



UNIVERSIDAD NACIONAL DE COLOMBIA

Dinámica de la vegetación de ecosistemas de manglar en el Golfo de Urabá (Caribe colombiano), en las últimas décadas

Hiera Yuldana Ruiz Duque

Universidad Nacional de Colombia
Facultad de Ciencias Agropecuarias, Departamento de Ciencias Forestales
Medellín, Colombia
2013

Dinámica de la vegetación de ecosistemas de manglar en el Golfo de Urabá (Caribe colombiano), en las últimas décadas

Hiara Yuldana Ruiz Duque

Trabajo de investigación presentada(o) como requisito parcial para optar al título de:
Magister en Bosques y Conservación Ambiental

Directora:

Ph.D. Ligia Estela Urrego Giraldo

Codirector:

Ph.D. Luis Jairo Toro Restrepo

Línea de Investigación:

Ecología de Bosques Tropicales

Universidad Nacional de Colombia

Facultad de Ciencias Agropecuarias, Departamento de Ciencias Forestales

Medellín, Colombia

2013

A mi familia, esposo y amigos: Gracias por su apoyo, compañía y paciencia.

Agradecimientos

Agradecemos al Departamento de Ciencia, Tecnología e Innovación COLCIENCIAS, por el programa Jóvenes Investigadores e Innovadores 2009.

A la Dirección de Investigación de la Universidad Nacional de Colombia, sede Medellín (DIME) por la financiación del proyecto: “Análisis Multitemporal del Cambio en los ecosistemas de manglar del Golfo de Urabá”.

Al programa de Maestría en Bosques y Conservación Ambiental del Departamento de Ciencias Forestales, de la Universidad Nacional de Colombia, sede Medellín.

Al Proyecto Expedición Estuarina al Golfo de Urabá por el valioso aporte cartográfico.

Al estudiante de Ingeniería Forestal Daniel Felipe Herrera, los Ingenieros Forestales Juan Camilo Bahamón Restrepo y Laura Eugenia Posada y al Biólogo Juan Paulo Carbajal Borges, por el aporte de insumos, las sugerencias y apoyo en la resolución de dudas relacionadas con la cartografía.

A los profesores Juan Felipe Blanco y Jesús Anaya, por su valioso tiempo en la revisión y aporte al documento final.

Resumen

Mediante dos ventanas de observación, denominadas Costado oriental y Costado Occidental, se evaluó la respuesta en la extensión, estructura y composición de algunos ecosistemas de manglar del Golfo de Urabá, Caribe colombiano, a cambios en factores como la dinámica fluvio-marina y antrópica. Las principales pérdidas y ganancias de manglar se deben al transporte y depositación por erosión y sedimentación en las superficies costeras. Se encontró ganancia neta de manglar para el área en el período de estudio. Otras variables relacionadas con la dinámica de estos ecosistemas costeros son la sucesión natural, el incremento en el nivel medio del mar y el impacto antrópico.

Palabras clave: Dinámica fluvio-marina, manglares, paisaje, erosión, sedimentación.

Vegetation dynamics of mangrove ecosystems in the Gulf of Urabá (Colombian Caribbean Sea), in recent decades

Abstract

We evaluated the response in the extension, structure, and composition of some mangrove ecosystems in the Uraba Gulf, on the Colombian Caribbean Sea, to changes in factors such as fluvio-marine and anthropic dynamics through two observation locations, called East Side and West Side. The main mangrove gains and losses are due to transport and deposition by erosion and sedimentation on coastal surfaces. Net mangrove gain was found for the area in the study period. Other variables related to the dynamics of these coastal ecosystems are natural succession, the increase in mean sea level, and the anthropic impact.

Keywords: Fluvio-marine dynamic, mangroves, landscape, erosion, sedimentation.

Contenido

	Pág.
Resumen	IX
Lista de figuras	XII
Lista de tablas	XIII
Introducción	1
1. Metodología	5
1.1 Área de estudio.....	5
1.2 Métodos.....	7
1.2.1 Descripción de las coberturas	8
1.2.2 Métricas de área	11
1.2.3 Métricas de densidad, tamaño y variabilidad	12
1.2.4 Métricas de borde	12
1.2.5 Métricas de forma	12
1.2.6 Métricas de diversidad	12
2. Resultados	13
2.1 Estimación de coberturas	13
2.2 Ganancia y pérdida de manglares	16
2.3 Cambios entre las coberturas de manglar.....	18
2.4 Análisis de paisaje	22
2.5 Estructura y composición de los nuevos manglares.....	25
2.5.1 Índice de Valor de Importancia (IVI)	25
2.5.2 Estructuras diamétricas.....	27
3. Discusión de resultados	30
3.1 Cambios en las coberturas	30
3.2 Análisis de paisaje	35
3.3 Estructura y composición de los nuevos manglares.....	36
4. Conclusiones	40
A. Anexo: Índices de paisaje para las coberturas del área de estudio	43
B. Anexo: Cálculo de los Índices de Valor de Importancia (IVI), para los diferentes tipos de manglar	45
Bibliografía	47

Lista de figuras

	Pág.
Figura 1-1: Localización del área de estudio.	7
Figura 2-1: Distribución de las coberturas durante tres períodos de tiempo, para el costado occidental.....	13
Figura 2-2: Distribución de las coberturas durante dos períodos de tiempo, para los manglares del costado oriental.....	14
Figura 2-3: Dinámica de las coberturas de manglar en el costado occidental en los períodos 1975-2006, 2006-2009 y 1975-2009.....	17
Figura 2-4: Dinámica de los manglares del costado oriental en el período 1991-2009. ...	18
Figura 2-5: Cambios entre las coberturas de manglar del costado occidental en los períodos 1975-2006, 2006-2009 y 1975-2009.....	19
Figura 2-6: Cambios entre las coberturas de manglar del costado oriental, durante el período 1991-2009.	20
Figura 2-7: Cambios en la sedimentación en dos puntos del Golfo de Urabá (Caribe colombiano), obtenidos mediante dataciones ^{210}Pb	22
Figura 2-8: Índice de Valor de Importancia de las diferentes especies en los nuevos manglares.	26
Figura 2-9: Estructura horizontal de los nuevos bosques de manglar.....	28

Lista de tablas

	Pág.
Tabla 2-1: Estimación del área (ha) ocupada por las diferentes coberturas para la zona de estudio, en las diferentes épocas.	15
Tabla 2-2: Estimación de pérdidas y ganancias de manglar.....	16
Tabla 2-3: Cambios entre los diferentes tipos de manglar.....	19
Tabla 2-4: Relación del cambio en los manglares con pérdidas y ganancias de sustrato.	21

Introducción

Los manglares son asociaciones vegetales que crecen en zonas costeras de las franjas tropicales y subtropicales del mundo (Duke 1992). Por crecer en la transición océano - continente, los manglares tienen influencia de ambos, y las especies que los habitan toleran condiciones ambientales particulares que determinan su distribución, estructura y composición y limitan la presencia de otras especies (Krauss *et al.* 2008). Globalmente, su distribución obedece a temperaturas que oscilan alrededor de los 20°C y a la presencia de aguas saladas y salobres entre 5 y 30 ppm. Para tolerar las condiciones locales de salinidad, inundación y suelos inestables en los cuales se reproducen y dispersan efectivamente (Hogarth 2007), las especies del manglar poseen adaptaciones morfológicas, fisiológicas y reproductivas.

Los manglares proveen bienes y servicios a las comunidades asentadas en las costas y poseen potencial para usos múltiples. Su papel más importante está relacionado con la protección de las costas donde actúan como estabilizadores del suelo, disminuyen la erosión y el efecto de ciclones, tsunamis y tormentas (Lacerda *et al.* 1993). Además, sirven como refugio para moluscos, crustáceos y peces, base de la actividad pesquera tanto a gran escala, como para el sustento básico de las comunidades en muchas regiones del mundo. De ellos se extrae madera, carbón, taninos, medicinas, miel y fauna silvestre. Exportan materia orgánica a otros ecosistemas adyacentes como arrecifes de coral y pastos marinos (Lacerda *et al.* 1993, Nagelkerken *et al.* 2008, Yáñez-Arancibia y Lara-Domínguez 1999) y están entre los mayores sumideros de carbono.

Los manglares poseen dinámicas complejas y responden rápidamente a alteraciones de su ambiente. Las fluctuaciones en extensión y composición en estos ecosistemas se han presentado en escalas variables en tiempo y espacio desde la última glaciación y especialmente durante el Holoceno (Ellison 2008), y se han relacionado tanto con factores

naturales como antrópicos. El incremento en el nivel medio del mar (INMM) puede determinar la desaparición o el cambio en la distribución de los manglares, si supera la tasa de aporte de sedimentos marinos y fluviales y se produce erosión y si, a su vez, existe una barrera física como la pendiente, que impida la migración de los manglares hacia el continente (Parkinson 1994). Si la tasa de aporte de sedimentos, por el contrario, supera el incremento en el nivel del mar, los manglares pueden ser progradantes y colonizar deltas y playas (Blasco *et al.* 1996, Gilman *et al.* 2008, Perillo *et al.* 2009, Shearman 2010, Woodroffe 1999) o inclusive pueden ser reemplazados por ecosistemas aluviales. Para que el nivel relativo de la superficie se mantenga relativamente constante y su cambio no afecte la permanencia de los manglares, se debe presentar un equilibrio entre el aporte de sedimentos, la compactación de los mismos y la fluctuación del nivel del mar. Los incrementos en las temperaturas, precipitaciones y en la producción de dióxido de carbono asociados con el cambio climático (IPCC 2007), pueden ocasionar incrementos en la producción de biomasa, la salinidad del agua y con ello, en la distribución de los manglares (Gilman *et al.* 2008).

Las actividades antrópicas también generan cambios en los manglares, y en ocasiones su impacto puede superar la escala de los cambios naturales. La sustitución de manglares por actividades acuícolas, agrícolas y ganaderas, ponen en peligro no solo estos ecosistemas, sino también a las comunidades que dependen de sus bienes y servicios, exponen las playas a la erosión costera y aumentan la posibilidad de sufrir alto impacto de ciclones, tsunamis y tormentas (Gilman *et al.* 2008, IPCC 2007).

Su importancia y el peligro en el que se encuentran, han incrementado el interés por estudiar los manglares desde diversos enfoques. El uso de herramientas como los Sistemas de Información Geográfica (SIG), acompañados de técnicas de muestreo en campo, toma cada vez más fuerza para caracterizar y estudiar el estado y los cambios en los manglares. A través de sensores remotos es posible obtener información de alta confiabilidad, a costos y en tiempos medianamente aceptables para los investigadores, así como acceso a sitios e información de difícil obtención bajo otros métodos (Nandy y Kushwaha 2011). Con esta herramienta se clasificaron con buena precisión las coberturas de manglares en el mundo (Giri *et al.* 2011), así como en sitios particulares en Bengala

(Nandy y Kushwaha 2011), India (Ambastha *et al.* 2010), Vietnam (Tran 2009), Honduras, El Salvador y Costa Rica (Lizano *et al.* 2001). En Colombia Álvarez-León (2003) refiere alrededor de 60 estudios con herramientas SIG para los manglares del Caribe colombiano.

Giri *et al.* (2011) estimaron que en el año 2000 la cobertura total de manglares en el planeta era de 13.776.000 ha. Si bien estudios realizados en Filipinas (Altamirano *et al.* 2010), Brasil (Guimarães *et al.* 2010) y Nueva Guinea (Shearman 2010) indican tasas netas de pérdida de manglar alrededor de de 4,70; 16,44 y 33,07 ha/año respectivamente, atribuibles principalmente a acciones antrópicas como la acuicultura. Se ha demostrado que la gran resiliencia de estos ecosistemas les permite recuperarse a las perturbaciones cuando no son muy severas (Ambastha *et al.* 2010) e incluso, pueden reportar ganancia neta en extensión como en Filipinas, 2.24 ha/año (Altamirano *et al.* 2010), Senegal, 597 ha/año (Conchedda *et al.* 2008), Colombia, 0,98 ha/año (Posada y Salvatierra 2001), y Belice, 0,04 ha/año (Rodríguez & Feller 2004). Aun así, se estima que en el último cuarto de siglo ha desaparecido entre el 35-86% de los manglares del mundo (Duke *et al.* 2007) a una tasa media de pérdida tres veces mayor que la de otros bosques (Spalding *et al.* 1997). Los cambios son cada vez más intensos y rápidos y para los próximos años se espera una pérdida aproximada del 30% de los ecosistemas costeros y de sus funciones ecosistémicas a nivel mundial (IPCC 2007), e incluso se plantea que para el 2100 ya no habría manglares en el mundo (Duke *et al.* 2007).

En 1997 se estimó que las coberturas de manglar de Colombia ocupaban 378.937,89 ha de las cuales 86.213,5 ha estaban en el Caribe, sin incluir el Archipiélago de San Andrés y Providencia (Zambrano-Escamilla y Rubiano-Rubiano 1997) y 292.724,39 ha en el Pacífico (Zambrano-Escamilla y Rubiano-Rubiano 1996). El más reciente reporte indica que en el 2011 el país contaba con 267.836 ha, de ellas, 73.710 ha en el Caribe incluyendo 209,7 ha en San Andrés y Providencia y 194.126 ha en el Pacífico (INVEMAR 2012). Lo anterior podría indicar una pérdida neta de cobertura de manglar de 25.098 ha de manglar en los últimos 15 años o una tasa lineal de pérdida de 1.673,21 ha/año. No obstante, el último reporte menciona la ganancia de 3.912 ha en los últimos 3 años como resultado de la recuperación de los ecosistemas y la inclusión de áreas no contabilizadas anteriormente

(INVEMAR 2012). Sin embargo, esta información se debe manejar con precaución dado que es el resultado de estudios realizados con diferentes metodologías.

Antioquia tiene aproximadamente 4908,7ha de manglares, ubicados en el Golfo de Urabá (Urrego *et al.* 2010), que representan parte del sustento básico y económico de las poblaciones humanas que allí habitan. Conocer el comportamiento de estas coberturas y encontrar las tendencias de cambio es urgente tanto para la conservación de los ecosistemas, así como para la elaboración de planes que permitan a las comunidades aprovecharlos y obtener los recursos de forma sustentable.

Teniendo en cuenta las fluctuaciones en el nivel del mar, los caudales de los ríos que desembocan en el Golfo de Urabá, y la intervención antrópica en incremento, el presente trabajo se propuso evaluar la respuesta de algunos manglares del Golfo de Urabá a ciertos cambios físico-bióticos asociados a las dinámicas fluvio-marina y antrópica, a través de los cambios en extensión, composición y distribución en los últimos 35 años, con el fin de aportar al conocimiento de la dinámica de los ecosistemas costeros del Caribe colombiano.

Se plantea como hipótesis de trabajo que los cambios en extensión, composición y distribución de los manglares han sido ocasionados por la combinación de factores asociados a la dinámica fluvio-marina, las actividades antrópicas y variaciones en factores como la salinidad, el nivel del mar, el aporte de sedimentos y la entrada de agua dulce al ecosistema.

1. Metodología

1.1 Área de estudio

El área de estudio comprende aproximadamente 10.462 ha de manglar y coberturas asociadas en el Golfo de Urabá, en el Caribe Colombiano (Figura 1-1). Abarca los manglares más extensos ubicados, principalmente, en los deltas de los ríos Turbo, León, Currulao, Guadualito y Atrato, que vierten sus aguas al Golfo. En la zona se presentan dos épocas climáticas: La primera desde diciembre hasta abril, con temperatura promedio de 27°C; se caracteriza por vientos provenientes del norte y noreste, de velocidad promedio 4 m/s que alcanzan su máximo en febrero, así como por un leve descenso en la salinidad y la temperatura superficial del agua. La segunda época se presenta entre mayo y noviembre con temperatura promedio de 28.5°C, vientos provenientes principalmente del sur, de velocidades más bajas que en la primera y direcciones variables (Cevillot *et al.* 1993). La precipitación anual oscila entre 2000 y 2500 mm distribuidos a lo largo del año, con máximos en la segunda época, debido a la presencia del sistema de baja presión o baja anclada de Panamá y a la Zona de Convergencia Intertropical (ZCIT) (CIOH 2010, Poveda 2004). La humedad relativa se encuentra entre el 80 y 86% y la amplitud máxima de marea es de 40 cm (Correa & Vernet 2004).

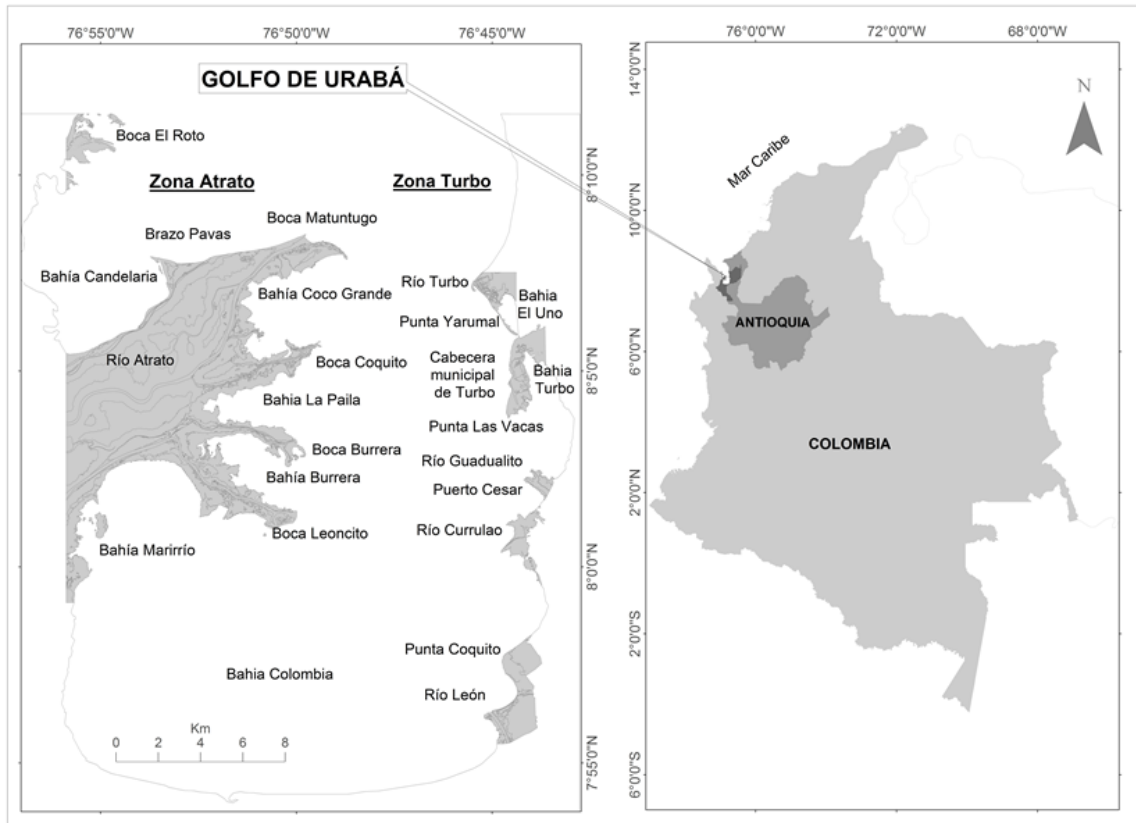
Geomorfológicamente el área de estudio se encuentra en la zona de costas bajas del Golfo de Urabá, resultado de los procesos litorales y de la acción marina. Al sur del Golfo donde las playas son casi inexistentes, dominan las planicies aluviales de los ríos ya mencionados, donde se forman llanuras y/o pantanos de manglar. En la llanura inundable del Río Atrato, en el costado occidental, se forman extensas ciénagas, canales y lagunas; el río Atrato desemboca en el Golfo formando un delta, a través de cinco bocas principales.

En el costado oriental, el Río Turbo forma espigas como las denominadas Punta de las Vacas y Punta Yarumal, que son altamente dinámicas debido a la desviación del Río Turbo en los años sesenta y a la incidencia oblicua de la marea sobre ellas (Thomas *et al.* 2007). La erosión costera en esta zona del Golfo de Urabá ocurre desde hace más de 60 años, incluso desde antes de la desviación del río Turbo y la situación se ve agravada por la extracción de materiales de playa para la construcción, en los poblados de la región (Correa & Vernet 2004).

La cabecera municipal de Turbo se encuentra ubicada en la zona costera oriental del Golfo. Su actividad económica principal es de tipo agropecuario basada en la comercialización de plátano y banano, situación que se ve favorecida por ser Turbo un puerto marítimo sobre el mar Caribe. Se desarrolla también actividad de tipo pesquera y, aunque Turbo se considera el principal centro de comercialización del producto en la región, la actividad es de tipo artesanal y poco tecnificada, razón por la cual es principalmente de subsistencia. Otras actividades presentes son: Ganadería extensiva, cultivos de maíz, cacao, arroz, frijol, explotación maderera y turismo. Es importante mencionar que en el Golfo se extrae de forma artesanal madera del manglar, principalmente de *Rhizophora mangle*. Esta madera tiene uso predominantemente doméstico para obtener carbón vegetal, varas para construcción y pesca, estacones y como material para la reparación de caminos y trochas (Zamora y García 2007).

En el costado occidental del Golfo, en la Boca Coquito, se encuentra el caserío Bocas del Atrato, corregimiento del municipio de Turbo, de paso casi obligado en la comunicación vía fluvial con el departamento del Chocó. La actividad económica principal de esta comunidad es la pesca artesanal y de comercio a pequeña escala, en la cabecera municipal de Turbo. Bocas del Atrato posee las áreas de manglar más extensas y en mejor estado de conservación del Golfo, razón por la cual actualmente se plantean algunos proyectos ecoturísticos a partir de este ecosistema.

Figura 1-1: Localización del área de estudio.



1.2 Métodos

Como línea base se usaron los mapas generados con fotografías aéreas del 2009, a escala 1:10.000 analizadas en el estudio de Urrego *et al.* (2010), con algunas modificaciones.

Se tomaron dos ventanas espaciales de observación denominadas “Costado oriental” o “Zona Turbo y Puerto Cesar -Punta Coquito” que comprende el área desde el río Turbo hasta el río León y el “Costado occidental” o “Zona Atrato”, que incluye los manglares de las principales bocas del Río Atrato (Ver Fig.1).

El área de estudio se estableció considerando la mayor área cubierta por los juegos de fotografías en cada zona. En el costado occidental se analizaron los períodos comprendidos entre 1975, 2006 y 2009 y en el costado oriental se analizó el período entre 1991 y 2009.

A partir de fotografías aéreas, se elaboraron mosaicos georeferenciados con el software ArcGis 9.3 (ESRI, Inc., Redlands, CA) respecto al orto-fotomosaico del año 2009, mediante el algoritmo “Nearest Neighbour” y la transformación de segundo orden. Para el costado occidental se dispuso de dos juegos de fotografías: Uno del año 1975, a escala 1:37.000 y otro del año 2006, a escala 1:40.000. En el costado oriental se dispuso de dos juegos de fotografías complementarios, de los años 1994 y 1988 de escala 1:20.400 y 1:31.000 respectivamente, a este período se le denomina 1991 en todo el estudio.

Los mapas de coberturas se elaboraron con el método de clasificación visual en pantalla. La escala de mapeo utilizada fue de 1:10.000 con unidades mínimas cartografiadas de 2.500 m². Se utilizó un sistema de clasificación a priori, de acuerdo con el estudio realizado en los manglares del Golfo de Urabá del año 2009 (Turner y Gardner 1991) en el cual se cartografiaron y clasificaron los manglares según (Lugo y Snedaker 1974). A continuación, se presenta una descripción de los tipos de manglares y coberturas asociadas, incluidas en el análisis.

1.2.1 Descripción de las coberturas

Manglar de Borde (MB): Dominados por *R. mangle* y ubicados sobre la línea de costa, en sustratos orgánicos e inundación permanente. El suelo posee mayores porcentajes de limo y arcilla comparado con los demás tipos de manglar.

Manglar de cuenca (MC): Dominados por *A. germinans*, localizados por lo general en zonas sobre substratos más arenosos e inundación ocasional. El suelo posee mayor salinidad y mayor capacidad de intercambio catiónico que los otros tipos de manglar.

Manglar intervenido y/o en estado sucesional temprano (MS): Dominados por *R. mangle*, pero con escasos individuos adultos, abundante regeneración de esta especie, presencia de *A. germinans* y *Laguncularia racemosa*, y de algunas especies del bosque aluvial. Estos manglares se localizan en zonas con alta influencia aluvial y el suelo posee mayor contenido de materia orgánica que los otros tipos de manglar.

Bosques aluviales (BA): Dominados por las palmas *Raphia taedigera* y *Euterpe oleraceae*, se localizan en las zonas traseras de los manglares. Entre las especies más comunes se encuentran, además, *Pachira aquatica*, *Annona glabra*, *Pterocarpus officinalis* e *Hibiscus tiliaceus*. Se caracterizan por inundación aluvial permanente, poca o nula influencia marina, baja salinidad y altos contenidos de materia orgánica en los suelos.

Vegetación herbácea (PT): Agrupa los arracachales dominados por *Montrichardia arborescens* y ocupan los márgenes de las corrientes de agua, los ranconchales dominados por *Acrostichum aureum*, que forman agrupamientos densos en islas cerca a los manglares o bajo el dosel de los más intervenidos, los pastizales ubicados en zonas de sedimentación reciente y/o donde las coberturas boscosas han sido eliminadas, y otras como los pastos flotantes (marismas) que se encuentran cubriendo algunos cuerpos de agua. Esta cobertura fue denominada inicialmente como "Pastos" (PT).

Laguna (CA): Conformada por las lagunas y ciénagas. Denominada inicialmente como "Cuerpos de agua" (CA).

Sin Cobertura vegetal (SC): Corresponde a todas las áreas que no poseen cobertura vegetal. Incluye vías, zona urbana y construcciones.

Igualmente se consideraron áreas que hacen parte de los espejos de agua de ríos (RÍO) y del mar (MAR), dado que estos juegan un papel importante en la dinámica del manglar.

Los mapas de cambio se generaron a partir de la superposición con la herramienta "Intersect" del software ArcGis 9.3 (ESRI, Inc., Redlands, CA). Los polígonos generados se reclasificaron mediante una selección de atributos.

Se considera "pérdida" cuando un manglar se convierte en cualquier otra cobertura, "ganancia" cuando otra cobertura se convierte en manglar y cuando en un sitio se conservó la cobertura de manglar, se calificó como "estable".

Para establecer la relación de las ganancias y pérdidas del manglar con la erosión y la sedimentación fluvial y marina, se consideró ganancia de manglar cuando en zonas que antes estaban cubiertas por un espejo de agua de "Mar", "Río" o "laguna", y en el siguiente periodo se depositó un nuevo substrato y se cubrió con manglar. Se consideró pérdida de manglar por erosión, en zonas que aparecen en el estado más reciente como "Mar", "Río" o "laguna" y antes estaban cubiertas por manglar.

El porcentaje de pérdida por erosión en cada sitio y período se calculó como: $(\text{Pérdida por erosión en el periodo} / \text{Total de pérdida en el periodo}) * 100$. La ganancia por sedimentación en cada sitio por periodo se calculó como: $(\text{Ganancia por sedimentación en el periodo} / \text{Ganancia total en el periodo}) * 100$.

Para conocer las tasas aproximadas de acumulación de sedimentos cerca de los manglares, se obtuvieron dos secciones de sedimentos de 50cm y 60cm de longitud, con una sonda Mackauley, (Traverse 1988) en la Bahía El Uno en el costado Oriental y la Bahía

Candelaria al costado occidental. A dichas secciones se les realizaron dataciones con isótopos de ^{210}Pb en el laboratorio My Core Scientific Inc.

Con el fin de analizar las características de los manglares reportados como ganancia, su estado fitosanitario, realizar inferencias sobre las causas de cambio y las tendencias futuras de dichos manglares, se caracterizó la riqueza y abundancia de las especies, se calculó el índice de Valor de Importancia como la suma de la abundancia, frecuencia y dominancia relativas ($\text{IVI} = \text{Ar} + \text{Fr} + \text{Dr}$) y se evaluaron las distribuciones diamétricas, con los datos obtenidos por Urrego *et al.* (2010), en 6 parcelas para el costado oriental y 9 para el occidental.

Para conocer el comportamiento, origen e importancia para la fragmentación de los cambios en los manglares y las coberturas asociadas, se calcularon métricas a nivel de fragmento, clase y paisaje, mediante la aplicación Patch Analyst desarrollada por Phil Elkie, Rob Rempel y Angus Carr en 1999 (Vila *et al.* 2006) e instalado en el software ArcGis 9.3. Se describen a continuación los índices calculados según McGarigal y Marks (1995), al final de la descripción, entre paréntesis y en abreviatura, la unidad de medida del índice.

1.2.2 Métricas de área

Área por clase (AC): Suma de todos los fragmentos de cada clase (ha).

Área total del paisaje (TLA): Suma de las áreas de todos los parches del paisaje (ha).

1.2.3 Métricas de densidad, tamaño y variabilidad

Número de parches: (NumP): Número de parches por cada clase y total del paisaje.

Tamaño medio del parche (MPS): Tamaño promedio del parche en cada clase (ha).

Desviación estándar del tamaño medio del parche (PSSD): Mide la variabilidad del tamaño de los parches en cada clase (ha).

1.2.4 Métricas de borde

Densidad de borde (ED): Cantidad de borde respecto al área (m/ha).

1.2.5 Métricas de forma

Dimensión fractal ponderada por el área (AWMPFD): Complejidad de forma ajustada al tamaño.

1.2.6 Métricas de diversidad

Índice de diversidad de Shannon (IDS): Medida relativa de la diversidad de parches. Será igual a cero cuando solo hay un parche en el paisaje y aumenta a medida que se incrementa el número de parches.

2. Resultados

2.1 Estimación de coberturas

Para el estudio se contó con fotografías aéreas que permitieron abarcar 10.461,28 ha (8873,63 ha en el costado occidental o zona Atrato y 1587,65 ha en el costado oriental o Zona Turbo). Las figuras 2-1 y 2-2, presentan las coberturas para cada uno de los períodos estudiados en cada costado. La estimación de las áreas correspondientes se presenta en la Tabla 2-1.

Figura 2-1: Distribución de las coberturas durante tres períodos de tiempo, para el costado occidental.

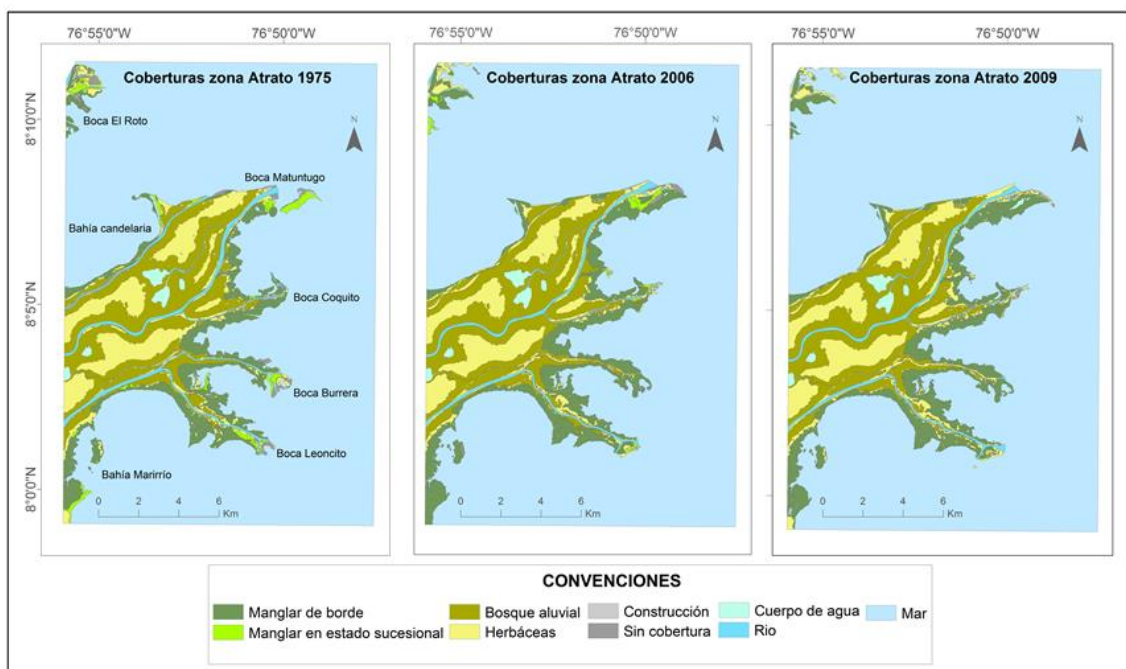
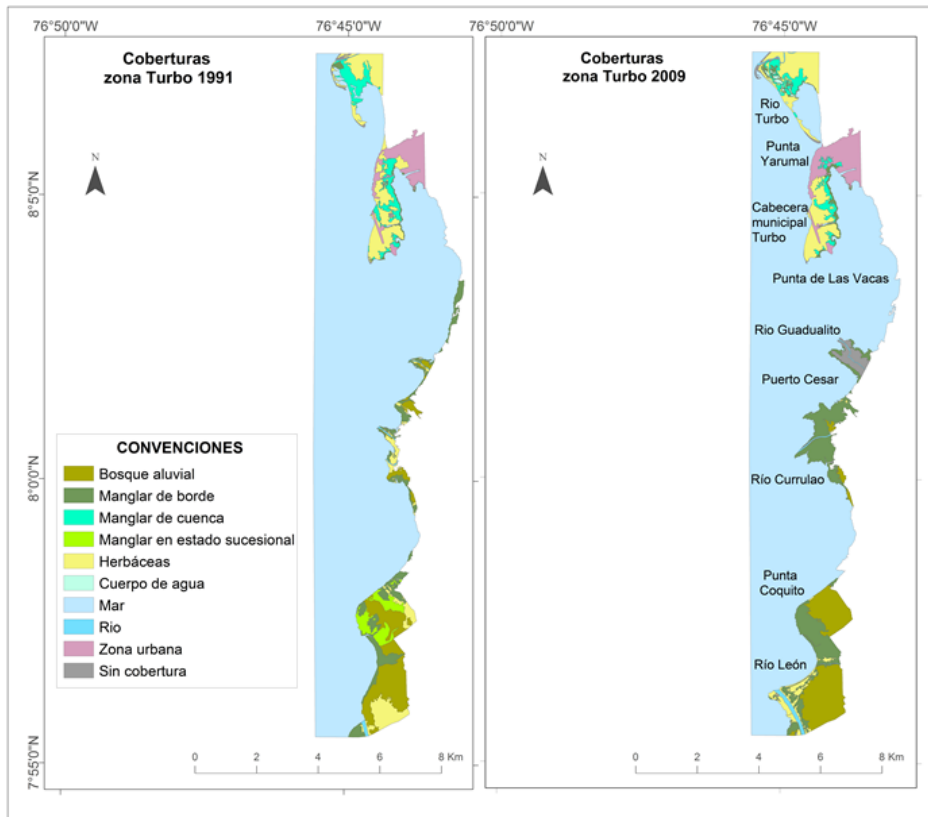


Figura 2-2: Distribución de las coberturas durante dos períodos de tiempo, para los manglares del costado oriental.



Las zonas con mayor cobertura de manglar en los períodos analizados se detectaron cerca a los deltas de los ríos que desembocan en el Golfo. En el costado occidental, las cinco bocas principales del Río Atrato y en el costado oriental las desembocaduras de los ríos León, Currulao, Guadualito y Turbo.

Mientras el manglar de borde presentó la mayor extensión y el mayor incremento en la zona estudiada, el manglar de cuenca solo se detectó en el costado oriental, con tendencia a decrecer en ambos períodos. Durante el período analizado (1991-2009), desapareció el 29,19% del total de manglar de cuenca, sustituido, en su orden, por: el espejo de agua del mar, del río Turbo, las coberturas herbáceas y el manglar de borde.

El manglar intervenido o en estado sucesional no se detectó en 2009 en ninguno de los dos costados. Las áreas clasificadas en los períodos anteriores en esta categoría, mostraron mayores similitudes con el manglar de borde detectado en el año 2009. En el costado occidental, se pudo observar que entre 1975 y 2006 el área clasificada bajo esta categoría disminuyó.

Tabla 2-1: Estimación del área (ha) ocupada por las diferentes coberturas para la zona de estudio, en las diferentes épocas.

Cobertura (ha)	Zona y año				
	C. Occidental 1975	C. Occidental 2006	C. Occidental 2009	C. Oriental 1991	C. Oriental 2009
Manglar de borde	1.906,59	2.294,33	2.325,29	238,43	451,66
Manglar de cuenca	-	-	-	137,25	97,27
Manglar en estado sucesional/intervenido	286,82	108,59	-	89,20	-
Bosque aluvial	3.291,15	3.425,54	3.307,56	321,35	381,22
Vegetación herbácea	2.304,13	2.284,85	2.494,79	411,36	349,62
Sin cobertura	223,66	76,11	38,02	170,35	262,95
Lagunas	198,18	200,72	214,33	0,89	11,26
Rio	616,81	483,49	482,82	13,54	33,67
Mar	26.677,31	26.631,02	26.641,85	5.939,10	5.733,82
Subtotal manglares	2.193,40	2.402,92	2.325,29	464,88	548,92
Subtotal otras coberturas sin mar	6.633,93	6.470,71	6.537,52	917,49	1.038,72
Área total continental	8.827,34	8.873,63	8.862,80	1.382,36	1.587,65
Área total incluye porción de mar	35.504,65	35.504,65	35.504,65	7.321,47	7.321,47

El área ocupada por las lagunas incrementó en ambas zonas. El área ocupada por el lecho principal de los ríos decreció en el costado occidental, pero se incrementó en el costado oriental.

Mientras las áreas sin cobertura tienden a disminuir en el costado occidental sustituidas principalmente por manglares de borde, coberturas herbáceas y el mar; aumentan en el costado oriental invadiendo zonas que antes ocupaban el mar, las coberturas herbáceas, el manglar de borde y el manglar de cuenca. Los pastos se comportaron de forma contraria: Aumentaron en el costado occidental a expensas del mar, los ríos y el bosque aluvial, mientras disminuyeron en el costado oriental sustituidos por el bosque aluvial, el manglar de borde y las áreas sin cobertura vegetal.

2.2 Ganancia y pérdida de manglares

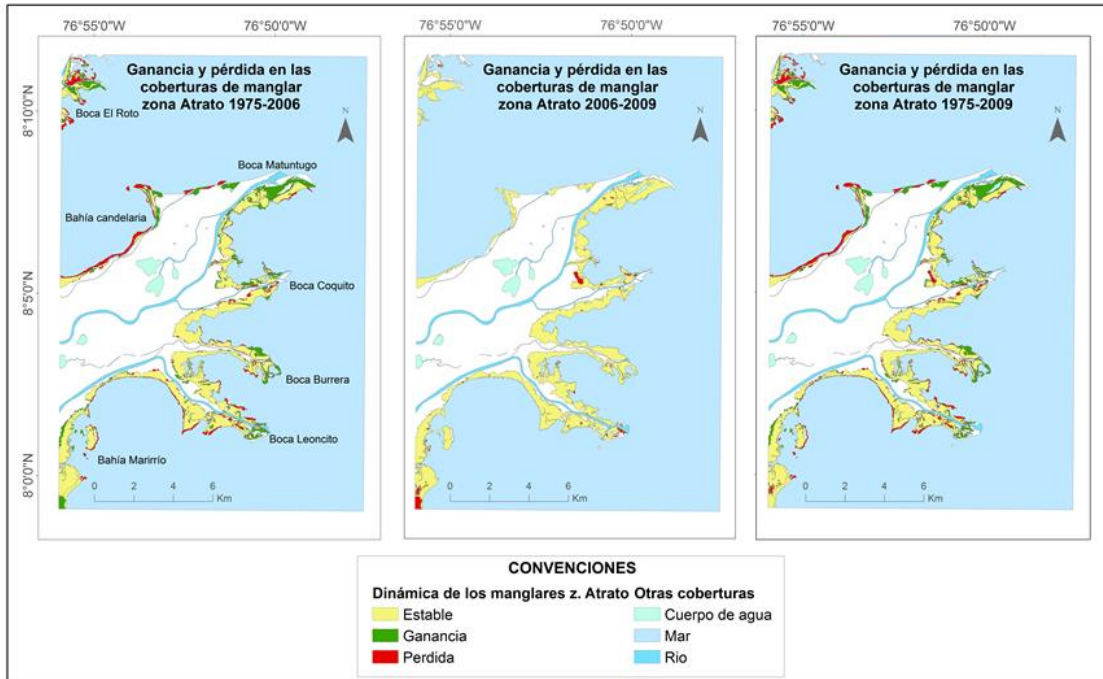
En la tabla 2-2, y las figuras 2-3 y 2-4, se presentan las ganancias y pérdidas en área (ha) de manglar respecto a otras coberturas.

Tabla 2-2: Estimación de pérdidas y ganancias de manglar.

Zona y período de evaluación	Comportamiento del manglar			
	Estables	Ganancia	Pérdida	Neto
C. Occidental 1975-2006	1867,73	535,23	325,67	209,56
C. Occidental 2006-2009	2325,24	0,04	77,73	-77,68
C. Occidental 1975-2009	1837,93	487,35	355,47	131,88
C. Oriental 1991-2009	240,69	308,24	224,19	84,05

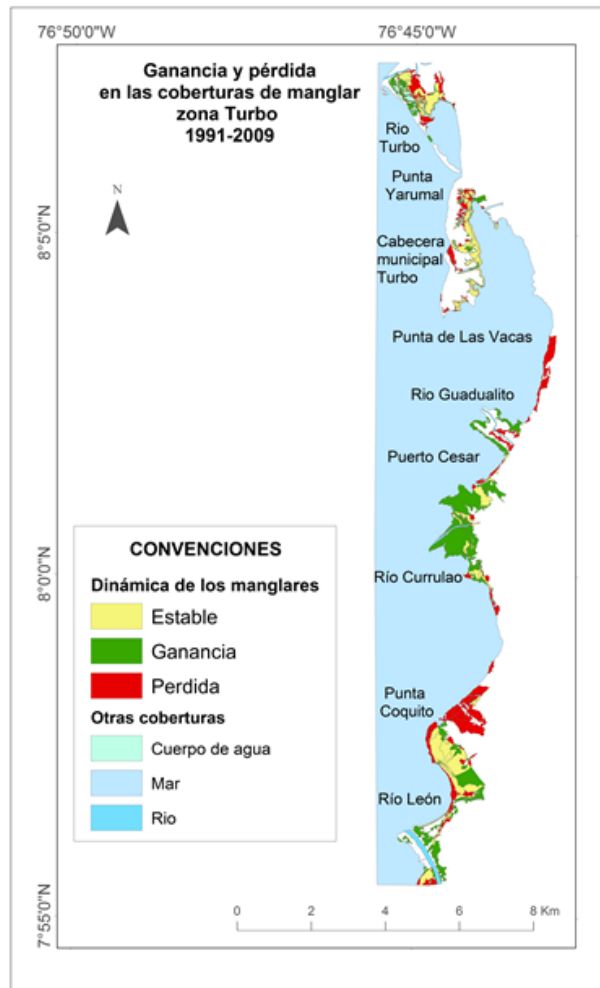
En el costado occidental las principales ganancias se presentaron cerca de las Bocas El Roto, Matuntugo, Burrera y en la Bahía Marirrí. Las principales pérdidas se presentaron en la Bahía Candelaria. Las pérdidas entre 1975 y 2006 se deben principalmente a la conversión de manglares en pastos en la zona Marirrí y al sur de la Bahía Coco Grande.

Figura 2-3: Dinámica de las coberturas de manglar en el costado occidental en los períodos 1975-2006, 2006-2009 y 1975-2009.



En el costado oriental las principales ganancias se presentaron cerca de los ríos Currulao, León y de Punta Coquito. Las principales pérdidas se presentan cerca al río Turbo, al norte del río Guadualito y en Punta Coquito. En la Punta de las Vacas se registró un área sin cobertura vegetal que anteriormente estaba cubierta por manglar (pérdida de 11 ha). Este cambio se debe a la conversión de manglar de cuenca y manglar de borde en zonas urbanas (10 ha y 1 ha respectivamente).

Aunque se reportan ganancias y pérdidas de manglar en todos los períodos analizados, para el año 2009 se registra ganancia neta de manglar de 6,01% y 18,08% para los costados occidental y oriental, respectivamente.

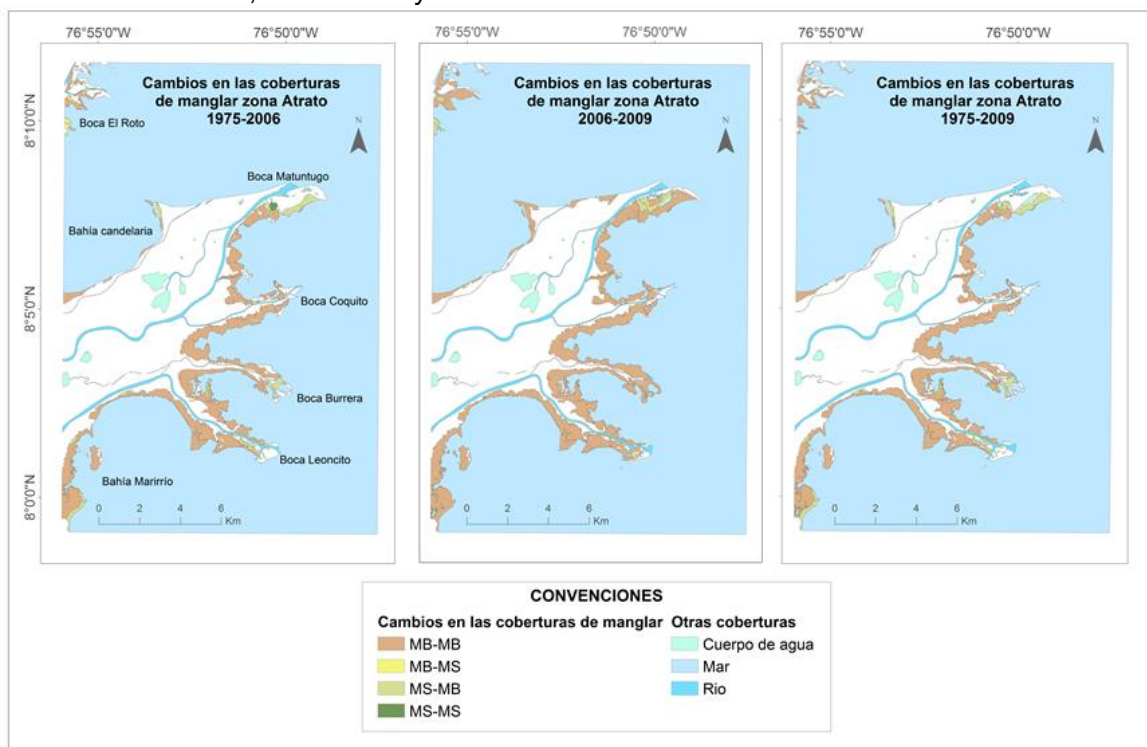
Figura 2-4: Dinámica de los manglares del costado oriental en el período 1991-2009.

2.3 Cambios entre las coberturas de manglar

En la tabla 2-3 y las figuras 2-5 y 2-6, se presentan los cambios entre los diferentes tipos de manglar

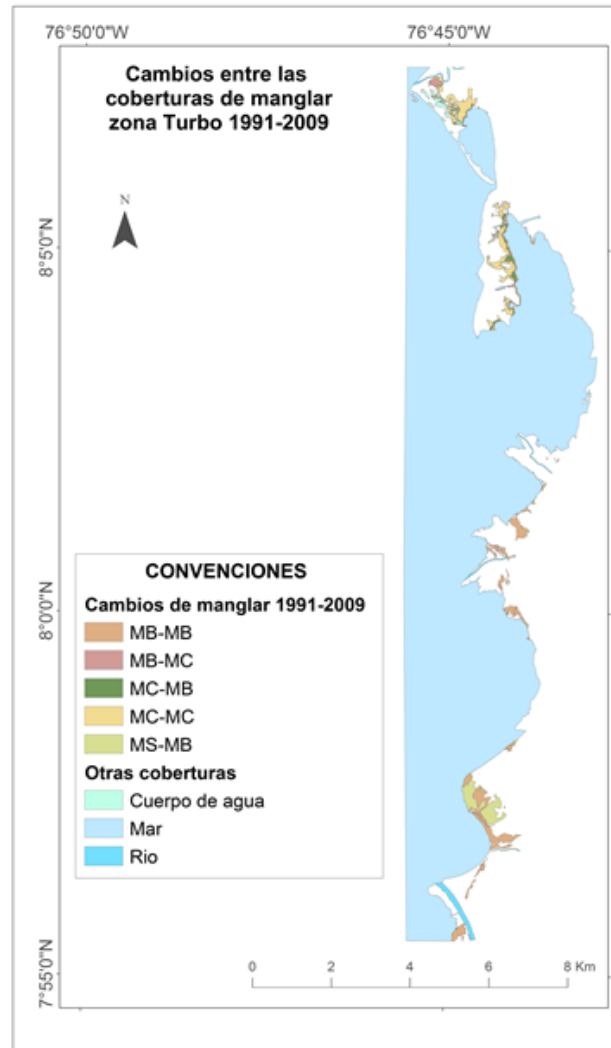
Tabla 2-3: Cambios entre los diferentes tipos de manglar.

Proceso	Zona y Año			
	Cambio en el área (ha)			
	C. Occidental 1975-2006	C. Occidental 2006-2009	C. Occidental 1975-2009	C. Oriental 1991-2009
Estable	1.645,1	2.227,5	1.627,1	175,0
MB-MC	0,00	0,00	0,00	5,12
MB-MS	19,98	0,00	0,00	0,00
MC-MB	0,00	0,00	0,00	14,81
MS-MB	202,63	97,76	210,87	45,71

Figura 2-5: Cambios entre las coberturas de manglar del costado occidental en los períodos 1975-2006, 2006-2009 y 1975-2009.

El mayor cambio se presentó entre el manglar en estado sucesional temprano y el manglar de borde, debido al avance del proceso de sucesión primaria. Dicha recuperación se detectó en todos los períodos de evaluación en ambas zonas del estudio.

Figura 2-6: Cambios entre las coberturas de manglar del costado oriental, durante el período 1991-2009.



En la Bahía El Uno, en el costado oriental, se detectó conversión de 15 ha de manglar de cuenca, en manglar de borde. En este mismo costado, 5 ha de manglar de borde se transformaron en manglar de cuenca, en cercanías del río Turbo.

En la tabla 2-4 se presenta la dinámica de los manglares relacionada con la formación o desaparición de barras de arena por la dinámica fluvio-marina.

Tabla 2-4: Relación del cambio en los manglares con pérdidas y ganancias de sustrato.

	Ganancia por sedimentación		Pérdida por erosión	
	(ha)	%	(ha)	%
C. Occidental 1975-2006	223,13	41,69	221,40	67,98
C. Occidental 2006-2009	0,04	79,46	17,38	22,37
C. Occidental 1975-2009	207,10	42,49	235,91	66,36
C. Oriental 1991-2009	177,85	57,70	93,62	41,76

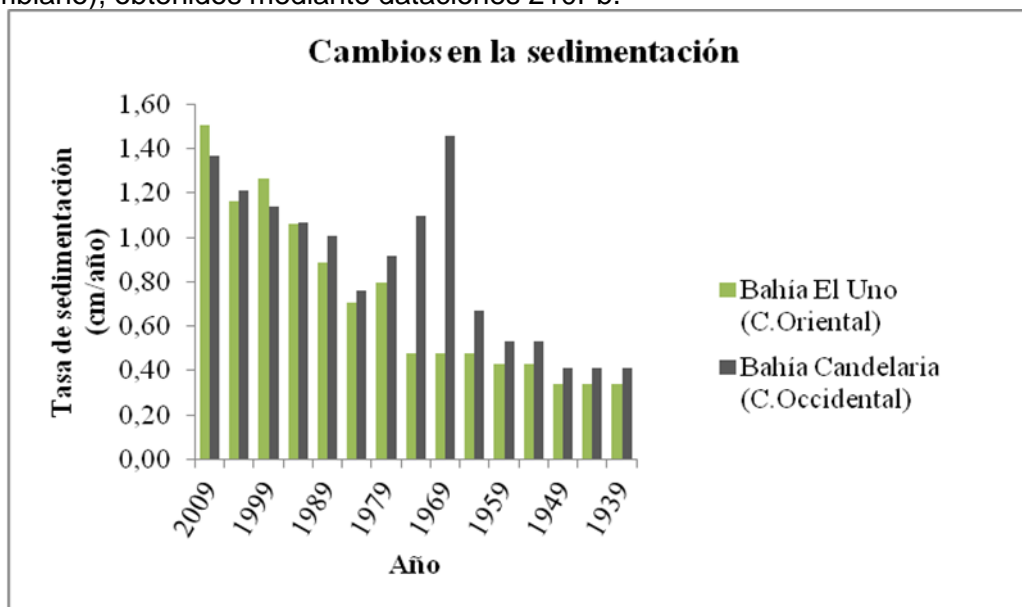
La columna denominada "Ganancia por sedimentación" corresponde a los manglares que se formaron en áreas que antes estaban ocupadas por ríos, lagunas o el mar. La pérdida por erosión corresponde a manglares que desaparecieron y pasaron a formar parte del espejo de agua de ríos, lagunas o el mar.

Las pérdidas y ganancias totales de manglar se deben en un alto porcentaje a los procesos de erosión y sedimentación. En el costado Occidental el 42,49 % de las ganancias de manglar se debe a la aparición de zonas de acreción colonizadas por manglar, mientras que en el costado oriental este porcentaje alcanza el 57,70%. Las pérdidas por erosión alcanzan el 66,36% y 41,76% del total perdido, para los costados occidental y oriental, respectivamente.

Las mayores ganancias de manglares asociadas con la sedimentación en el costado oriental se encontraron, en su orden, cerca de las desembocaduras de los ríos Currulao, León, Guadualito y Turbo y en el costado occidental, en la isla Margarita al sur de la Boca Matuntugo y en la Boca El Roto. Las mayores pérdidas de manglares asociadas con erosión en el costado oriental se encontraron al norte del río Guadualito, en Punta Coquito y al sur del río Currulao. En el lado occidental en las Bahías Candelaria, Marirrio y en el sur de la Bahía Burrera.

En la figura 2-7 se presentan los cambios en la tasa de sedimentación en dos puntos del área de estudio: La Bahía El Uno en el costado oriental y la Bahía Candelaria en el costado occidental, calculados a partir del análisis de ^{210}Pb .

Figura 2-7: Cambios en la sedimentación en dos puntos del Golfo de Urabá (Caribe colombiano), obtenidos mediante dataciones ^{210}Pb .



2.4 Análisis de paisaje

En el Anexo A se presentan los valores de los índices de paisaje para la zona de estudio y los cambios a través del tiempo.

El área total del paisaje (incluye manglares y coberturas asociadas) aumentó para ambas ventanas de observación en los períodos analizados. En el costado occidental el incremento es de 0,40% y se asocia a procesos de sedimentación en las bocas del río

Atrato. En el costado oriental es de 14,85% y se relaciona con procesos de sedimentación en las bocas de los ríos Turbo, Currulao, Guadualito y León.

En el costado occidental los bosques aluviales dominan el paisaje, seguidos por las coberturas herbáceas y los manglares de borde, en ambos períodos de análisis. Para el año 1975 las lagunas y las zonas sin cobertura ocupaban la menor área, pero para el año 2009 las lagunas incrementaron el área en 8,14%, mientras los espacios sin cobertura disminuyeron en un 81,58%.

El área de bosque aluvial del costado occidental se incrementó en área, representada en un mayor número de parches, pero de menor tamaño. En el costado oriental los manglares de borde incrementaron su área en un 89,43%, sin incrementar el número de parches. Los bosques aluviales incrementaron su área, representada en un mayor tamaño de parches con una disminución en el número de éstos. Por su parte, los manglares de cuenca disminuyeron el área, pero incrementaron el número de parches. Las demás coberturas conservaron las proporciones.

El mayor tamaño medio del parche en el costado occidental, corresponde a los cuerpos de agua de los ríos, presentaron además incremento en el tiempo, lo cual da cuenta del dominio del río Atrato en la dinámica del paisaje y su papel estructurante en el mismo. En orden de tamaño medio del área de los parches, le siguen los bosques aluviales y los manglares de borde.

En el costado oriental el mayor tamaño medio del parche se presenta en las áreas sin cobertura vegetal correspondientes a zonas urbanas, superando incluso el valor de los bosques aluviales y los manglares, los cuales le siguen en tamaño.

En el costado occidental, la desviación estándar del tamaño medio del parche disminuye para bosque aluvial, coberturas herbáceas, zonas sin cobertura vegetal y lagunas. Los parches de estas coberturas tienden a ser cada vez de tamaños más homogéneos. Los manglares de borde mantienen en el tiempo la proporción del tamaño de sus parches y en los ríos aumenta la desviación, mostrando heterogeneidad de tamaños. En el costado oriental, los manglares de cuenca presentan cada vez menos diferencia entre los tamaños de los parches; el tamaño medio de los mismos cada vez es menor. En este mismo costado, la desviación del tamaño medio del parche se incrementó para las demás coberturas, mostrando cada vez tamaños medios más heterogéneos.

En el costado oriental para el año 1991 las coberturas herbáceas, bosques aluviales y manglares (de borde y de cuenca), en su orden, ocupaban las mayores áreas en el paisaje, mientras las lagunas y las zonas sin cobertura vegetal ocupaban las menores. Para el año 2009 las coberturas herbáceas y los manglares de cuenca disminuyeron en un 15,00% y 29,13% respectivamente, mientras los manglares de borde, los bosques aluviales, las áreas sin cobertura vegetal y la zona urbana, incrementaron en un 89,43% y 18,63%, 519% y 20,82% respectivamente. De este modo, para el año 2009, las mayores áreas fueron ocupadas, en su orden, por los manglares de borde, los bosques aluviales y las coberturas herbáceas.

La dimensión fractal ponderada por el área, se mantuvo estable para la mayoría de las coberturas, en ambos costados. El valor oscila entre 1,2 y 1,5 y muestra que los parches conservan formas regulares. En el costado occidental, la densidad de borde aumentó para los manglares de borde, bosques aluviales, coberturas herbáceas y lagunas; de este modo, estas coberturas comparten mayor superficie de borde con el resto del paisaje. En el costado occidental la densidad de borde aumentó para los manglares de borde, bosques aluviales, coberturas herbáceas y lagunas, lo que indica que los parches de estas coberturas tienden a convertirse en formas más irregulares, exponiendo mayor área a la interacción con las coberturas aledañas. En el costado oriental la dimensión fractal ponderada por el área y la densidad de borde disminuyeron para los bosques aluviales.

El índice de diversidad de Shannon a nivel de paisaje, en el costado occidental, disminuyó. Lo anterior se puede relacionar con la disminución del número total de parches, por la transformación de los manglares sucesionales en manglares de borde y por un incremento en el tamaño medio del parche a nivel de paisaje. El índice de diversidad de Shannon en el paisaje del costado oriental se mantuvo estable.

2.5 Estructura y composición de los nuevos manglares

Como ya se mencionó, en el año 2009 se encontraron 207 ha de manglar en el costado occidental y 178 ha en el costado oriental, que no existían en el año 1975 y que corresponden a zonas de ganancia por procesos de sedimentación. Estos manglares tendrán entonces una edad aproximada de 34 años y sus principales características se describen a continuación:

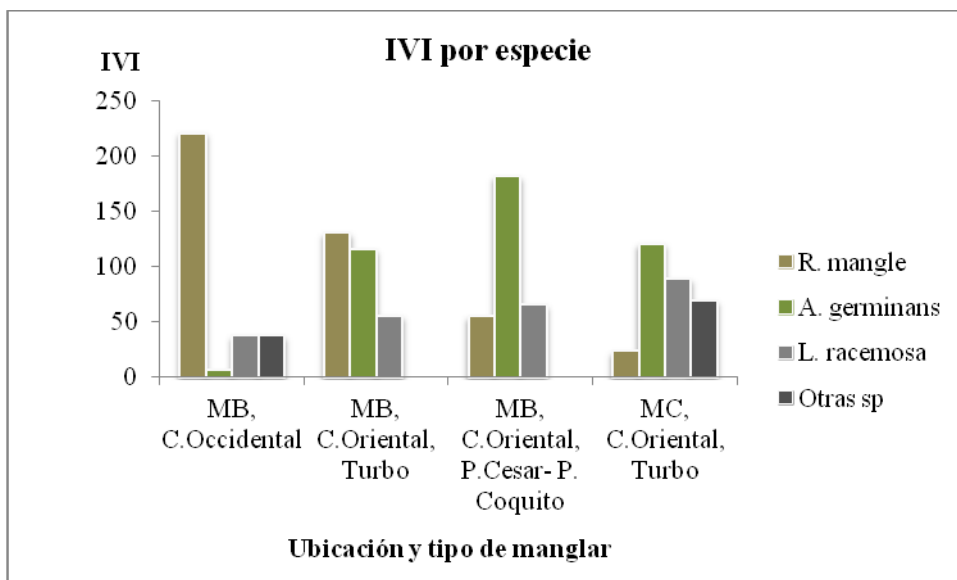
2.5.1 Índice de Valor de Importancia (IVI)

En la figura 2-8 se presentan los valores del IVI en los nuevos manglares, para las diferentes especies en la zona de estudio (Ver también la tabla en el Anexo B).

Los nuevos manglares de borde en el costado oriental están dominados por las tres principales especies de manglar presentes en el área de estudio: *R. mangle*, *A. germinans* y *L. racemosa*. Sin embargo, dentro de la misma zona se presentaron diferencias entre los manglares cercanos a la cabecera municipal de Turbo y los de la zona Puerto Cesar – Punta Coquito. Mientras en los primeros, *R. mangle* es la especie más importante (129,79), seguida por *A. germinans* (115,04) y *L. racemosa* (55,18); situación generada por la alta abundancia relativa (Ar) de *R. mangle* (72,61) y la alta dominancia relativa (Dr) de *A. germinans* (67,59); en los segundos la especie más importante es *A. germinans* (180,87),

seguido por *L. racemosa* (64,67) y *R. mangle* (54,46), ocasionado por la alta Ar (56,82) y Dr (86,55) de *A. germinans*.

Figura 2-8: Índice de Valor de Importancia de las diferentes especies en los nuevos manglares.



En los nuevos manglares de borde del costado occidental, la especie más importante es *R. mangle* (220,34) con altas Ar (89,18) y Dr (86,16), seguida por *L. racemosa* (37,04) y *A. germinans* (5,61). Aunque esta última está presente, su valor de IVI es superado por la suma del IVI de otras especies asociadas con la cobertura de bosque aluvial como *P. aquatica* (14,75), *A. glabra* (10,19) y *P. officinalis* (5,54). El valor del IVI de *M. arborescens* (6,53), aunque bajo, también supera el de *A. germinans* (5,61); esta especie está asociada a los llamados arracachales, caracterizados principalmente por sustratos mal consolidados y alta inundación de agua dulce. Lo anterior demuestra la influencia que tiene el Río Atrato en estos ecosistemas, donde la inundación favorece las condiciones para el establecimiento de las especies que no son del manglar, asociadas a suelos con menor salinidad y algún grado de inundación. La importancia de *L. racemosa* casi igualada con la

importancia de las especies del bosque aluvial, indica una perturbación en estos ecosistemas.

Según lo anterior, los nuevos manglares de borde de ambos costados son diferentes en cuanto a la importancia de sus especies: En el costado occidental, *R. mangle* con alta Ar y Dr, en el costado oriental zona Turbo *R. mangle* y *A. germinans* importantes la primera por la Ar y la segunda por la Dr y en el costado oriental, zona Puerto Cesar – Punta Coquito, *A. germinans* con altas Ar y Dr.

Los nuevos manglares de cuenca en el costado oriental se componen por las tres principales especies de manglar, siendo la más importante *A. germinans* (120,02) por su alta Dr (82,75), seguido de *L. racemosa* (88,42) con alta Ar (56,83) y *R. mangle* (22,86). Otras especies asociadas a los bosques aluviales cercanos como *H. tiliaceus* (34,89), *A. glabra* (22,83) y *P. officinalis* (10,99), también están presentes en estos manglares, tienen alta Fr (50,00) y la suma de sus importancias supera a la de *R. mangle*.

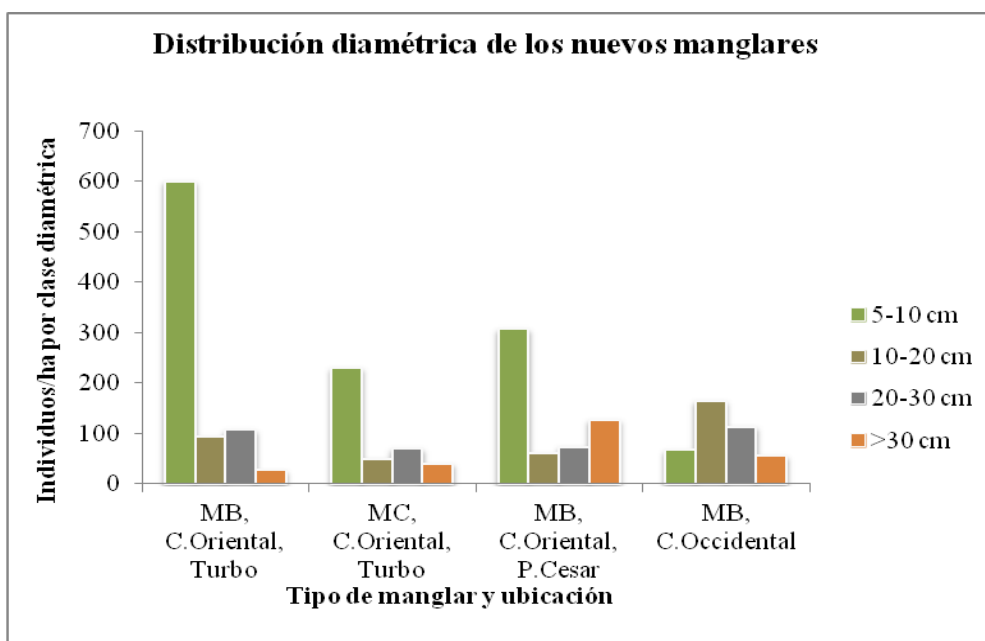
2.5.2 Estructuras diamétricas

En la figura 2-9 se puede observar la estructura diamétrica de los nuevos manglares.

Los manglares de Borde y de Cuenca del costado oriental en la zona Turbo, poseen estructura diamétrica cercana a una estructura en J invertida; la clase diamétrica correspondiente a 10-20 cm, presenta abundancias inferiores a la clase 20-30 cm. Se observa un alto número de individuos en las primeras clases diamétricas y la abundancia desciende hacia las clases mayores, representadas por individuos principalmente de *A. germinans* en ambos tipos de manglar.

Los manglares de borde del costado oriental en la zona Puerto Cesar – Punta Coquito, presentan estructura diamétrica en forma de U, es decir, la mayor cantidad de individuos se presentan en las clases diamétricas inferiores y superiores. La menor cantidad de individuos por hectárea se registra en la clase 10-20 cm de diámetro.

Figura 2-9: Estructura horizontal de los nuevos bosques de manglar.



Los manglares de borde del costado occidental presentan una distribución diamétrica en forma de campana, con las mayores abundancias en las clases diamétricas 10-20 cm y 20-30 cm.

Los 4 grupos de manglar presentan muchos individuos en las clases de diámetro inferiores, esto es, una alta regeneración de individuos con diámetro inferior a 5 cm. No obstante, el manglar de borde del costado occidental se diferencia de los manglares de borde y cuenca del costado oriental por tener la menor cantidad de individuos por hectárea en estas categorías.

En cuanto a la intervención antrópica y el estado fitosanitario, en el 44% de los nuevos manglares de borde del costado occidental muestreados, se encontraron tocones, el 0,55% de los individuos se encuentran afectados por teredos y el 4% con pudrición. En promedio el porcentaje de ocupación del sotobosque por *Acrostichum aureum* es del 37%.

En los nuevos manglares de borde del costado oriental cerca a punta Coquito en el 100% de los sitios muestreados se encontraron tocones por extracción de madera y no se encontró *A. aureum* en el sotobosque.

3. Discusión de resultados

3.1 Cambios en las coberturas

Los cambios identificados en los manglares del Golfo de Urabá se relacionan principalmente con los procesos de erosión y sedimentación asociados a la dinámica fluvio-marina y al incremento en el nivel medio del mar (INMM). Sin embargo, estos factores no pudieron separarse discretamente del efecto de las actividades antrópicas, puesto que se encuentran estrechamente relacionados entre sí.

Diversos estudios abordan el impacto del INMM, en los ecosistemas costeros (Alongi 2008, Ellison & Fransworth 1997, Ellison 1993, Field 1995, Hogarth 2007, Hogarth 1999). De forma particular, INVEMAR (2003) señala que entre los principales efectos de dicho incremento sobre la costa Caribe colombiana, se encuentran: Erosión litoral, inundación y salinización de tierras bajas, depositación de arenas en adyacencia a los lugares erodados, reemplazo de ecosistemas menos tolerantes a la salinidad y a la inundación, por ecosistemas como el manglar con mayor tolerancia a estas condiciones, pérdida de manglar y/o migración tierra adentro de este ecosistema, con el consecuente cambio en la dominancia de las especies. Con base en la información obtenida del mareógrafo de Colón en Panamá, Torres (2006) estimó que se espera para los próximos años un INMM para el Caribe colombiano de 3,58 mm/año, tal como sucedió entre 1952 y 1992; Bernal *et al.* (2005) relacionaron los problemas de erosión y sedimentación en el Golfo, con los cambios en este INMM. Lo anterior y los resultados del presente estudio, evidencian los efectos del INMM sobre los ecosistemas costeros en el golfo de Urabá y especialmente en el área de estudio.

La mayor presencia de manglares cerca a la desembocadura de los principales ríos durante el periodo de estudio y su disminución gradual con la distancia a la línea de costa, resaltan el papel de la dinámica fluvio-marina en el establecimiento de las especies (Hogarth 2007). De los tres tipos de manglar, el de borde (MB) presentó la mayor extensión en ambos costados, en los diferentes períodos de análisis. Estos manglares son dominados por *R. mangle*, la especie mejor adaptada a condiciones de inundación prolongada y baja disponibilidad de oxígeno que ofrece la interfase océano – continente (Ellison 1993).

La transición de los manglares intervenidos y/o en estado sucesional temprano (MS) hacia manglares de borde bien desarrollados que se presentó entre 1975 y 2009 en el costado oriental y 1991 y 2009 en el occidental, puede deberse a dos situaciones: La primera, al avance de la sucesión natural primaria que permitió la formación de manglares de borde a partir de manglares jóvenes o bien, al avance de la sucesión secundaria, en respuesta a la disminución en la intervención del manglar, tal como lo describieron también Concheda *et al.* (2008) en Senegal, donde limitar la presión antrópica, favoreció la recuperación del ecosistema.

Los vientos de la época media (diciembre – abril) favorecen la depositación de sedimentos, principalmente en las bocas del río Atrato, el río León y la zona suroccidental de Bahía Colombia (Alvarez y Bernal 2007, Cevillot *et al.* 1993). El Golfo se encuentra en fase de relleno, aunque los datos de transporte de sedimentos para los ríos de la zona, son aún escasos (Thomas *et al.* 2007). De los cuatro ríos de mayor contribución a la dinámica de los manglares en el costado oriental, los ríos Currulao y León parecen ser los de mayor aporte sedimentario, visible en el crecimiento de su delta y en el desarrollo de manglares en el período de observación. Este resultado concuerda con los datos presentados por (Thomas *et al.* 2007) obtenidos a partir de diferentes fuentes. El río Atrato, a través de sus bocas principales, domina la dinámica del costado occidental, (Montoya 2005), con una descarga de sedimentos de $11,26 \times 10^6$ ton/año, la segunda más alta del Caribe colombiano (Restrepo & Kjerfve 2000). Los procesos activos de retracción por erosión en

las bahías y de sedimentación en las bocas del Río Atrato, en el costado occidental, fueron reconocidos desde el año 1959 (Vann 1959).

Los datos obtenidos con dataciones de ^{210}Pb , muestran el incremento cada vez mayor en los aportes anuales de sedimentos en ambos costados con tasas máximas de 1,37 cm/año en el costado occidental y 1,50 cm/año en el costado oriental. Aunque estos datos son bastante puntuales, presentan un buen ejemplo de la dinámica de dichos aportes en la zona.

Aunque la zona de Bahía Colombia se considera relativamente estable respecto a los procesos de erosión y sedimentación (Bernal *et al.* 2005, Thomas *et al.* 2007), el presente estudio da cuenta de que estos procesos están activos allí, tal como lo afirmaron Bernal *et al.* (2005) y afectan la dinámica de los manglares.

Las mayores ganancias en extensión de los manglares se deben a los procesos de acreción en ambos costados, gracias al aporte de sedimentos fluviales de los principales ríos y a los procesos de circulación y transporte de sedimentos dentro del Golfo. Las especies oportunistas del manglar, especialmente, *R. mangle* se establecen en los sitios recién formados, donde otras especies no pueden competir. Parece ser que en ambos costados se presentó una situación similar a la que se plantea para los manglares del delta del río Sanquianga, en el Pacífico colombiano (Restrepo y Cantera 2011). Los sedimentos transportados por los ríos se depositaron frente a su desembocadura e iniciaron un proceso de agradación vertical por acumulación. Las nuevas superficies fueron colonizadas por las especies del manglar de forma sucesiva, y el efecto visual a largo plazo fue la expansión del delta y del cuerpo fluvial. Se observaron en las fotografías aéreas utilizadas, algunas pequeñas islas posiblemente formadas bajo este mecanismo, aunque por efectos de la escala de trabajo, no son visibles en los mapas, puesto que su tamaño no cumple el área mínima de análisis definida en la metodología.

En el costado oriental, el aporte sedimentario del río Turbo ocasionó la formación de barras de arena frente a algunos manglares, aislándolos de la influencia directa del mar; por efecto de una mayor evaporación, se registró un proceso de salinización del sitio y el manglar de cuenca, con mayor tolerancia a estas condiciones, colonizó sitios antes ocupados por el manglar de borde, procesos similares a los registrados en la colonización de los manglares en Bahía Portete, Caribe colombiano (Molina 2009).

La erosión costera es un proceso generalizado en el Golfo de Urabá. En el costado occidental, los procesos erosivos se deben principalmente a la acción del oleaje (Thomas *et al.* 2007) y el INMM. Correa y Vernet (2004) reportaron que desde los años 40 se han generado retrocesos de la línea de costa hasta de 70 m en el costado oriental. Aunque la desviación del río Turbo ocurrió anterior al inicio del período de evaluación (1954) del presente estudio, el impacto del cambio se registra en la actualidad; la flecha que forma es altamente dinámica, impide la distribución de sedimentos hacia el interior de la punta de las Vacas, ocasionando erosión (Correa & Vernet 2004) y su cauce cambia de dirección con regularidad. Esa inestabilidad se refleja en los manglares, especialmente en los de Cuenca, una porción de los cuales fue sustituida por el cauce del río en el período 1991-2009, según se puede observar en el mapa de cambio para dicho periodo (Figura 2-2). Un área importante de estos manglares fue sustituida por manglares de borde. Al parecer por los procesos erosivos en la costa, los manglares de cuenca quedaron enfrentados al mar y no toleraron la inundación, de mejor manera que las especies del manglar de borde, con adaptaciones especiales para estas condiciones (Snedaker 1995); procesos similares se registraron en otros manglares del Caribe colombiano (Molina 2009).

Las mayores pérdidas del manglar de borde en ambos costados se deben a la erosión costera y al incremento en los niveles de inundación de los ríos y del nivel medio del mar. Esta situación fue descrita también por Conchedda *et al.* (2008) en Senegal, donde la disminución de los manglares ocurrió principalmente por su transformación en marismas. Aún los manglares de borde, dominados por especies más tolerantes a la inundación, requieren que la tasa de aporte de sedimentos sea superior a la tasa de erosión y al incremento en el nivel medio del mar para mantenerse en pie (Parkinson 1994). La

sustitución de bosques aluviales por manglares de borde en el costado oriental parece obedecer también a estas dos causas. El bosque aluvial quedó enfrentado a las mareas y en consecuencia a una mayor inundación y salinidad, situación que pone en ventaja a las especies del manglar. Este resultado fue previsto como consecuencia del INMM para el Caribe colombiano por INVEMAR, 2003), quien propuso que los manglares en respuesta al incremento en el nivel medio del mar incrementarían su área a expensas de otros ecosistemas como el de bosque húmedo inundable (BA).

No obstante, la disminución y degradación de los manglares del Golfo de Urabá también están asociadas a la alta intervención antrópica (Estrada 2013, Urrego *et al.* 2010, Zamora y García 2007). Nuestros mapas muestran que la expansión de las zonas urbanas, agrícolas y ganaderas, tienen alta influencia en la pérdida de manglares en el costado oriental; estas variables concuerdan con las identificadas por Ramirez Sosa y Orrego Suaza (2011), como principales causantes de la deforestación en la zona y suman a ellas la proximidad con los principales ríos de la región. Nuestros datos también indican que simultáneamente se ha presentado un proceso de colonización por este ecosistema. No obstante, la expansión del manglar se debe en mayor proporción a la disponibilidad de nuevos sitios de sedimentación para colonizar, más que a la reducción de la presión humana sobre el mismo. La pérdida de manglares en este costado por procesos erosivos tiene un fuerte componente antrópico, estos procesos han incrementado desde 1954, cuando se realizó desviación artificial del Río Turbo. Adicionalmente, en la zona se reporta extracción de arenas y material de playa para la construcción de poblados (Correa & Vernet 2004).

Los datos de aporte sedimentario de los principales ríos al Golfo son escasos (Thomas *et al.* 2007) y por ende, no se conoce mucho sobre las causas del incremento en estos. Posada (2011) relacionó los cambios en el aporte de sedimentos del río Turbo, con los cambios en el uso del suelo, a lo largo de su cuenca. Conocer esta información para los demás ríos, permitiría una mejor comprensión de la relación existente con la dinámica de los manglares del golfo.

3.2 Análisis de paisaje

Los resultados del análisis de paisaje confirman los obtenidos en el de cambio de las coberturas, revisado anteriormente. El incremento en el área total del paisaje se debe principalmente a la formación de nuevas zonas de acreción y ampliación de los deltas en los principales ríos. Los bosques aluviales y las coberturas herbáceas ocupan la mayor extensión de los ecosistemas costeros en este territorio y se encuentran en permanente interacción con los ecosistemas de manglar.

Los manglares de borde del costado occidental incrementaron el área mediante la expansión de los parches de manglar ya existentes y se asemejaron a los del costado oriental, que tampoco muestran fragmentación; el área de los parches de manglar de borde se incrementó sin incrementar el número de parches. Este resultado es consistente con los resultados de Estrada (2013) en el costado oriental. No obstante, los manglares de cuenca presentaron cada vez menos parches y de menor tamaño, es decir, se fragmentaron y tienden a desaparecer (Wilson 1992), de persistir las presiones actuales que inducen los cambios.

Los bosques aluviales presentaron fragmentación en el costado occidental, incrementaron el área de ocupación, pero ésta se encuentra distribuida en un mayor número de parches de menor tamaño. Por el contrario, los resultados indican que los bosques aluviales del costado oriental se recuperaron, e incrementaron el área de ocupación distribuida en una menor cantidad de parches con mayor tamaño, lo cual a largo plazo puede favorecer la conectividad entre los diferentes fragmentos de esta cobertura.

En ambos costados, la aparición de lagunas ocurrió principalmente por el cerramiento de porciones de mar, ocasionado por la formación de barras y plumas de sedimentos depositados por la presencia de corrientes oceánicas (Thomas *et al.* 2007). Al quedar

aisladas, estas lagunas tienen poco intercambio con otros cuerpos de agua, poseen alta salinidad y se mantienen desprovistas de vegetación.

El incremento de las coberturas herbáceas del costado occidental se debe en gran parte a la sustitución de cuerpos de agua como lagunas, ríos y mar, por pastos flotantes que se transportan por el río (formación de marismas). La colonización de estas herbáceas, no es solo el inicio del proceso sucesional en zonas depositadas recientemente, sino también la evidencia del incremento gradual en el nivel del mar y del gradiente de salinidad (González y Dupont 2009) al que están sometidas estas zonas del Golfo.

Las diferencias cartográficas entre las dos épocas de análisis juegan también un papel importante en el comportamiento del índice de diversidad de Shannon en ambos costados, dado que en la cartografía del año 2009 no se separaron las coberturas correspondientes a zonas urbanas y vías y estas fueron incluidas en la categoría denominada sin cobertura.

En general, en ambos costados los índices de análisis del paisaje presentaron un menor número de parches y estos a su vez son de mayor tamaño, lo que sugiere que no avanza la fragmentación. Es posible que, aunque los resultados de este estudio presenten ganancia neta de manglar y crecimiento de las áreas de las demás coberturas, los ecosistemas se estén degradando estructuralmente, razón por la cual requieren un monitoreo permanente de sus dinámicas a una escala más fina.

3.3 Estructura y composición de los nuevos manglares

Si bien los resultados corresponden a un número reducido de parcelas para la caracterización, los datos obtenidos ofrecen un panorama sobre las tendencias en los nuevos manglares.

Los manglares de borde y de cuenca recién formados del costado oriental en la zona Turbo, presentan diferencias con la caracterización general para los manglares de borde y cuenca de esta zona, presentada por Urrego *et al.* (2010), quienes indican que estos son bosques coetáneos con distribución unimodal. No obstante, coincide con su observación de una disminución en la clase 10-20 cm, por extracción de varas para carbón. Aunque esta diferencia podría deberse a su condición de recién formados, en la cual hay una alta presencia de individuos en las clases diamétricas inferiores, los datos muestran que las clases diamétricas superiores se encuentran representadas por individuos de la especie *A. germinans*, como resultado de la extracción de los individuos de tallas más grandes de *R. mangle*.

La estructura diamétrica de los manglares de borde recién formados en la zona Puerto Cesar - Punta Coquito del Costado oriental (en forma de U), probablemente se debe a la presión antrópica a la que se encuentran sometidos estos manglares y especialmente a la extracción de varas de *R. mangle* de 10- 20 cm de diámetro para carbón y de 20-30 cm de diámetro para pilotes de construcción, según diferentes reportes (Molina 2009, Turner y Gardner 1991, Urrego *et al.* 2010, Zamora y García 2007). Además, el IVI indica que estos manglares están dominados por *A. germinans*; en estas dos clases diamétricas en particular no se encuentran individuos de *R. mangle*, especie para la cual se reporta mayor extracción en la zona, contrario a *A. germinans* que no parece ser útil para la comunidad (Zamora & García 2007).

La estructura diamétrica unimodal de los manglares de borde recién formados en el costado occidental también difiere de la descripción general de los manglares de este tipo y zona realizada por Urrego *et al.* (2010), quienes reportan manglares con estructura diamétrica en J invertida. Esta diferencia puede deberse a su condición de nuevas formaciones, ya que muchos de ellos se formaron en zonas con sedimentación activa, que puede limitar la supervivencia de la regeneración, similar a lo observado por Hoyos *et al.* (2012) para los manglares del costado oriental, donde las tasas de aporte fluvial de sedimentos superan las tasas de crecimiento de las plántulas.

El análisis de impacto antrópico y del estado fitosanitario de estos manglares evidencia la extracción de individuos de *R. mangle*, para varas de pesca en la zona y puede explicar la baja cantidad de individuos por hectárea en la clase diamétrica de 5-10 cm. Las clases diamétricas superiores pueden ser en menor cantidad representadas en estos manglares por dos razones: La primera por tratarse de su condición de reciente formación, lo cual implica que probablemente el manglar aun no llega a su madurez, y la segunda a la presencia de *Agrobacterium* sp. y *Neoteredo reynei*, los cuales ocasionan enfermedad y muerte a los árboles de tallas más grandes de *R. Mangle* (Sánchez-Alfárez 2009), especie dominante en este tipo de manglar.

Las sumas de los IVI de las especies del bosque aluvial presentes en los nuevos manglares del costado occidental, alcanza el 37,02% del total del IVI. Este valor indica que la salinidad es baja y que la dinámica del río posee alta influencia en el proceso de colonización de estos bosques al manglar.

Los nuevos manglares de cuenca del costado oriental presentan síntomas de perturbación también en su composición de especies. El IVI de las especies del bosque aluvial (68,71) supera el IVI de *R.mangle* (22,86), en un manglar de cuenca donde según Urrego *et al.* (2010) la salinidad debería ser alta como requerimiento básico para el establecimiento de *A. germinans* y limitante para las especies del bosque aluvial. El aporte de caudales líquidos y sólidos de los ríos tiene un gran impacto en estos sitios, pues las altas tasas de sedimentación elevan el substrato y ante una baja en la salinidad, las especies del bosque aluvial son las más aptas para colonizar.

Según lo anterior, los nuevos manglares de borde de ambos costados son diferentes en cuanto a la importancia de sus especies: En el costado occidental, *R. mangle* con alta Ar y Dr, en el costado oriental zona Turbo *R. mangle* y *A. germinans* importantes la primera por la Ar y la segunda por la Dr y en el costado oriental, zona Puerto Cesar – Punta Coquito, *A. germinans* con altas Ar y Dr. Los procesos que rigieron las sucesiones en ambos costados también son diferentes; la dominancia de *A. germinans* en el costado oriental

corresponde con las altas tasas de sedimentación y una mayor salinidad, comparado con el costado occidental, de mayor influencia aluvial.

4. Conclusiones

Se presenta ganancia neta de manglares en el período 1975-2009 para el costado occidental y 1991-2009 para el costado oriental. La sucesión natural, la dinámica fluvio-marina que ocasiona erosión y sedimentación, el incremento en el nivel medio del mar y el impacto antrópico, tienen influencia de manera individual o conjunta en los cambios de estos ecosistemas. Algunas variables como la deforestación y consecuente erosión en las cuencas de los principales ríos que desembocan al Golfo escapan al presente análisis.

No obstante la resiliencia del manglar en cuanto a su extensión, se deben emprender acciones para conocer los cambios en su estructura y composición, puesto que seguramente, debido al impacto antrópico, los manglares están presentando degradación de su composición, estructura y función.

Es importante contar con fotografías aéreas de buena calidad e información secundaria que pueda respaldar las conclusiones. La calidad del mapa base en estudios multitemporales, debe ser objeto de gran atención y cuidado, dado que será la única información verificable en campo. El presente estudio requirió mucho tiempo y esfuerzo al momento de la geo-referenciación de las fotografías. Por tratarse de la zona costera, altamente dinámica y en su mayoría cubierta por manglar, los puntos de control fueron escasos, lo cual puede incrementar el error de geo-referenciación y posterior fotointerpretación de los cambios.

Las actividades de tipo antrópico que generan impacto sobre manglares y ecosistemas costeros del Golfo de Urabá deben ser controladas por las autoridades ambientales, puesto que se considera que el impacto humano es catastrófico para estos ecosistemas y que deja pocas posibilidades a su recuperación (Woodroffe 1992).

A. Anexo: Índices de paisaje para las coberturas del área de estudio

		Cobertura									
		MB	MC	MS	BA	PT	SC			CA	Rio
Índice	Sitio-año						SC	Z.Urb	Via		
Área por clase (ha)	C.Oc 1975	1906,59		286,82	3291,15	2304,13	206,34	17,32		198,18	616,81
	C.Oc 2009	2325,29			3307,56	2494,79	38,02			214,33	482,82
	C.Or 1991	238,43	137,25	89,20	321,35	411,36	11,60	158,19	0,57	0,89	13,54
	C.Or 2009	451,66	97,27		381,22	349,62	71,83	191,12		11,26	33,67
Área total del paisaje (ha)	C.Oc 1975	8827,34									
	C.Oc 2009	8862,80									
	C.Or 1991	1382,36									
	C.Or 2009	1587,65									
Número de parches	C.Oc 1975	61		41	46	178	68	12		19	7
	C.Oc 2009	69			66	191	23			33	4
	C.Or 1991	34	12	7	12	41	7	3	1	3	6
	C.Or 2009	35	15		6	28	12	3		5	7
Tamaño medio del parche (ha)	C.Oc 1975	31,26		7,00	71,55	12,94	3,03	1,44		10,43	88,12
	C.Oc 2009	33,70			50,11	13,06	1,65			6,49	120,71

	C.Or 1991	7,01	11,44	12,74	26,78	10,03	1,66	52,73	0,57	0,30	2,26
	C.Or 2009	12,90	6,48		63,54	12,49	5,99	63,71		2,25	4,81
Desviación estandar del tamaño medio del parche	C.Oc 1975	76,82		12,04	257,46	59,66	3,62	1,24		19,72	111,97
	C.Oc 2009	76,09			226,42	55,10	1,27			15,51	118,67
	C.Or 1991	9,71	18,95	20,07	51,58	21,34	0,78	63,91		0,03	1,79
	C.Or 2009	33,30	9,44		85,52	24,83	10,21	79,71		3,08	6,54
Densidad de bordes	C.Oc 1975	32,5		8,5	35,2	44,0	10,6	1,0		3,0	17,0
	C.Oc 2009	42,6			36,8	53,8	2,8			4,5	16,6
	C.Or 1991	52,9	32,5	11,1	25,3	64,5	7,2	16,7	0,6	0,7	5,4
	C.Or 2009	67,3	23,3		14,1	44,4	13,7	14,8		4,7	11,1
Dimensión fractal Ponderada por el área	C.Oc 1975	1,39		1,38	1,39	1,33	1,41	1,39		1,27	1,48
	C.Oc 2009	1,41			1,39	1,35	1,44			1,28	1,51
	C.Or 1991	1,38	1,45	1,36	1,32	1,36	1,48	1,39	1,54	1,44	1,41
	C.Or 2009	1,40	1,44		1,25	1,36	1,37	1,37		1,49	1,44
Indice de diversidad de Shannon	C.Oc 1975	1,53									
	C.Oc 2009	1,35									
	C.Or 1991	1,75									
	C.Or 2009	1,72									
Numero de parches	C.Oc 1975	432									
	C.Oc 2009	386									
	C.Or 1991	126									
	C.Or 2009	111									
Tamaño medio del parche (ha)	C.Oc 1975	20,43									
	C.Oc 2009	22,96									
	C.Or 1991	10,97									
	C.Or 2009	14,30									

B. Anexo: Cálculo de los Índices de Valor de Importancia (IVI), para los diferentes tipos de manglar

Vegetación	Fr	Ar	Dr	IVI
Manglar de borde, C. Occidental				
<i>R. mangle</i>	45,00	89,18	86,16	220,34
<i>L. racemosa</i>	25,00	4,12	7,91	37,04
<i>A. germinans</i>	5,00	0,52	0,10	5,61
Otras especies	25,00	6,19	5,83	37,02
Total	100	100	100	300
Manglar de borde, C. oriental, Turbo				
<i>R. mangle</i>	33,33	72,61	23,84	129,79
<i>L. racemosa</i>	33,33	13,28	8,57	55,18
<i>A. germinans</i>	33,33	14,11	67,59	115,04
Otras especies	0,00	0,00	0,00	0,00
Total	100	100	100	300
Manglar de borde, C. oriental, P. Coquito				
<i>R. mangle</i>	37,50	14,77	2,19	54,46
<i>L. racemosa</i>	25,00	28,41	11,27	64,67
<i>A. germinans</i>	37,50	56,82	86,55	180,87
Otras especies	0,00	0,00	0,00	0,00
Total	100	100	100	300
Manglar de Cuenca, C. Oriental, Turbo				
<i>R. mangle</i>	10,00	10,79	2,06	22,86
<i>L. racemosa</i>	20,00	56,83	11,58	88,42
<i>A. germinans</i>	20,00	17,27	82,75	120,02
Otras especies	50,00	14,39	3,60	68,71
Total	100	99	100	300

Bibliografía

- Alongi, DM. 2008. Mangrove forests: Resilience, protection from tsunamis, and responses to global climate change. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 76: 1-13.
- Altamirano JP, Primavera JH, Banaticla MR, Kurokura H. 2010. Practical techniques for mapping small patches of mangroves. *Wetlands Ecology and Management* 18: 707–715.
- Alvarez A, Bernal G. 2007. Estimación del campo de transporte neto de sedimentos en el fondo de Bahía Colombia con base en análisis de tendencia del tamaño de grano. *Avances en Recursos Hidráulicos* 16: 41-50.
- Alvarez-Leon R. 2003. Los manglares de Colombia y la recuperación de sus áreas degradadas: revisión bibliográfica y nuevas experiencias. *Madera y Bosques* 9(1): 3-25.
- Ambastha K, Hussain S, Badola R, Roy P. 2010. Spatial analysis of anthropogenic Disturbances in mangrove forests of Bhitarkanika Conservation Area, India. *Journal of the Indian Society of Remote Sensing* 38: 67-83.
- Bernal G, Montoya L, Garizábal C, Toro M. 2005. La complejidad de la dimensión física en la problemática costera del Golfo de Urabá, Colombia. *Gestión y Ambiente* 8: 123-135.
- Blasco F, Saenger P, Janodet E. 1996. Mangroves as indicators of coastal change. *Catena* 27: 167-178.

Cevillot P, Molina M, Giraldo L, Molina C. 1993. Estudio geológico e hidrológico del golfo de Urabá. Boletín científico CIOH 14: 79-89.

CIOH 2010. Climatología de los principales puertos del Caribe Colombiano. Turbo - Golfo de Urabá. Centro de Investigaciones Oceanográficas e Hidrográficas del Caribe. <http://www.cioh.org.co/index.php/climatologia>.

Conchedda G, Durieux L, Mayaux P. 2008. An object-based method for mapping and change analysis in mangrove ecosystems. ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing 63: 578-589.

Correa ID, Vernet G. 2004. Introducción al problema de la erosión litoral en Urabá (sector Arboletes-Turbo) costa Caribe colombiana. Boletín de investigaciones marinas y costeras 33: 5-26.

Duke NC, Meynecke JO, Dittmann S, Ellison AM, Anger K, Berger U, Canicci S, Diele K, Ewel C, Field CD, Koedam N, Lee Y, Marchand C, Nordhaus I, Dahdouh-Guebas F. 2007. A World Without Mangroves? Science 317: 41-43.

Duke NC. 1992. Mangrove Floristics and Biogeography. En: Coastal and Estuarine Studies. pp 63-100. Washington, DC.

Ellison AM, Fransworth Ej. 1997. Simulated sea level change alters anatomy, physiology, growth, and reproduction of red mangrove (*Rhizophora mangle* L.). Oecología 112: 435-446.

Ellison J. 2008. Long-term retrospection on mangrove development using sediment cores and pollen analysis: A review. Aquatic Botany 89: 93-104.

Ellison JC. 1993. Mangrove Retreat with Rising Sea-level, Bermuda. Estuarine, Coastal and Shelf Science 37: 75-87.

- Estrada EA. 2013. Fragmentación y pérdida de los manglares asociados a condiciones antrópicas y naturales en la costa oriental del Golfo de Urabá, Caribe Colombiano. Tesis de Maestría. Universidad de Antioquia, Medellín.
- Field CD. 1995. Impact of expected climate changes on mangroves. *Hydrobiología* 295: 75-81.
- Gilman EL, Ellison J, Duke NC, Field C. 2008. Threats to mangroves from climate change and adaptation options: A review. *Aquatic Botany* 89: 237-25.
- Giri C, Ochieng E, Tieszen L, Zhu Z, Singh A, Loveland T, Masek J, Duke N. 2011. Status and distribution of mangrove forests of the world using earth observation satellite data. *Global Ecology and Biogeography* 20: 154-159.
- González C, Dupont L. 2009. Tropical salt marsh succession as sea-level indicator during Heinrich events. *Quaternary Science Reviews* 28: 939–946.
- Guimarães AS, Travassos P, Souza Filho PWME, Gonçalves FD, Costa F. 2010. Impact of aquaculture on mangrove areas in the northern Pernambuco Coast (Brazil) using remote sensing and geographic information system. *Aquaculture Research* 41: 828-838.
- Hogarth P. 2007. *The biology of mangroves and seagrasses*. Segunda edición. Oxford University Press, New York, USA.
- Hoyos, R. 2012. Respuesta de la regeneración natural de los manglares del delta del río Turbo y la Bahía El Uno (Golfo de Urabá-Colombia), a la variabilidad ambiental y climática intra anual.
- INVEMAR. 2003. Programa Holandés de asistencia para estudios en cambio climático: Colombia. Definición de la vulnerabilidad de los sistemas bio-geofísicos y socioeconómicos debido a un cambio en el nivel del mar en la zona costera colombiana (Caribe continental, Caribe insular y Pacífico) y medidas para su

adaptación. Resumen ejecutivo. Programa de Investigación para la Gestión Marina y Costera -GEZ. Santa Marta, Colombia.

INVEMAR. 2012. Informe del estado de los ambientes y recursos marinos y costeros en Colombia: Año 2011. Serie de publicaciones periódicas 8. pp. 203. Santa Marta, Colombia.

IPCC. 2007. Summary for Policymakers. En: *Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. pp. 1-21. Cambridge University Press, Cambridge.

Krauss KW, Lovelock CE, McKee KL, López-Hoffman L, Ewe S, Sousa WP. 2008. Environmental drivers in mangrove establishment and early development: A review. *Aquatic Botany* 89.

Lacerda, LD, Conde JE, Bacon PR, Alarcon C, D'Croz L, Kjerfve B, Polania J, Vannucci M. 1993. *Mangrove Ecosystems of Latin America and the Caribbean: a Summary*. ITTO/International Society for Mangrove Ecosystems. Pp 1-42. Okinawa, Japón.

Lizano OG, Amador J, Soto R. 2001. Caracterización de manglares de Centroamérica con sensores remotos. *Revista de biología tropical* 49: 331-340.

Lugo AE, Snedaker SC. 1974. The Ecology of Mangroves. *Annual Review of Ecology and Systematics* 5: 39-64.

McGarigal K, Marks BJ. 1995. FRAGSTATS: Spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. Portland, Or: U.S. Dept. of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station.

Molina E. 2009. Dinámica de los manglares de Bahía Portete, Alta Guajira a escala de paisaje y su relación con variables climáticas asociadas al cambio climático global y

- regional. Tesis de maestría. Universidad Nacional de Colombia, sede Medellín.
- Montoya LJ. 2010. Dinámica oceanográfica del Golfo de Urabá y su relación con los patrones de dispersión de contaminantes y sedimentos. Tesis PhD. Facultad de Minas, Universidad Nacional de Colombia.
- Nagelkerken I, Blaber SJM, Bouillon S, Green P, Haywood M, Kirton LG, Meynecke JO, Pawlik J, Penrose HM, Sasekumar A, Somerfield PJ. 2008. The habitat function of mangroves for terrestrial and marine fauna: A review. *Aquatic Botany* 89: 155-185.
- Nandy S, Kushwaha S. 2011. Study on the utility of IRS 1D LISS-III data and the classification techniques for mapping of Sunderban mangroves. *Journal of Coastal Conservation* 15: 123-137.
- Parkinson RW, Delaune RD, White JR. 1994. Holocene Sea-Level Rise and Fate of Mangrove Forest Within the Wider Caribbean Region. *Journal of Coastal Research* 10: 1077-1086.
- Perillo GME, Wolanski E, Cahoon DR, Brinson MM. 2009. *Coastal Wetlands: An Integrated Ecosystem Approach*. Elsevier.
- Posada H, Salvatierra H. 2001. Análisis multitemporal del cambio del ecosistema de manglar en la costa del Departamento del Atlántico (Colombia). *Revista Cartográfica* 73: 25-48
- Poveda G. 2004. La Hidroclimatología de Colombia: Una síntesis desde la escala interdecadal hasta la escala diurna. *Revista Academia Colombiana de Ciencias* 28: 201-222.
- Ramírez Sosa CD, Orrego Suaza SA. 2011. Modelación económica con información espacialmente explícita de la deforestación en Urabá, Colombia, 1980-2000. *Semestre Económico* 14: 31-51.
- Restrepo JD, Canterra JR. 2011. Discharge diversion in the Patia River delta, the

- Colombian Pacific: Geomorphic and ecological consequences for mangrove ecosystems. *Journal of South American Earth Sciences*: 1-16.
- Restrepo JD, Kjerfve B. 2000. Water discharge and sediment load from the Western slopes of the Colombian Andes with focus on rio San Juan. *Journal of Geology* 108: 17-33.
- Rodriguez W, Feller IC. 2004. Mangrove landscape characterization and change in twin cays, Belize using aerial photography and Ikonos satellite data. *Atoll Research Bulletin* 513: 1-22
- Sánchez-Alferez AS, Álvarez-León R, López SGBC, Pinzón-Florian OP. 2009. Aspectos fitosanitarios de los manglares del Urabá Antioqueño, Caribe colombiano. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences* 4: 339-346.
- Shearman P. 2010. Recent Change in the Extent of Mangroves in the Northern Gulf of Papua, Papua New Guinea. *AMBIO: A Journal of the Human Environment* 39: 181-189.
- Snedaker SC. 1995. Mangroves and climate change in the Florida and Caribbean region scenarios and hypotheses. *Hydrobiología* 295: 43-49.
- Spalding MD, Blasco F, Field CD. 1997. *World Mangrove Atlas*. International Society for Mangrove Ecosystems, Okinawa, Japón.
- Thomas YF, García M, Cesaraccio M, Rojas X. 2007. El paisaje en el Golfo. En: *Atlas del Golfo de Urabá: Una mirada al Caribe de Antioquia y Chocó*. Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras -Invemar- y Gobernación de Antioquia. Santa Marta, Colombia. Serie de Publicaciones Especiales de Invemar N° 12.
- Torres RR, Gomes JC, Afanador F. 2006. Variación del nivel medio del mar en el Caribe colombiano. *CIOH* 24: 64-72.

- Tran T. 2009. Landscapes of mangrove forests and littoral dynamics in the South Viêt-Nam. *Journal of Coastal Conservation* 13: 65-75.
- Traverse A. 1988. *Paleopalynology*. Unwin Hyman, Londres, Inglaterra.
- Turner MG, Gardner RH. 1991. Quantitative methods in landscape ecology: An introduction In *Ecological Studies Analysis and Synthesis*. En: *Quantitative Methods in Landscape Ecology: The Analysis and Interpretation of Landscape Heterogenetiy* . Pp. 3-14. New York.
- Urrego LE, Molina EC, Suárez JA, Ruiz HY, Polanía J. 2010. Distribución, composición y estructura de los manglares del Golfo Urabá. En: *Informe técnico del proyecto Expedición Estuarina Golfo de Urabá, 2013*. Gobernación de Antioquia, Medellín (Colombia).
- Vann, JH. 1959. Landform - vegetación relationships in the Atrato Delta. *Annals of the Association of American Geographers* 49: 345-360.
- Vila J, Varga D, Llausás A, Ribas A. 2006. Conceptos y métodos fundamentales en ecología del paisaje (landscape ecology). Una interpretación desde la geografía. *Doc. Anàl. Geog.* 48: 151-166.
- Wilson EO. 1992. *The diversity of life*. Cambridge: Harvard Univesity Press.
- Woodroffe C. 1992. Mangrove Sediments and Geomorphology. En: *Coastal and Estuarines Studies*. American Geophysical Union, Washington, DC.
- Woodroffe C. 1999. Response of mangrove Shorelines to Sea-Level Change *Tropics* 8: 159-177.
- Yañez-Arancibia A, Lara-Domínguez AL. 1999. Los manglares de América Latina en la encrucijada. En: *Ecosistemas de Manglar en América Tropical*. pp. 9-16.
- Zambrano-Escamilla CH, Rubiano-Rubiano DJ. 1996. Mapas del bosque de manglar de

la costa Pacífica colombiana años 1969, 1996 y multitemporal. Ministerio del Medio Ambiente. Santa Fe de Bogotá.

Zambrano-Escamilla CH, Rubiano-Rubiano DJ. 1997. Mapas de los bosques de manglar del Caribe colombiano. Ministerio del Medio Ambiente - Organización Internacional de Maderas Tropicales, Santa Fe de Bogotá.

Zamora A, García C. 2007. El Golfo: Un espacio socioeconómico. En: Atlas del Golfo de Urabá: Una mirada al Caribe de Antioquia y Chocó. Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras -Invemar- y Gobernación de Antioquia., Santa Marta, Colombia. Serie de Publicaciones Especiales de Invemar N° 12.