porites porites</i>	C-A	13	759	A/R	Por por
<i>Bunodeopsis</i> sp	C	9	58	A/R	Bun sp.
<i>Manicina aerolata</i>	C	9	279	A/R	Man aer
<i>Eunicea</i> sp	C	8	254	A/R	Eun sp.
<i>Phyllactis</i> cf. <i>pretexta</i>	C	8	11	E/R	-
<i>Condylactis gigantea</i>	C	7	26	A/R	Con gig
<i>Millepora complanata</i>	C-A	7	36	A/R	Mil com
<i>Aiptasia</i> sp	C	6	29	A/R	Aip sp.
<i>Cladocora arbuscula</i>	C	6	163	A/R	Cla arb
<i>Diploria clivosa</i>	C	5	19	A/R	Dip cli
<i>Porites astreoides</i>	C	5	26	A/R	Por ast
<i>Diploria strigosa</i>	C	4	6	E/R	Dip str
<i>Triactis</i> sp	C	4	30	A/R	Tri sp.
<i>Millepora alcorni</i>	C	3	32	A/R	Mil alc
<i>Calliactis tricolor</i>	C-A	2	2	E/R	Cal tri
<i>Isactinia</i> sp	C	2	4	E/R	Isa sp
<i>Oculina</i> sp	C	2	13	A/R	Ocu sp.
<i>Phymantus crucifer</i>	C	2	6	E/R	Phy cru
<i>Pterogorgia</i> sp	C	2	2	E/R	-
<i>Alicia mirabilis</i>	C-A	1	1	E/R	-
Anemona 1	C	1	1	E/R	-
<i>Bunodosoma</i> sp	C	1	1	E/R	-
<i>Dichocoenia stokesi</i>	C	1	2	E/R	-
<i>Favia fragum</i>	C	1	3	E/R	-
<i>Metridium</i> sp	C	1	1	E/R	-
<i>Montastrea cavernosa</i>	C	1	1	E/R	-
<i>Palythoa caribaeorum</i>	C	1	1	E/R	-
<i>Phymanthus</i> sp	C	1	18	A/R	Phy sp.
<i>Plexaurella</i> sp	C	1	4	E/R	-

Anexo 2. Continuación

Grupo/Especie	Método de registro	F	N	Relación Frecuencia abundancia	Abreviatura
<i>Siderastrea siderea</i>	C	1	1	E/R	-
<i>Solenastrea</i> sp	C	1	3	E/R	-
<i>Stoichactis helianthus</i>	C	1	1	E/R	-
Poliqueta					
<i>Eupolyornia</i> sp	C	27	420	A/D	Eup sp.
<i>Bispira</i> sp	C	16	124	A/R	Bis sp.
<i>Hermodice carunculata</i>	C-A	14	42	A/R	Her car
<i>Anamobaea</i> sp	C	5	12	A/R	-
<i>Spirobranchus</i> sp	C	5	7	E/R	Spi sp
<i>Megalomma</i> sp	C	1	1	E/R	-
<i>Notaulax</i> sp	C	1	2	E/R	-
<i>Pomatostegus</i> sp	C	1	6	E/R	Pom sp
Mollusca					
<i>Modulus modulus</i>	C-A	30	448	A/D	Mod mod
<i>Cerithium litteratum</i>	C-A	26	739	A/D	Cer lit
<i>Cerithium eburneum</i>	C-A	25	606	A/D	Cer ebu
<i>Vasum muricatum</i>	C-A	18	26	A/D	Vas mur
<i>Pinna carnea</i>	C	16	42	A/R	Pin car
<i>Columbella mercatoria</i>	C-A	15	31	A/R	Col mer
<i>Strombus raninus</i>	C-A	14	20	A/R	Str ran
<i>Tegula fasciata</i>	C-A	10	16	A/R	Teg fas
<i>Arca zebra</i>	C	9	99	A/R	Arc zeb
<i>Atrina seminuda</i>	C	9	22	A/R	Atr sem
<i>Brachidontes modiolus</i>	C	8	1730	MA/R	Bra mod
<i>Anadara notabilis</i>	C	8	29	A/R	Ana not
<i>Phyllaplysia engeli</i>	A	6	19	A/R	Phy eng
<i>Astraea phoebia</i>	C-A	6	10	E/R	Ast pho
<i>Smaragdia viridis viridemaris</i>	C-A	5	7	E/R	Sma vir
<i>Astraea tecta tecta</i>	C-A	4	50	A/R	Ast tec
<i>Elysia</i> sp	C-A	4	8	E/R	Ely sp.
<i>Cassis flammea</i>	C	4	4	E/R	-
<i>Pinctada imbricata</i>	C	3	28	A/R	Pin imb
<i>Turbinella angulata</i>	C	3	6	E/R	Tur ang
<i>Bulla striata</i>	C-A	3	4	E/R	-
<i>Chicoreus (Phyllonotus) pomum</i>	C-A	3	3	E/R	-
<i>Cypraea (Siphocypraea) mus</i>	C-A	3	3	E/R	-
<i>Chama macerophylla</i>	C	2	7	E/R	-
<i>Bursatella leachi pleii</i>	A	2	4	E/R	Bur lea
<i>Crepidula convexa</i>	A	2	4	E/R	Cre con
<i>Astraea caelata</i>	C	2	3	E/R	-

Anexo 2. Continuación

Grupo/Especie	Método de registro	F	N	Relación Frecuencia abundancia	Abreviatura
<i>Leucozonia nassa</i>	C-A	2	3	E/R	-
<i>Arca imbricata</i>	C-A	2	2	E/R	-
<i>Strombus gigas</i>	C	1	1	E/R	-
<i>Barbatia cancellaria</i>	A	2	2	E/R	-
<i>Chicoreus brevifrons</i>	C	2	2	E/R	-
<i>Cymatium (Septa) pileare</i>	A	2	2	E/R	-
<i>Elysia (Tridachia) crispata</i>	A	2	2	E/R	-
<i>Tricolia</i> sp	A	2	2	E/R	-
<i>Turbo castanea</i>	C-A	2	2	E/R	-
<i>Batillaria minima</i>	C	1	20	A/R	Bat min
<i>Morula nodulosa</i>	C	1	7	E/R	Mor nod
<i>Modiolus americanus</i>	C	1	5	E/R	-
<i>Fissurella</i> sp	C	1	3	E/R	Fis sp.
<i>Latirus infundibulum</i>	C	1	3	E/R	Lat inf
<i>Chicoreus oculatus</i>	C	1	2	E/R	-
<i>Chlamys (Argopecten) nucleus</i>	C	1	2	E/R	-
<i>Melongena melongena</i>	C	1	2	E/R	-
<i>Pleurobranchus</i> sp	C	1	2	E/R	Ple sp.
<i>Anachis sertulariarum</i>	C	1	1	E/R	Ana ser
<i>Aplysia brasiliana</i>	C	1	1	E/R	-
<i>Bursa</i> sp	C	1	1	E/R	-
<i>Capulus ungaricus</i>	A	1	1	E/R	-
<i>Cerodrillia coccinata</i>	A	1	1	E/R	-
<i>Codakia</i> sp	C	1	1	E/R	-
<i>Crassispira (Gibbaspira) dysoni</i>	C	1	1	E/R	-
<i>Dondice occidentalis</i>	C	1	1	E/R	-
<i>Fasciolaria tulipa</i>	A	1	1	E/R	-
<i>Lima lima</i>	A	1	1	E/R	-
<i>Mitra</i> sp	C	1	1	E/R	-
<i>Modulus carchedonius</i>	A	1	1	E/R	-
<i>Morum</i> sp	C	1	1	E/R	-
<i>Murex messorius</i>	A	1	1	E/R	Mur mes
<i>Navanax</i> sp	A	1	1	E/R	-
<i>Nitidella nitida</i>	C	1	1	E/R	-
<i>Papyridea media</i>	A	1	1	E/R	-
<i>Phidiana lynceus</i>	A	1	1	E/R	-
<i>Phos (Engoniophos) uncinatus</i>	A	1	1	E/R	-
<i>Prunum guttatum</i>	A	1	1	E/R	-
<i>Strictispira paxillus</i>	C	1	1	E/R	-
<i>Tegula hotessieriana</i>	C	1	1	E/R	-

Anexo 2. Continuación

Grupo/Especie	Método de registro	F	N	Relación Frecuencia abundancia	Abreviatura
<i>Thais</i> sp	A	1	1	E/R	Tha sp.
<i>Trachycardium</i> sp	A	1	1	E/R	-
<i>Urosalpinx</i> sp	A	1	1	E/R	-
Crustacea					
<i>Tozeuma carolinense</i>	A	23	167	A/D	Toz car
<i>Pagurus brevidactylus</i>	C-A	20	83	A/D	Pag bre
<i>Mithraculus forceps</i>	C-A	16	51	A/R	Mit for
<i>Pseudosquilla ciliata</i>	C-A	16	22	A/R	-
<i>Microphrys bicornutus</i>	C-A	15	31	A/R	Mic bic
<i>Calcinus tibicen</i>	C-A	14	114	A/R	Cal tib
<i>Paguristes zebra</i>	C-A	13	128	A/R	Pag zeb
<i>Leander tenuicornis</i>	A	13	43	A/R	Lea ten
<i>Penaeus notialis</i>	A	10	53	A/R	Pen not
<i>Trachycaris</i> sp	A	9	16	A/R	-
<i>Alpheus normanii</i>	A	7	10	E/R	-
<i>Clibanarius tricolor</i>	C-A	6	14	A/R	Cli tri
<i>Cronius tumidulus</i>	C-A	5	7	E/R	Cro tum
<i>Charybdis helleri</i>	C-A	5	6	E/R	Cha hel
<i>Dardanus venosus</i>	A	5	5	E/R	-
<i>Petrolisthes galathinus</i>	A	5	7	E/R	Pet gal
<i>Pitho laevigata</i>	A	5	5	E/R	-
<i>Sicyonia typica</i>	A	5	8	E/R	-
<i>Mithraculus coryphe</i>	A	4	7	E/R	Mit cor
<i>Panulirus argus</i>	C-A	4	12	A/R	-
<i>Petrochirus diogenes</i>	C-A	4	4	E/R	Pet dio
<i>Clibanarius antillensis</i>	C-A	3	7	E/R	-
<i>Panopeus occidentalis</i>	A	3	3	E/R	-
<i>Petrolisthes armatus</i>	A	3	14	A/R	-
<i>Pitho lherminieri</i>	A	3	8	E/R	-
<i>Stenorhynchus seticornis</i>	C-A	3	3	E/R	-
<i>Callinectes sapidus</i>	A	2	3	E/R	Cal sap
<i>Epialtus longirostris</i>	A	2	2	E/R	-
<i>Notolopas brasiliensis</i>	A	2	2	E/R	Not bra
<i>Periclimenes pedersoni</i>	C	2	2	E/R	-
<i>Pilumnus dasypodus</i>	A	2	2	E/R	-
<i>Pilumnus sayi</i>	A	2	6	E/R	Pil say
<i>Podochela macrodera</i>	A	2	2	E/R	-
<i>Podochela</i> sp	A	2	2	E/R	-
<i>Thor amboinensis</i>	C	2	4	E/R	Tho amb
<i>Actaea setigera</i>	A	1	1	E/R	-
<i>Alpheus heterochaelis</i>	A	1	3	E/R	-
<i>Calappa gallus</i>	C	1	1	E/R	-
<i>Carpillus corallinus</i>	C	1	2	E/R	Car cor

Anexo 2. Continuación

Grupo/Especie	Método de registro	F	N	Relación Frecuencia abundancia	Abreviatura
<i>Cataleptodius floridanus</i>	A	1	1	E/R	-
<i>Dromidia antillensis</i>	A	1	1	E/R	-
<i>Ebalia cariosa</i>	A	1	1	E/R	-
<i>Epialtus bituberculatus</i>	A	1	1	E/R	-
<i>Ethusa mascarone</i>	A	1	1	E/R	-
<i>Isocheles</i> sp	C	1	5	E/R	Iso sp.
<i>Lysmata</i> sp	C	1	6	E/R	-
<i>Macrocoeloma subparallelum</i>	A	1	1	E/R	-
<i>Macrocoeloma trispinosum</i>	C	1	2	E/R	-
<i>Micropanope nuttigi</i>	A	1	2	E/R	-
<i>Paguristes punticeps</i>	C-A	1	2	E/R	-
<i>Pagurus criniticornis</i>	A	1	2	E/R	-
<i>Periclimenes</i> sp	C	1	1	E/R	-
<i>Persephone</i> sp	A	1	1	E/R	-
<i>Podochela gracilipes</i>	A	1	1	E/R	-
<i>Porcellana sayana</i>	C-A	1	1	E/R	-
<i>Portunus anceps</i>	A	1	1	E/R	-
<i>Portunus ordwayi</i>	A	1	1	E/R	-
<i>Rocinela signata</i>	A	1	1	E/R	-
<i>Stenopus hispidus</i>	C-A	1	1	E/R	-
<i>Synalpheus</i> sp	A	1	1	E/R	-
<i>Trachypenaeopsis</i> sp	A	1	1	E/R	-
Echinodermata					
<i>Lytechinus variegatus</i>	C-A	36	1868	MA/D	Lyt var
<i>Oreaster reticulatus</i>	C	14	51	A/R	Ore ret
<i>Holothuria (Halodeima) mexicana</i>	C-A	12	21	A/R	Hol mex
<i>Tripneustes ventricosus</i>	C-A	12	37	A/R	Tri ven
<i>Clypeaster rosaceus</i>	C	7	18	A/R	-
<i>Echinometra lucunter</i>	C	5	74	A/R	Ech luc
<i>Echinaster</i> sp	C	4	36	A/R	Ech sp.
<i>Isostichopus badionotus</i>	C	4	5	E/R	-
<i>Eucidaris tribuloides</i>	C-A	3	10	E/R	-
<i>Meoma ventricosa</i>	C	3	3	E/R	-
<i>Pseudothyone</i> sp	C-A	2	8	E/R	Pse sp.
<i>Diadema antillarum</i>	C	2	2	E/R	-
<i>Holothuria (Halodeima) grisea</i>	C	2	2	E/R	-
<i>Linckia guildingi</i>	C	2	3	E/R	-
<i>Synaptula</i> sp	C	2	17	A/R	Syp sp.
<i>Echinometra viridis</i>	C	1	5	E/R	-
Pepino 1	A	1	1	E/R	-

Anexo 2. Continuación

Grupo/Especie	Método de registro	F	N	Relación Frecuencia abundancia	Abreviatura
<i>Stolus</i> sp	A	1	1	E/R	-
Peces					
<i>Sparisoma radians</i>	C-A	38	204	A/AD	Spa rad
<i>Monacanthus ciliatus</i>	A	23	49	A/D	Mon cil
<i>Diodon holocanthus</i>	C-A	13	27	A/R	Dio hol
<i>Doratonotus megalepis</i>	A	8	15	A/R	Dor meg
<i>Scorpaena plumieri</i>	C-A	8	24	A/R	-
<i>Sphoeroides spengleri</i>	C-A	8	8	E/R	Sph spl
<i>Malacoctenus</i> sp	A	5	9	E/R	Mal sp.
<i>Syngnathus</i> cf. <i>caribbaeus</i>	A	5	6	E/R	-
<i>Urolophus jamaicensis</i>	C-A	5	7	E/R	-
<i>Archosargus rhomboidalis</i>	A	4	11	A/R	Arh rho
<i>Astrapogon</i> sp	A	4	4	E/R	-
<i>Batrachoides manglae</i>	A	4	8	E/R	Bat man
<i>Cosmocampus elucens</i>	A	4	4	E/R	Cos elu
<i>Malacoctenus macropus</i>	A	4	5	E/R	Mal mac
<i>Acyrtops beryllinus</i>	A	3	3	E/R	-
<i>Bathygobius soporator</i>	A	2	2	E/R	-
<i>Gobionellus</i> sp	A	2	2	E/R	-
<i>Gymnothorax moringa</i>	C	2	2	E/R	-
<i>Monacanthus tuckeri</i>	A	2	3	E/R	-
<i>Myrichthys ocellatus</i>	C	2	2	E/R	-
<i>Stephanolepis setifer</i>	A	2	2	E/R	-
<i>Bairdiella</i> sp	A	1	1	E/R	Bai sp.
<i>Bothus ocellatus</i>	A	1	1	E/R	-
<i>Bryx dunckeri</i>	A	1	1	E/R	-
<i>Callionymus pauciradiatus</i>	A	1	1	E/R	-
<i>Chaenopsis</i> sp	C	1	3	E/R	-
<i>Gymnothorax vicinus</i>	C	1	2	E/R	-
<i>Holocentrus</i> sp	C	1	1	E/R	-
<i>Labrisomus nuchipinnis</i>	A	1	1	E/R	-
<i>Malacoctenus aurolineatus</i>	A	1	1	E/R	Mal aur
<i>Mycteroperca bonaci</i>	A	1	1	E/R	-
<i>Ogcocephalus</i> sp	A	1	1	E/R	Ogc sp.
<i>Paraclinus fasciatus</i>	A	1	1	E/R	-
<i>Sphyraena</i> sp	C-A	1	1	E/R	-
<i>Synodus</i> sp	C	1	3	E/R	Syn sp.



GLOSARIO

Anfípodos	Orden de crustáceos de pequeño tamaño, con el cuerpo comprimido lateralmente y el abdomen encorvado hacia abajo
Bentónico	Organismo que vive en sustratos sobre fondo
Bioclástico	Alusivo al origen por fragmentación de esqueletos de organismos
Biogénico	Referido a su origen biológico
Biolito – litobioclástico	Alusivo a la mayor composición de fragmentos de origen orgánico o inorgánico
Estolones	Vástago rastrero que echa raíces que producen nuevas plantas
Gasterópodos	Orden de moluscos que agrupa entre otros a los caracoles
Litoclástico	Alusivo al origen por fragmentación de objetos inorgánicos
Macrofauna	Animales que son retenidos en un tamiz de 0.5mm
Meiofauna	Animales que son retenidos en un tamiz de 0.1mm pero que pasan a través del de 0.5mm
Mitigación	Referente a la implementación de acciones que minimicen, eviten o finalmente compensen las alteraciones causadas a un ecosistema en particular
Poliquetos	Orden de gusanos marinos que agrupa entre otros a las plumas de mar
Restauración	Retorno de una condición perturbada o totalmente alterada a una condición previa y naturalmente existente
Rizoma	Tallo subterráneo de algunas plantas con el que obtienen nutrientes del suelo
Sotobosque	Vegetación que crece bajo los árboles de un bosque y en la que se establecen variadas comunidades animales
Zoocenosis	Grupo de organismos animales que viven en un ambiente particular



AGRADECIMIENTOS

La realización del proyecto de investigación en cuyos resultados se basa la mayor parte de la información plasmada en este trabajo y su publicación misma no hubieran sido posibles sin el concurso y desinteresada ayuda de varias instituciones y numerosas personas, a las cuales deseamos manifestar nuestros sinceros agradecimientos. Especial reconocimiento debemos a los estudiantes de biología marina de la Universidad Jorge Tadeo Lozano Paula Andrea Castillo y Phanor Montoya, quienes elaboraron sus respectivos trabajos de grado en el marco del proyecto, por su colaboración en el acopio y análisis de los datos, así como por su invaluable ayuda en el campo. María Angélica Gutiérrez y Carolina García V. (INVEMAR) brindaron valiosa asesoría en el procesamiento y análisis de las imágenes de satélite, Deysi Figueroa (estudiante voluntaria de la Universidad de Tunja) colaboró en la interpretación de fotografías aéreas y Jaime Garzón-Ferreira (INVEMAR) y Rebeca Franke (UAESPNN) aportaron sus conocimientos para el diseño de la metodología de campo. Néstor H. Campos, Sven Zea (Univ. Nacional de Colombia-INVEMAR), Giomar Borrero, Milena Benavides (INVEMAR) y Reinhardt Schnetter (Univ. de Giessen, Alemania) colaboraron desinteresadamente en la identificación taxonómica de organismos. Varias fotografías fueron tomadas por Jaime Garzón-Ferreira y Pedro Arenas Granados; Julio Bohórquez (INVEMAR) diseñó la base de datos para el análisis de la información y Daniel Rozo (INVEMAR) restituyó en el Sistema de Información Geográfico los mapas de distribución de las praderas en Colombia. Clara Lucía Sierra, directora del PNN Corales del Rosario y San Bernardo (UAESPNN), puso a nuestra disposición personal de apoyo y embarcación para el trabajo de cam-

po en esa área, y Rafael Vieira (Oceanario Islas del Rosario) nos brindó su generosa hospitalidad. Nuestro trabajo y estadía en el campo fue facilitado y hecho placentero gracias a la colaboración del Centro de Investigaciones Oceanográficas e Hidrográficas (CIOH) de la Armada Nacional (Cartagena), la Corporación Biosfera (Fabio Jiménez, Sapzurro, Chocó), el Centro de Buceo Isla Fuerte (Juan Carlos Huertas, Isla Fuerte), Centro de Buceo y Recreación El Golfo (Álvaro Roldán, golfo de Morrosquillo), INTERCOR (Ricardo Melendro, Puerto Bolívar, Guajira), el Cuerpo de Guardacostas de Puerto Bolívar y Fonwayuu (Manauere, Guajira). Nuestros auxiliares, lancheros y guías en el campo (José González, Eduardo Vilarete, Wilmer-PNN, “El Pato”-Guajira) contribuyeron a hacer el trabajo placentero, pero ante todo seguro. I/M Editores (Santiago Montes) contribuyeron a hacer posible el sobrevuelo para toma de fotografías aéreas de las áreas de Santa Marta y La Guajira. Andrés Caiaffa, Luz Marina Mejía, Adriana Gracia, Nelson Manrique y Javier Reyes colaboraron en el procesamiento digital de las fotografías. Claudia “Maravilla” corrigió el estilo paciente y generosamente. Jaime Polanía (Instituto de Asuntos Caribeños-Universidad Nacional de Colombia) y Guillermo Díaz (Universidad del Magdalena) evaluaron críticamente el manuscrito e hicieron sugerencias para su mejoramiento. A todos ellos, muchas gracias.

Sin el apoyo financiero de COLCIENCIAS (Proyecto 210509-10400), INVEMAR, Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial, la cooperación de la UAESPNN y del CIOH de la Armada Nacional, no hubiera sido posible llevar a feliz término el presente trabajo.

INSTITUTO DE INVESTIGACIONES MARINAS Y COSTERAS
"JOSÉ BENITO VIVES DE ANDRÉS"
Vinculado al Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial



invemar

Teléfonos: (+57)(+5)421 4774/431 2978/421 4413/421 1380/421 4775/431 2963-4-8-7/431 2980
Telefax: (+57) (+5) 431 2975 - A.A. 1016
Cerro Punta Betín - Santa Marta, COLOMBIA
<http://www.invemar.org.co>

Serie Publicaciones Especiales No. 10

ISBN: 958-97301-5-9