
Influencia de los impactos antrópicos sobre la evolución del bosque de manglar en Puerto Colombia (Mar Caribe colombiano)

H. Sánchez-Moreno^{1*}, H.J. Bolívar-Anillo¹, D.A. Villate-Daza², G. Escobar-Olaya²,
G. Anfuso³

(1): Laboratorio de Investigación en Microbiología, Facultad de Ciencias Básicas y Biomédicas, Universidad Simón Bolívar, Carrera 59 No. 59-65, Barranquilla, Atlántico, Colombia.

(2): Grupo de Investigaciones Marino Costeras GIMAC, Escuela Naval de Suboficiales ARC Barranquilla, Colombia.

(3): Departamento de Ciencias de la Tierra, Facultad de Ciencias del Mar y Ambientales, Universidad de Cádiz, Cádiz, España.

Importance of human impacts on the evolution of Puerto Colombia mangrove swamp (Colombian Caribbean Sea)

Abstract

Mangrove swamps constitute ecosystems of great importance in coastal areas, their ecological services being an important and essential resource for local inhabitants. Colombia is the only country in South America with 3,000 km of coastline extended along the Pacific Ocean and the Caribbean Sea, and shows 300,133 hectares of mangrove swamps. Approximately 40,000 hectares of them have been greatly affected in past 30 years by different activities such as the construction of motorways, seawalls, touristic facilities, tree felling, etc. This study deals with the characteristics, human impacts and recent evolution of the mangrove swamp located at Puerto Colombia (Barranquilla, Colombia). The mangrove swamp can be divided into two sectors (north and south) that present clear differences in the abundance of superficial water, number and types of mangrove plants. Main stressing factors that conditioned the evolution of this system were: i) the alteration of the hydrological characteristics, due to the diminution of fresh water supplies for the channelization of the northern and central streams and the deepening of the southern one; y ii) coastal erosion processes due, in last decades, essentially to the construction of several groins updrift of the mangrove swamp, which recorded a great retreat (swamp width varied from 134 m in 2004 to 24 m in 2017). As a result of mentioned actuations, a large sector of the investigated mangrove swamp was eroded. Ecological recuperation must be based on the recovery of adequate hydrodynamic conditions, the implementation of nourishment projects and the planting of both *Rizophora mangle* (on the seaward side) and *Avicennia germinans* (on the landward side of the swamp).

Key words: *Avicennia germinans*; Barranquilla; Erosion; Hydrodynamic; *Rizophora mangle*.

Resumen

Los bosques de manglar son ecosistemas de gran importancia para las zonas costeras y constituyen una fuente de sustento para muchos de los habitantes de dichas zonas. Colombia es el único país de América del Sur que presenta más de 3,000 km de costa sobre el océano Pacífico y el Mar Caribe, lo que le permite contar con bosques de manglar con una extensión de aproximadamente 300,133 hectáreas. Sin embargo, en los últimos 30 años, aproximadamente 40,000 hectáreas de estos bosques han sido alteradas por actividades tales como la construcción de carreteras, muelles, infraestructuras turísticas, tala indiscriminada, entre otras. En este estudio se establecieron las características, impactos antrópicos y evolución reciente del bosque de manglar ubicado en el litoral de Puerto Colombia (Barranquilla, Colombia). Actualmente el bosque puede ser dividido en dos sectores (norte y sur) con claras diferencias en cuanto a la presencia de agua superficial, número de

*Autor de correspondencia.

E-mail: hsanchez13@unisimonbolivar.edu.co

ISSN 2594-0384 (Electrónica)

especímenes y estado de los mismos. Los principales factores de estrés que fueron identificados y que impactaron en la evolución de este ecosistema fueron: i) la alteración de la hidrología del bosque, debida a la disminución de los aportes de agua dulce por el encausamiento de los arroyos norte y central y el descenso de la cota de fondo del arroyo sur y ii) los procesos de erosión costera que afectaron el área y debidos, en las últimas décadas, esencialmente al emplazamiento de varios espigones aguas arriba del bosque su ancho pasó de 134 m en 2004 a 24 m en 2017. Actividades encaminadas a restablecer la hidrología, la siembra de especies de *Rhizophora mangle* en la parte hacia mar y *Avicennia germinans* en la parte hacia tierra del bosque, así como proyectos de regeneración de playa, podrían permitir la restauración del ecosistema.

Palabras claves: *Avicennia germinans*; Barranquilla, Erosión; Hidrodinámica; *Rizophora mangle*.

Introducción

Los bosques de manglar constituyen un ecosistema interdependiente y singular, localizado en medio del bosque seco tropical, los humedales de agua dulce, las cuencas hidrográficas y los ecosistemas marinos tales como las praderas de fanerógamas y las formaciones de arrecifes de coral. Constituyen ecosistemas dominados por asociaciones vegetales costeras tropicales y subtropicales que tienen características morfológicas, fisiológicas y reproductivas que les permiten vivir en ambientes anóxicos, con influencia salina, inundados e inestables en zonas costeras normalmente influidas por desembocaduras de corrientes de agua dulce permanentes o estacionales, por lo cual los manglares presentan adaptaciones morfológicas y ecofisiológicas que les permiten sobrevivir en estos hábitats tan dinámicos (Giri *et al.*, 2011; López-Angarita *et al.*, 2016).

La importancia y función ecosistémica del bosque de manglar se puede definir desde el punto de vista científico, ecológico, estético, recreacional, social y económico. Así, desarrollan un papel muy importante en el aporte de materia y energía a otros sistemas, tienen un gran valor como evapotranspiradores y sumideros naturales de CO₂, y constituyen agentes detoxificadores, es decir, funcionan como trampas naturales de contaminantes (Lee *et al.*, 2014; Polidoro *et al.*, 2010). Cabe también destacar su rol de protección frente a la erosión e inundación costera en cuanto amortiguan la energía del viento y del oleaje sobre la costa (Lee *et al.*, 2014; Sandilyan y Kathiresan, 2015; Walters *et al.*, 2008). Además, el bosque de manglar constituye un refugio y un lugar de alimentación y anidación de diversas especies de insectos, crustáceos, anfibios, reptiles, aves y

mamíferos (Nagelkerken *et al.*, 2008; Walters *et al.*, 2008). Desde el punto de vista socio-económico, a nivel mundial, los manglares son la base de la economía de muchas regiones costeras y aportan US\$1.6 billones anuales en servicios eco-sistémicos (Barbier, 2016; Giri *et al.*, 2011; Hamilton y Casey, 2016).

A nivel global, los ecosistemas de manglar cubren aproximadamente una superficie de 150,000 km², cuyas mayores extensiones se encuentran en Asia (42%), África (20%), América del Norte y Central (15%), Oceanía (12%) y América del Sur (11%) (Barbier, 2016; Giri *et al.*, 2011; Hamilton y Casey, 2016). Actualmente se encuentran bajo una inmensa presión debido a la tala indiscriminada relacionada con el cambio en el uso del suelo, las alteraciones hidrológicas, el derrame de sustancias químicas y el cambio climático, entre los cuales el aumento del nivel del mar se vislumbra como la mayor amenaza para estos ecosistemas (Ellison, 2015; Giri *et al.*, 2011). Las tasas anuales de pérdidas de manglar a nivel mundial se han estimado en alrededor del 2 % en el periodo comprendido entre 1980 y 1990, de 1 % entre 1990 y 2000 y de aproximadamente el 0.16% entre 2000 y 2012. Si dicha tasa continua, los bosques de manglar podrían llegar a una pérdida de su funcionalidad en menos de 100 años (Lee *et al.*, 2014; Lewis, 2005; Rönnbäck *et al.*, 2007).

En Colombia los manglares tienen una extensión aproximada de 300,133 ha, de las cuales 69,894 ha se encuentran en el litoral Caribe; el cual cuenta con cinco especies de mangles de las nueve reportadas para el país, de las cuales, *Avicennia germinans* y *Rhizophora mangle* son las más abundantes, seguidas por *Laguncularia racemosa*, *Conocarpus erectus* y *Pelliciera rhizophorae* (Agudelo *et al.*, 2015; Álvarez-León, 2003). Sin embargo, se calcula que en los últimos 30 años

aproximadamente 40.000 ha de bosque de manglar en Colombia han sido alteradas por actividades tales como la construcción de carreteras, muelles, infraestructuras turísticas, expansión de las fronteras urbanas, agrícolas e industriales, tala indiscriminada, entre otros (Valero *et al.*, 2011). Dicha desaparición, tanto a nivel internacional como en Colombia, ha causado graves impactos ambientales, sociales y económicos a las comunidades locales y usuarios de estos ecosistemas (Valero *et al.*, 2011). El bosque de manglar bajo este estudio se encuentra ubicado en el municipio de Puerto Colombia (departamento del Atlántico), el cual posee un área estimada de 162 ha de bosques de manglar muchos de los cuales están alterados por diversas actividades antrópicas (INVEMAR, 2005). El objetivo de este estudio es conocer el proceso evolutivo del bosque de manglar ubicado en el malecón de Puerto Colombia e identificar los principales impactos antrópicos que han conllevado a su degeneración. Probablemente las alteraciones en la hidrología del bosque debido a diferentes obras civiles, así como la construcción de espigones aguas arriba han conllevado a procesos erosivos y pérdida de la capacidad de autoregeneración de un sector de este bosque. Los resultados de este estudio pueden ser útiles para el diseño de programas encaminados a la restauración y conservación de este ecosistema tan prioritario en la estrategia de adaptación de esta región al cambio climático global.

Materiales y métodos

Zona de estudio

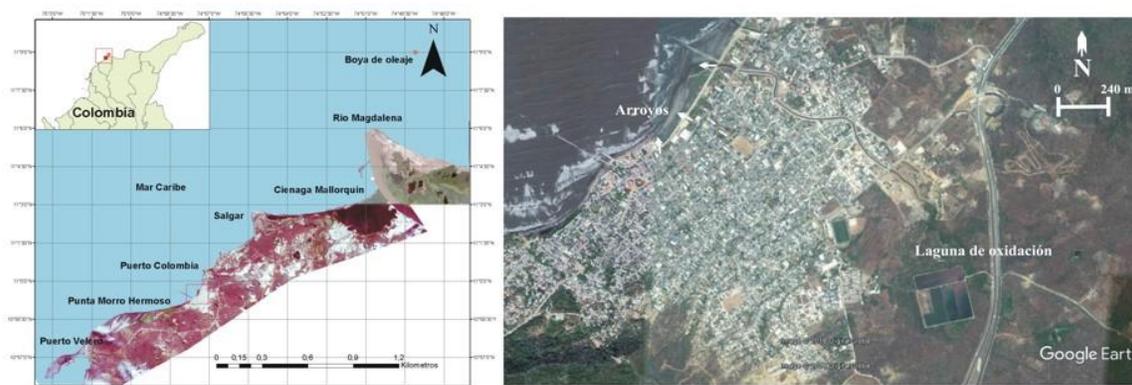


Figura 1. a) Mapa de localización de la zona de estudio y b) detalle del bosque de manglar (arroyos y laguna de oxidación).

El bosque de manglar investigado se localiza en el municipio de Puerto Colombia, en el Departamento del Atlántico, Caribe colombiano (Figura 1). Dicho municipio presenta una extensión aproximada de 93 km² y se integra en el Área Metropolitana de la ciudad de Barranquilla. El municipio posee aproximadamente 162 ha de bosque de manglar (INVEMAR, 2005). El bosque objeto de este estudio (10°59'30.14"N y 74°57'25.98"O) presenta una cobertura actual de 1.62 ha y está ubicado frente a la parte inicial del paseo marítimo.

El litoral del Caribe colombiano posee un clima de tipo tropical húmedo con precipitaciones bimodales que suelen concentrarse en dos épocas (noviembre a abril y julio a septiembre). Las mareas en el Caribe colombiano son de tipo diurno mixto con rango micro-mareal (< 2 m), con variaciones que oscilan entre los 20 y los 50 cm. Durante el periodo seco (diciembre-marzo) los vientos se aproximan del primer cuadrante con velocidad media inferior, en la mayoría de los casos, a los 10-12 m/s y valores máximos de 16-18 m/s (Figura 2); las rachas más fuertes se asocian a los vientos del Noreste (NE). Valores más bajos se observan en septiembre-noviembre y son generalmente asociados a vientos del Este (E). El comportamiento bimodal, asociado al patrón de los vientos alisios del NE, condiciona la distribución y las características del oleaje (H). En cuanto a los promedios anuales del Hmax, destacan variaciones de 0,81 hasta 4,46 m. Datos elevados de Hmax (≥ 4 m) se presentan durante febrero-marzo por la fuerte intensidad de los vientos alisios (CIOH, 2009).

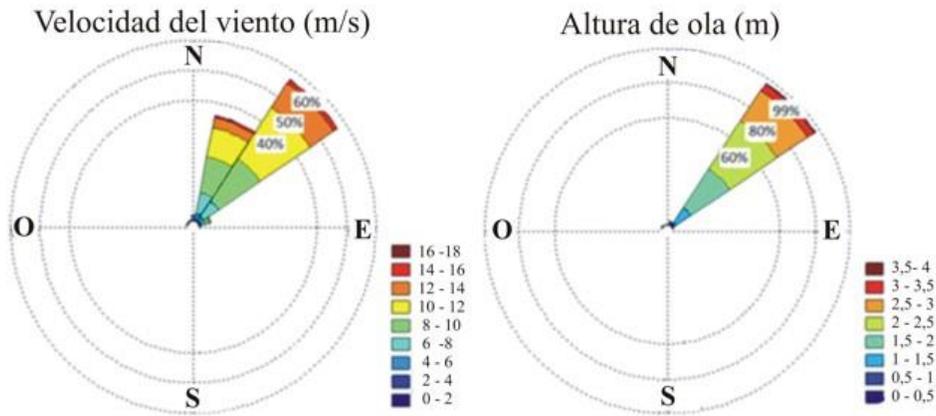


Figura 2. Dirección y velocidad media del viento (m/s) y dirección y altura significativa (h_s) del oleaje durante el periodo seco (diciembre-marzo).

El bosque presenta una forma alargada norte-sur con una longitud aproximada de 470 m a lo largo de su eje principal, y de 95 m a lo largo de su dimensión más corta (Figuras 1 y 3). Hacia mar, el bosque presenta una playa arenosa con amplitud que va de los 45 a los 95 m, donde se observó una alta presencia de restos vegetales y residuos plásticos (Figura 4a). La playa está limitada al norte por un espigón de aproximadamente 250 m de longitud (Figuras 1 y 4b). Otro espigón, de unos 90 m, se observa al sur, pero distanciado del bosque (Figura 1). Hacia tierra, el bosque está limitado por un paseo marítimo o malecón de hormigón en el que circulan vehículos y la parte hacia tierra está totalmente urbanizada. En detalle, el bosque se

desarrolla en la parte posterior de la playa, una zona de inundación irrigada por agua dulce de escorrentía desde el continente y agua marina proveniente del oleaje y la cuña salina, todos estos diferentes aportes generan en el lugar un gradiente de condiciones salinas y un nivel freático oscilante.

El agua de origen continental llega al bosque por tres vías: i) un canal proveniente de las lagunas de oxidación del municipio que desemboca al mar a un costado de la parte norte del bosque; ii) en la parte media desemboca un canal que recoge aguas de la escorrentía de un área urbana cercana; y iii) en la parte sur desemboca un canal que lleva agua de escorrentía de un área urbana más amplia (Figura 3).



Figura 3. Foto aérea del bosque de manglar obtenida mediante *dron*.



Figura 4. Restos vegetales y residuos plásticos en la playa en frente del bosque de manglar (a) y espigón que limita al norte la playa (b).

El arroyo de agua dulce que llega a la parte norte del bosque tiene un caudal permanente aproximado de 40 L/s (C.R.A., 2017) y constituye el efluente de salida de la laguna de oxidación del municipio que se encuentra ubicada a 1.6 km hacia tierra (Figuras 1 y 3). En dicha laguna de oxidación se trata una parte de las aguas servidas del municipio y, en su trasiego por la zona urbana, el canal recibe múltiples vertimientos de aguas domésticas lo que aumenta la carga de materia orgánica, además por ser un canal a cielo abierto se observa la presencia de desechos, especialmente plásticos arrojados por la comunidad. Al llegar a la línea costera, dicho arroyo forma una pequeña laguna caracterizada por una fuerte contaminación orgánica y presencia de desechos. Este canal inicialmente fue de carácter estacional, hasta que en el año 1998 se puso en funcionamiento la laguna de oxidación, aunque probablemente ya en años anteriores el canal empezó a recibir de manera constante aguas residuales no tratadas perdiendo así su carácter estacional. Durante los años 2013–2014 este afluente se canalizó con revestimiento de concreto hasta el paseo marítimo, antes de desembocar al mar. La parte central del bosque recibe agua dulce a través de una obra de drenaje ubicada en la carretera del malecón, este aporte se ha visto amenazado por el desarrollo urbano de los alrededores, sin embargo, sigue funcionando estacionalmente y el agua que ingresa por este canal al bosque contiene una alta carga orgánica.

En el extremo suroriental se encuentra la desembocadura de un arroyo intermitente (más activo en la época de lluvia) y visiblemente de menor caudal con respecto al localizado en el extremo norte. Hasta el año 2004 según imágenes satelitales dicho arroyo desembocaba en el interior del bosque dando lugar a una inundación una inundación laminar que llegaba hasta la línea de costa. El arroyo funcionó de esta manera hasta el año 2016 cuando su cauce fue rectificado para desembocar directamente al mar y su cota de fondo fue profundizada.

Análisis estructural del manglar

El análisis estructural del manglar se llevó a cabo en dos parcelas de 35x25 m que se consideran representativas de dos partes muy uniformes en las que se puede dividir el bosque (norte y sur) teniendo en cuenta el estado de los árboles y las condiciones de la hidrología. En detalle, cada parcela se dividió en cuatro partes para facilitar la ubicación de los árboles y, en cada parte, se midieron los siguientes parámetros: número de árboles, estado de los árboles y neumatóforos, diámetro a la altura del pecho (DAP, por medio de cinta métrica), especie de manglar, altura de cada árbol (por medio de una vara graduada) y el nivel freático mediante una excavación desde la superficie del suelo hasta el punto donde se estabilizó el agua. La salinidad del agua freática fue medida mediante una sonda multiparamétrica modelo EXO 1 (YSI).

En relación con el estado de los árboles, estos fueron clasificados de la siguiente forma: a) “bueno” cuando el follaje se encontraba en buen estado, b) “regular” cuando se observó pérdida visible de hojas y c) “malo” cuando se observó ausencia completa de hojas y/o el árbol se encontraba completamente seco. La evolución

temporal de la línea de costa y su efecto en el desarrollo y estado actual del bosque de manglar se realizó a partir de la interpretación de diferentes mapas antiguos (Mapa Brigadier Fidalgo, 1792-1812) y de fotografías aéreas e imágenes de satélite. En el cuadro 1 se presentan los documentos utilizados.

Cuadro 1. Documentos utilizados para el análisis de la evolución de la línea de costa: (1) error medio cuadrático, (2) Instituto Geográfico Agustín Codazzi, (3) Imagen de satélite SPOT, (4) Imagen obtenida por medio de dron, (5) Google Earth Pro.

Documento	Escala	Característica	Fuente	RMSE ⁽¹⁾ (m)
1930	01:30.3	Color	IGAC ⁽²⁾	10
1976	01:06.6	Blanco y negro	IGAC	1,76
1981	01:06.6	Blanco y negro	IGAC	1,88
2011	01:05.5	Color	Google Earth Pro ⁽⁵⁾	3,36
2012	01:05.5	Color	Google Earth Pro	3,36
2015 ⁽³⁾	02:23.9	Color	SPOT	0
2017	01:05.5	Color	Google Earth Pro	3,36
2018 ⁽⁴⁾	0.334027778	Color	PROPIA	0

La mayoría de los documentos corresponden a fotografías aéreas con diferentes escalas y proporcionadas por el Instituto Geográfico Agustín Codazzi (IGAC). Las fotografías se utilizaron para identificar y cartografiar formas costeras (el bosque de manglar, las playas, las estructuras de protección, entre otras), cuyas características fueron confirmadas mediante detalladas inspecciones en campo. El contacto entre el “flujo-reflujo” y la playa seca se consideró como indicador de la línea de costa ya que se trata de un ambiente micro-mareal (Boak y Turner, 2005; Moore, 2000; Pajak y Leatherman, 2002).

La georreferenciación de las imágenes del IGAC se realizó con base en imágenes de alta resolución espacial del Google Earth Pro, a partir de puntos de control (9 puntos por imagen) considerando el sistema de referencia D_WGS_1984, UTM Zona 18 Norte que, posteriormente, se rectificó con el sistema de coordenadas Sirgas UTM Datum

Bogotá. Mediante el software ArcGIS 10.3.1 se posicionaron las imágenes mediante transformación polinomial de primer orden obteniendo errores planimétricos permisibles (Crowell et al., 1991; Moore, 2000). El error asociado a la distorsión de las fotografías fue controlado en los documentos con estimaciones visuales que comparaban la fotografía aérea georreferenciada con el mapa base. El error medio cuadrático (RMSE) se calculó usando los puntos de control para cada fotografía utilizada (Rangel-Buitrago et al., 2015). En la delimitación de las líneas de costa se minimizaron los errores topológicos, estocásticos y de generalización mediante Stream y point mode, de Argis 10.3.1. Las tasas de erosión/acumulación fueron establecidas mediante Digital Shoreline Analysis System (DSAS) y End Point Rate (EPR) (Anfuso et al., 2016).

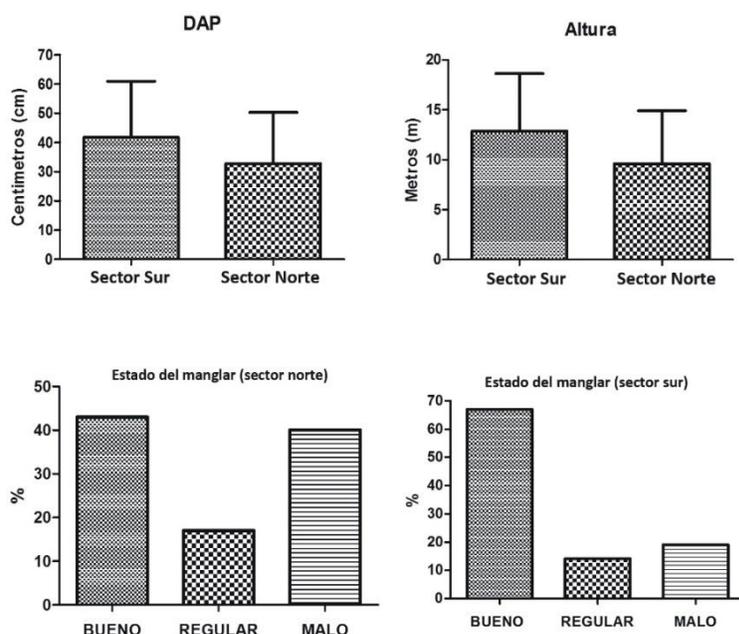


Figura 5. Diámetro (medido a la altura de pecho, DAP) y altura de A germinans y estado del manglar en los dos sectores (norte y sur).

Resultados

Análisis del estado actual del sector sur y norte del bosque.

En el sector sur se contabilizaron 88 árboles, en un 99% conformados por la especie *Avicennia germinans* y un 1% por *Laguncularia racemosa*. El DAP y altura promedio de *A. germinans* fueron de 41.75 cm y 12.86 m, respectivamente (Figura 5). En cuanto al estado de los árboles, el 43% fueron clasificados con estado bueno, el 17% regular y el 40% en mal estado (Figura 5). En la figuras 6 y 7 (a y b) se muestran imágenes de las copas de los árboles y detalle de las hojas; es de resaltar que las hojas presentan daños en su estructura, con pérdida de la capa superficial (epidermis) y/o perforaciones en la lámina. Sin embargo, en el momento del estudio no se observó ningún organismo que pudiera estar asociado a este daño. En cuanto al terreno, éste presentaba ausencia de agua superficial en $\frac{3}{4}$ partes, un nivel freático a una profundidad de la superficie de 33 cm y salinidad del agua freática de 75.8 ‰. También se registró la presencia de residuos sólidos (esencialmente constituidos por

plásticos), hojas y ramas secas (Figura 7 c, d). Los neumatóforos observados fueron escasos, débiles y muchos de ellos se encontraban secos y no se observaron plántulas. En la parte más al norte de este sector se registró la presencia de agua superficial y árboles en mejor estado, neumatóforos de aspecto funcional y presencia de plántulas de *A. germinans*.

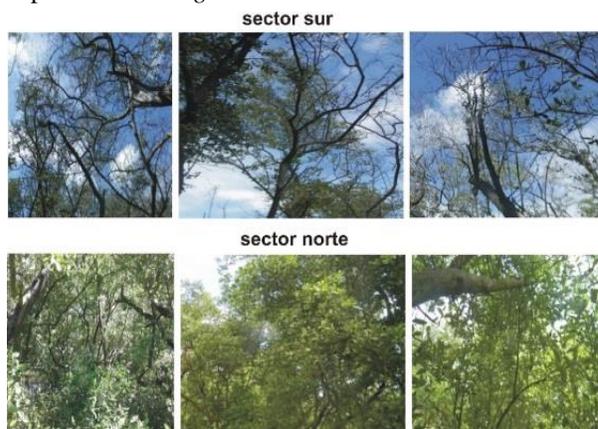


Fig. 6. Copas de árboles en los dos sectores analizado.

En el sector norte se evidenció la presencia de 113 árboles conformados en un 100% por la especie *Avicennia germinans*. Su DAP y altura promedio fueron de 32.83 cm y de 9.61 m, respectivamente. En cuanto al estado de los árboles, el 67% fueron clasificados con estado bueno, el 14% regular y el 19% en mal estado (Figura 5). El sistema foliar de este sector del bosque presentaba las mismas características del sector sur. Sin embargo, en este sector se observó una gran cantidad de neumatóforos con aspecto saludable y presencia abundante de plántulas (Figura 7e). En cuanto al terreno, éste presentaba agua superficial abundante y un nivel freático a una profundidad de 12 cm y salinidad de agua freática de 36.5 % (Figura 7f).



Figura 7. Detalle de las hojas (a, b), residuos plásticos, hojas y ramas secas en el suelo (c, d) y detalles de neumatóforos (e) y aguas superficiales (f).

Evolución de la línea de costa.

Conforme al mapa del delta del río Magdalena, redactado entre 1792 y 1812 por el Brigadier español Fidalgo, y cuya línea de costa se ha reportado en la Figura 8a, a principios de 1800 el delta del Magdalena presentaba una forma muy simétrica (Figura 8b) y el canal principal del río desembocaba hacia el Oeste. Tal como se observa en la Figura 8a, la desembocadura presentaba numerosas islas barreras y flechas litorales arenosas de grandes dimensiones (Restrepo y López, 2008).

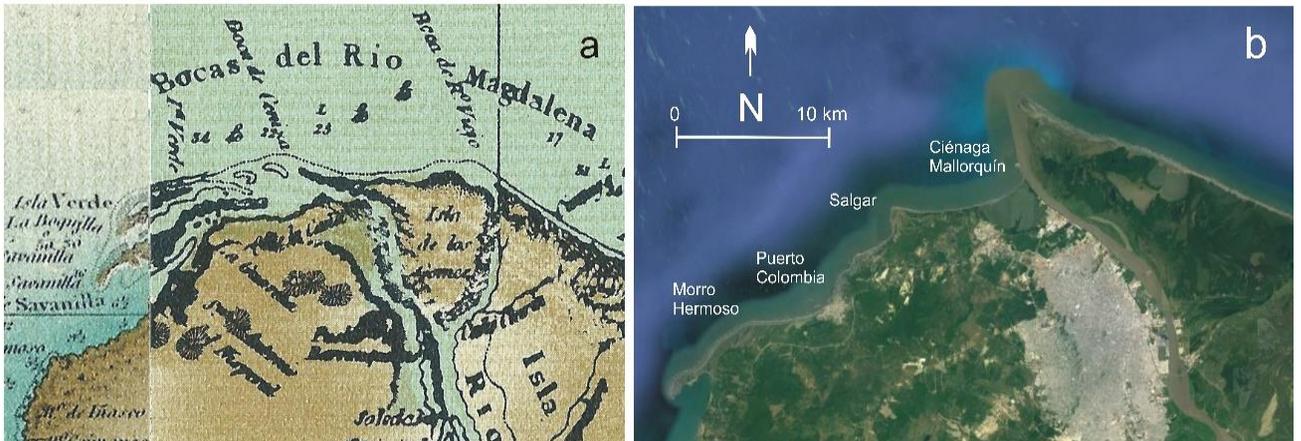


Figura 8. Delta del río Magdalena representado a principios de 1800 (a) y en su forma actual (b).

Dichos cuerpos arenosos se iban desplazando en el sentido del transporte litoral principal hacia el Suroeste (SO). El más amplio, denominado Isla Verde, se unió a otras islas barreras menores y formó una gran flecha litoral (Figura 9). Al abrigo de esta gran flecha litoral (Figuras 8a y 9) se construyó en 1888 el muelle de Puerto Colombia, el primer puerto comercial de Colombia por donde se exportaron principalmente tabaco, y café (Posada-Carbó, 1997). En 1930 (Figura 9), Isla Verde presentaba una longitud de más de 10 km y un ancho de varios cientos de metros. En 1935 se construyeron en la desembocadura del río

Magdalena (Figura 8b), los espigones que favorecieron una gran erosión en el lado oeste del delta (Figura 8b). En las décadas siguientes, 1986 y 1995, (Figura 9), los sedimentos se adosaron a tierra y continúan su migración hacia el SO formando una pequeña e incipiente flecha en Puerto Velero que va creciendo y migrando en el tiempo hacia el SO a expensas de los acúmulos en Puerto Colombia, tal como se evidencia en la figura 9. En 2015 se registró un retroceso de casi 1,000 m en correspondencia del muelle y una gran migración de la flecha de Puerto Velero.

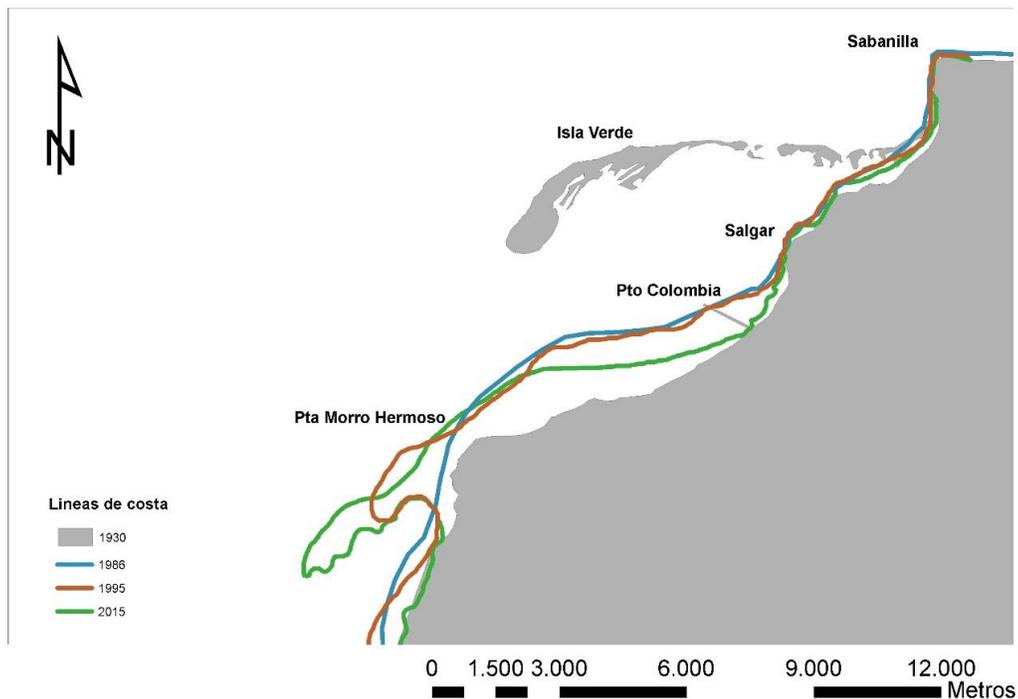


Figura 9. Evolución entre 1930 y 2015 del tramo de litoral entre Salgar y Puerto Velero.

En cuanto a la evolución del bosque de manglar, en la figura 10 se destaca cómo en 1976 aparece ya un pequeño bosque (aprox. 3.643 m²), protegido por una ciénaga (actualmente denominada ciénaga de Balboa, que hoy en día está localizada más al sur), cerrada por una lengua de arena formada por las barras arenosas que se han unido a la costa y que entierran el muelle de Puerto Colombia. En los años siguientes, este gran cuerpo arenoso que tiene varios cientos de metros y que delimita la actual ciénaga de Balboa,

sigue su migración hacia el SO. En 1981 (Figura 10), el bosque de manglar está todavía protegido (sobre todo en el sector central y meridional), por la ciénaga y presenta buenas condiciones y gran extensión (aprox. 86.640 m²). En 2015 el bosque presentaba una extensión aproximada de 17.835 m², y no estaba protegido por la barra arenosa la cual ha migrado hacia el SO (Figura 10). La tendencia continúa en siguientes años y en 2018 el bosque presenta un área aproximada de 15.872 m².

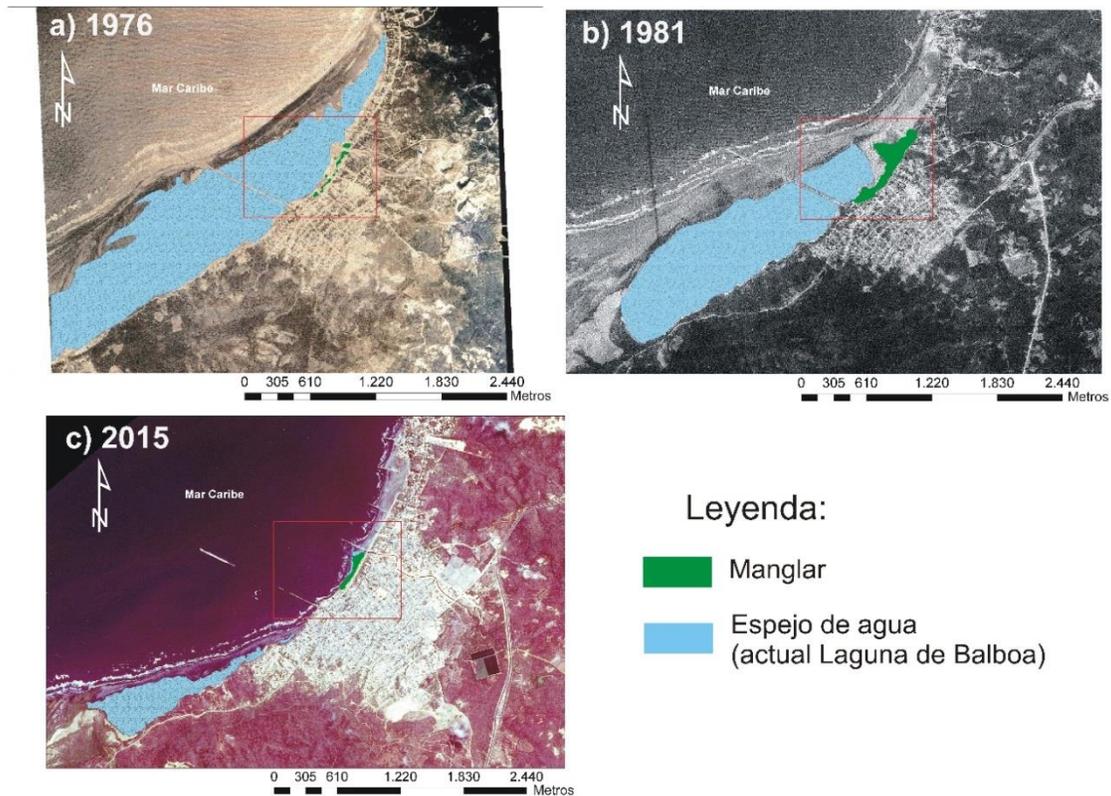


Figura 10. Formación y evolución del bosque de manglar de Puerto Colombia y de la ciénaga de Balboa

La erosión observada en las últimas décadas (Figuras 11 y 12) no depende solamente de la migración hacia el SO de las islas barreras descritas anteriormente, sino también de las actuaciones antrópicas, esencialmente, la construcción de varios espigones (Figura 12).

Así, tal como se observa en las figuras 9 y 10, el litoral de Puerto Colombia presentó un marcado retroceso en el periodo 1985-2015. Mediante un análisis a mayor escala espacial y temporal llevado a cabo por medio de imágenes de Google Earth, se observa como en 2004 el bosque estaba directamente sujeto a la acción del oleaje incidente y no está protegido por cuerpos arenosos (Figura 11). En ese año el bosque tenía un ancho en su parte central de 134 m que se van reduciendo en los años siguientes, *e.g.* 112 m en 2007. En el periodo 2011-2017 se observa un paulatino aumento del retroceso del bosque y un crecimiento al norte del mismo debido a la construcción de seis espigones de longitud variable entre los 70 y 250 m aproximadamente. En detalle, en 2011 el bosque de manglar registra erosión, con un ancho en su parte central de 73 m,

mientras que el litoral al norte del mismo registra un avance debido a la construcción de los espigones 1, 2 y 3 (Figura 12). Los espigones atrapan los sedimentos transportados por las corrientes litorales y favorecen un avance del litoral de 60 a 90 m, aguas arriba de las estructuras, es decir, al norte. El avance del litoral aumenta en los años siguientes en los que se emplazan los espigones 4 y 5; el espigón 4 da lugar a un avance de casi 200 m entre 2012 y 2015; por el contrario, durante el periodo 2015-2017 no se registran grandes variaciones. Sin embargo, las grandes cantidades de sedimentos atrapados por los espigones dejan de alimentar el litoral frente al bosque de manglar que registra un importante retroceso (años 2013 y 2016). Finalmente, en 2017 la línea de costa parece estable y una playa se forma delante del bosque debido a la construcción, en proximidad del muelle, de un espigón en 2016 de unos 70 m de longitud que atrapa parte de los sedimentos que migran hacia el sur, y al trasvase de sedimentos de la parte norte a la parte sur del espigón 1 que se ha ido colmatando con los años (Figuras 11 y 12).

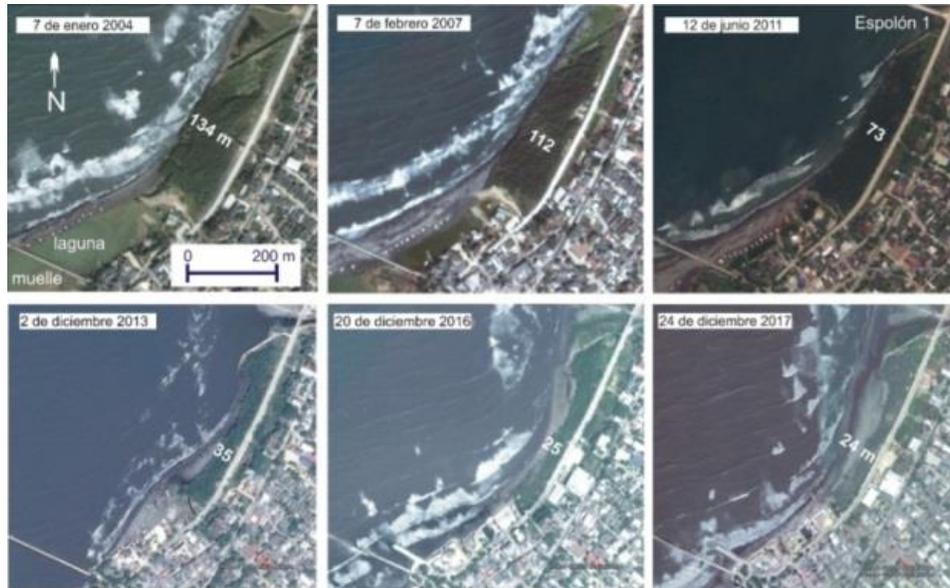


Figura 11. Evolución del bosque de manglar a partir de imágenes de Google Earth. Los valores (m) indican el ancho del bosque en su parte central.

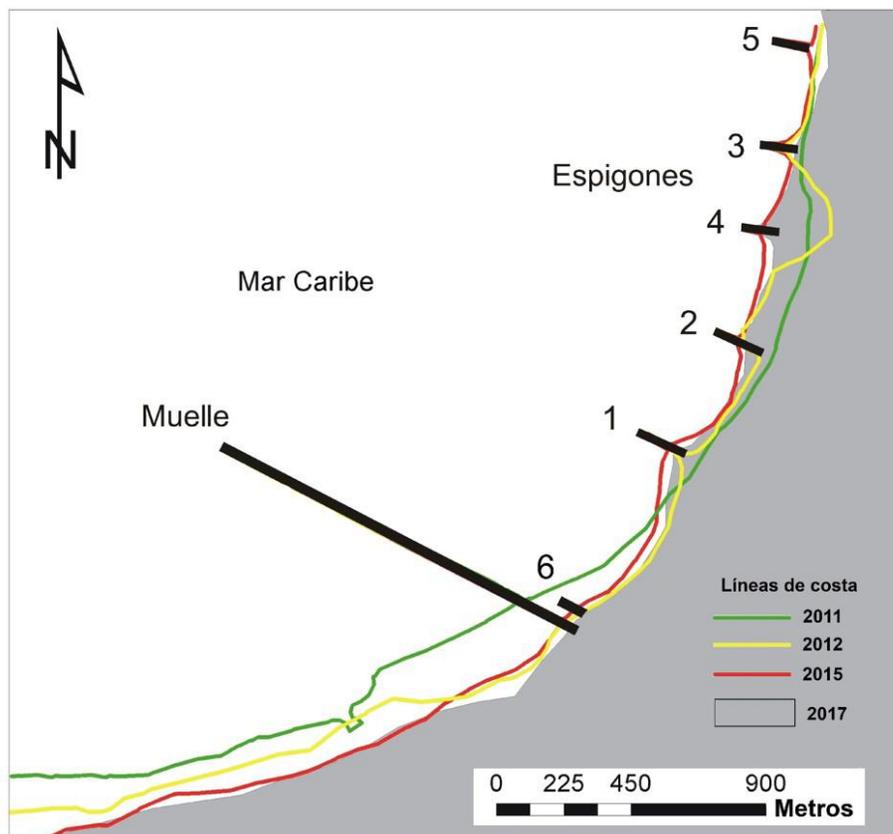


Figura 12. Evolución reciente del litoral frente al bosque. El número indica el orden de construcción del espigón.

Discusión

Los bosques de manglar son alterados principalmente debido a factores de estrés tales como los cambios en las fuentes principales de energía (oleaje, corrientes litorales, escorrentías de agua dulce, entre otras), la eliminación de fotosintatos antes de ser almacenados o usados por las plantas, la pérdida de nutrientes del suelo o del sistema y aquellos que perturban el metabolismo del manglar (Lewis, 2005). La erosión costera ocasionada por factores tales como la subida del nivel del mar, las variaciones en la energía del oleaje incidente sobre el litoral (llegada de mayor energía a la costa, por ejemplo debido a cambios en las trayectorias e intensidad de huracanes, etc.), y a un déficit sedimentario debido a alteraciones de cursos fluviales; represamiento de ríos; o actuaciones antrópicas que modifican el transporte litoral, están entre las principales causas de las pérdidas o alteraciones de los bosques de manglar (Lewis, 2005; Rangel-Buitrago *et al.*, 2015). En este sentido, en cuanto a la evolución de la línea de costa en correspondencia al bosque de manglar de este estudio, aunque varios autores destacan la influencia de los procesos neotectónicos (Vargas, 2012), ésta se encuentra estrictamente relacionada con los aportes del río Magdalena y las obras antrópicas que se realizaron en su desembocadura en los años 30 (Anfuso *et al.*, 2015). Antes de la construcción de los espigones, en la desembocadura del río Magdalena se daban numerosos cuerpos arenosos, relacionados con los copiosos aportes sedimentarios del río (Restrepo y López, 2008), y alargados en el sentido del transporte litoral predominante, es decir, de NE a SO (Anfuso *et al.*, 2015; Vargas, 2012). Los diques, encañalaron la desembocadura del río e hicieron que sus aportes sedimentarios se perdieran en aguas profundas. Como resultado, el oleaje adquirió una dirección casi paralela al litoral (Ortiz *et al.*, 2013), y los sedimentos erosionados en el lado occidental del delta del Magdalena se movieron hacia el SO alimentando los cuerpos arenosos mencionados, compensando, en parte y durante solamente unos años los aportes del río que ahora se pierden mar adentro. El cuerpo arenoso más importante, denominado Isla Verde, constituía una flecha litoral que contrariamente a lo observado en condiciones normales, estaba muy inclinada con respecto al litoral. En las décadas siguientes a la construcción de los espigones en la desembocadura del río, la

flecha presentaba una longitud parecida a la inicial, pero era más estrecha y, debido a la falta de aportes sedimentarios del río, llegó a romperse. Además, la erosión del lado oeste del delta ya no generaba suficientes aportes para que la flecha mantuviera su carácter de estructura sedimentaria *drift aligned*, es decir aquella típica de una flecha alargada en el sentido del transporte dominante, con una extremidad unida a tierra y otra libre (Anfuso *et al.*, 2015). Como resultado la flecha se rompió y formó varias islas barreras que pasaron a ser estructuras *swash aligned*, por tanto, estructuras no alargadas en el sentido del transporte litoral pero normalmente a la dirección de aproximación del oleaje. Dichas estructuras migraron hacia tierra por la acción del oleaje hasta que se adosaron al litoral en 1959, dando lugar a un gran avance de la línea de costa en correspondencia de Puerto Colombia (el muelle se quedó enterrando y perdió utilidad), situación que se mantuvo hasta 1995 (Anfuso *et al.*, 2015; Martínez *et al.*, 2010). Durante los años 50 y 60, los cuerpos arenosos que se adosaron al litoral, favorecieron el establecimiento y crecimiento del mangle, que se desarrolló sobre todo a partir de los 70. En detalle, el aumento de la cobertura del bosque en el periodo 1976-1981 se debió a la llegada continua de agua dulce por el arroyo ubicado en su parte norte que actualmente recolecta las aguas de la laguna de oxidación. Aunque las obras para la construcción de dicha laguna sean evidentes en la foto de 1976 (figura 10), la laguna empezó a funcionar solamente a principios de los noventa. Cabe suponer que, a partir de algún momento entre 1976 y 1981, las aguas residuales se empezaron a verter sin tratamiento previo en el arroyo anteriormente mencionado, probablemente una necesidad relacionada con la gran expansión urbanística (compárense las fotos de 1976 y 1981 de la figura 10). Sin embargo, a partir de los 80, las flechas arenosas aceleraron su migración aguas abajo (hacia el SO) dejando así desprotegido el bosque. Como resultado de esto, el oleaje atacó al manglar de manera más intensa, produciendo la pérdida de *Rizophora mangle*, la especie más expuesta, proceso que se acentuó a partir de 2011 debido a la construcción de varios espigones al norte (aguas arriba) del bosque. Dichos espigones favorecieron la sedimentación de playas amplias y una fuerte erosión aguas abajo (Rangel-Buitrago *et al.*, 2015 y 2018).

Por otro lado, la alteración de la hidrología existente en un bosque de manglar es un factor de

estrés suficiente para causar la muerte del mismo. Tanto el aumento de la salinidad debido a la reducción de la disponibilidad de agua dulce, el estrés por inundación, así como el aumento de las condiciones anaeróbicas y la libre disponibilidad de sulfuro, pueden conllevar a alteraciones irreversibles en este ecosistema (Lewis, 2005). En el caso del bosque de manglar bajo este estudio, las alteraciones provocadas en el canal ubicado en el extremo suroriental (disminución de cota de fondo y rectificación del cauce), conllevaron a la pérdida de agua superficial en este sector, lo que produjo la muerte de un gran número de árboles y su incapacidad de autoregeneración. Sumado a ello, la sequía observada durante el fenómeno de “El Niño” en los años 2015 y 2016, impactó negativamente sobre el bosque. Por su parte, los cambios observados en las últimas décadas en la topografía del sector ubicado detrás del bosque, debidos a la alta urbanización, alteraron el aporte de agua de escorrentía. La suma de todos estos factores conllevó a la pérdida total de agua superficial en el sector sur del bosque.

La salinidad observada en el sector sur del bosque está reflejada por la pérdida de la expansión foliar de los árboles. A pesar de que *Avicennia* posee mecanismos que le permiten tolerar amplias fluctuaciones de salinidad (exclusión y acumulación de sal en raíces y hojas), las alteraciones en las hojas tales como cortes en la cutícula y estomas pueden servir como puntos de reingreso de la sal, generando daños en las mismas como fue demostrado por Griffiths *et al.* (2008). La tasa de mortalidad acelerada de la hoja va acompañada de una marcada disminución en la tasa de producción de las mismas, produciendo la muerte de la planta (Suárez *et al.*, 2005). Además, el aumento de la salinidad provoca disminución de la altura, crecimiento y finalmente aumento de la mortalidad de las plántulas del sotobosque (Suarez *et al.*, 1998; Whigham *et al.*, 2009). En cuanto a los patrones de daño del material foliar observados en toda la extensión del bosque, estos podrían estar asociados a la acción de insectos del orden *Thysanoptera* (Familia: *Phlaeothripidae*), larvas de coleópteros (*Curculionidae*), lepidópteros (*Pyralidae*) o grillos (*Tettigoniidae*, *Gryllidae*) como fue observado en los estudios de Romero *et al.* (2006), en un bosque de manglar ubicado en la Costa Pacífica colombiana, donde *A. germinans* presentó una mayor susceptibilidad al ataque de herbívoros debido a la textura de sus hojas (suaves), en comparación con la especie *Rhizophora*; además Casas-Monroy (2000),

estableció que en el bosque de manglar ubicado en el delta del Río Ranchería (Guajira, Colombia), se encontró un consumo del 30% de frutos de *A. germinans* en el árbol, por larvas de polillas de la familia *Pyralidae*. Este aumento de la actividad herbívora podría estar relacionada con los efectos de los nutrientes, la intervención antrópica, patrones de salinidad, estrés y vigorosidad en las plantas (Romero *et al.*, 2006; Neveu, 2013) que conllevan a un aumento de la susceptibilidad de las plantas de manglar al ataque de herbívoros. El aumento de la herbivoría puede alterar los patrones de ciclo de nutrientes dentro del bosque; la pérdida de hojas conlleva a una escasez de recursos que debían ser incorporados en las vías detriticas y, por ende, la cantidad de nutrientes disponibles para la reabsorción durante la senescencia como lo demostró el estudio realizado por Neveu (2013). El daño foliar observado en ambos sectores del bosque de este estudio podría ocasionar una pérdida total de la capacidad fotosintética y una disminución de la capacidad reproductiva, como se observó principalmente en el sector sur, en el cual se registró una pérdida notoria de su capacidad de autoregeneración.

Los ecosistemas de manglar también pueden ser alterados por la presencia de residuos especialmente plásticos que, en condiciones de bajo hidrodinamismo, pueden quedarse enterrados y así permanecer en este ecosistema como fue demostrado en los estudios realizados por Ivar *et al.* (2014), quienes establecieron que los bosques de manglar tienden a retener residuos plásticos durante largos períodos de tiempo (meses-años). En el caso del litoral bajo este estudio se observaron grandes cantidades de restos vegetales y gran abundancia de residuos plásticos (botellas de poliestireno y bolsas plásticas de polietileno), confirmando así las observaciones llevadas a cabo en los estudios realizados por Rangel-Buitrago *et al.* (2017). Dichos autores detectaron la presencia de abundantes residuos constituidos principalmente por poliestireno, caucho y vidrio. En cuanto a su origen, es claramente terrestre: los residuos son abandonados directamente en la playa y en el manglar mismo por los usuarios o llegan al litoral por medio de pequeños arroyos, aunque la fuente principal de aporte de dichos residuos y de los abundantes restos vegetales es el río Magdalena. Este drena una cuenca de 257,430 km² donde se asientan 724 municipios que reúnen el 80% de la población colombiana (Restrepo y Kjerfve, 2000). La presencia de grandes cantidades de residuos plásticos enterrados en la

arena como fue observado principalmente en el sector sur, impiden el adecuado desarrollo de neumatóforos y plántulas, que podrían conllevar a la pérdida de autoregeneración del bosque como fue demostrado en los estudios de Ivar *et al.* (2014).

Los procesos de restauración de los bosques de manglar constituyen una estrategia clave para revertir la pérdida de estos ecosistemas y recuperar los servicios que brindan a las comunidades costeras (UNEP, 2014). Diferentes programas para la restauración de este bosque han sido llevados a cabo en los últimos años. Sin embargo, estos programas se han basado principalmente en la siembra de plántulas o propágulos de *Avicennia* y *Rizophora*. Estos intentos han sido infructuosos dado que muchos de los especímenes sembrados no fueron capaces de establecerse debido principalmente a la falta de las condiciones ideales para su crecimiento.

Unas décadas atrás la siembra de una o pocas especies de manglar era la principal estrategia para la restauración de los bosques que habían sido sometidos a factores de estrés. Sin embargo, esta estrategia no tiene en cuenta las causas que conllevan al deterioro del bosque, lo que supone la muerte de muchos de los especímenes sembrados (UNEP, 2014). Actualmente, una de las estrategias con mayor éxito para la restauración de bosques de manglar es la restauración ecológica, una práctica que aplica varios principios físicos y ecológicos para apoyar la recolonización natural (Lewis, 2005; UNEP, 2014). Esta estrategia consiste en analizar las causas de la alteración en el bosque que no le permiten autocorregirse o autorrenovarse, y de esta forma, planificar intervenciones encaminadas a devolverle sus condiciones previas (Lewis, 2005).

En el caso del bosque de Puerto Colombia, tal como fue observado en otros lugares (Asaeda *et al.*, 2016), los fracasos en la restauración del manglar se deben a diferentes razones entre las cuales: (i) falta de interés a nivel gubernamental e incoherencias en las políticas y/o fallas en su aplicación, (ii) la no determinación de la falta de recuperación natural, (iii) la siembra de plántulas llevada a cabo sin tener suficiente información sobre la hidrología y ecología del ecosistema y (iv) el no involucrar a las comunidades locales en las actividades de restauración.

Conclusiones

Los resultados obtenidos en el marco de este estudio demuestran cómo la evolución y estado actual de este bosque de manglar ha sido impactado por diversas y complejas actividades antrópicas. Aunque el establecimiento y desarrollo del bosque de manglar se originó debido a la adhesión de la Isla Verde, éste se mantuvo gracias a los aportes de agua dulce provenientes principalmente de tres arroyos que alimentaban el sector norte, central y sur del bosque. Por su parte, la línea de costa en correspondencia de Puerto Colombia se mantenía gracias a los aportes de sedimentos provenientes principalmente del río Magdalena. Sin embargo, acciones antrópicas tales como la construcción de los espigones en la desembocadura del río Magdalena y de varios espigones aguas arriba del bosque, así como la rectificación del cauce y disminución de la cota de fondo del arroyo que alimenta la parte sur del bosque, conllevaron a una pérdida de la capacidad de autoregeneración del bosque en especial en esta zona. Además, la presencia de desechos en especial plásticos, provenientes tanto del río Magdalena, así como los depositados por turistas y habitantes de los sectores aledaños al bosque, han contribuido aún más al deterioro de este ecosistema.

La recuperación y conservación de este bosque se podrá realizar mediante acciones que conlleven a la estabilización de la línea de costa, mediante obras de regeneración y/o la construcción de pequeñas obras rígidas. Para la ulterior estabilización de la línea de costa y el crecimiento del bosque se podría plantar, en la parte hacia mar, propágulos o plántulas de *Rizophora mangle*. En cuanto a la estabilización del nivel freático en la parte sur y la rehabilitación de los aportes de agua dulce, es necesario aumentar la cota de fondo del arroyo que alimenta al sector sur y construir las obras hidráulicas necesarias para llevar agua del arroyo ubicado al norte a la parte central y sur del bosque. Una vez realizadas dichas actuaciones, se podrá llevar a cabo la siembra de plántulas de *Avicennia germinans*. Campañas de limpieza del bosque, así como de educación sobre conservación, deberán ser llevadas a cabo tanto a los habitantes del municipio como a los turistas que frecuentan la zona del manglar y sus playas aledañas.

Se espera que los resultados obtenidos en este estudio sirvan como guía para futuros trabajos encaminados a restaurar este bosque de manglar,

teniendo en cuenta que cualquier obra que se quiera realizar debe estar antecedida de la restauración de la hidrología de este ecosistema así como su protección contra procesos erosivos. La siembra de propágulos, plantas o plántulas de manglar sin tener en cuenta estas acciones serán infructuosas.

Finalmente, es fundamental que cualquier obra de ingeniería que se lleve a cabo en inmediaciones del bosque, como lo es la reconstrucción del muelle del municipio, debe tener en cuenta la influencia que puede ejercer sobre el mismo, lo que conlleva a que las autoridades ambientales, la alcaldía, los habitantes y la gobernación sean garantes para que las futuras obras que están siendo planificadas no afecten de manera negativa al manglar y este se pueda integrar como un atractivo para el municipio, que se proyecta como uno de los principales destinos turísticos del departamento del Atlántico colombiano.

Agradecimientos

Los autores agradecen a la Universidad Simón Bolívar (Barranquilla, Colombia), a la Escuela Naval de Suboficiales ARC Barranquilla y a Rogério Portantiolo Manzolli – Universidad de la Costa (Barranquilla, Colombia) por la imagen aérea obtenida con el *dron*. Este trabajo constituye una contribución al Grupo PAI RNM-328 (Junta de Andalucía, España), la RED PROPLAYAS y el Centro de Investigaciones Marinas y Limnológicas del Caribe “CICMAR” (Barranquilla, Colombia).

Referencias

- Agudelo, C., Bolívar, J., Polanía, J., Urrego, L., Yepes, A. y Sierra, A., 2015. Estructura y composición florística de los manglares de la bahía de Cispatá, Caribe colombiano. *Revista de Biología Tropical* 63: 1137-1147.
- Álvarez-León, R., 2003. Los manglares de Colombia y la recuperación de sus áreas degradadas: revisión bibliográfica y nuevas experiencias. *Madera y Bosques* 9: 3–25.
- Anfuso, G., Rangel-Buitrago, N. y Correa, I., 2015. Evolution of four different Sandy features along the Caribbean littoral of Colombia. In Randazzo G, D. Jackson, A. Cooper eds. *Sand and Gravel Spits e Coastal Research Library* No 12. New York, United States. Springer. p. 1-21.
- Anfuso, G., Bowman, D., Danese, C. y Pranzini, E., 2016. Transect based analysis versus area based analysis to quantify shoreline displacement: spatial resolution issues. *Environmental Monitoring and Assessment* 188: 568.
- Asaeda, T., Barnuevo, A., Sanjaya, K., Fortes, M., Kanesaka, Y. y Wolanski, E., 2016. Mangrove plantation over a limestone reef—Good for the ecology?. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 173: 57-64.
- Barbier, E.B., 2016. The protective service of mangrove ecosystems: A review of valuation methods. *Marine Pollution Bulletin* 109: 676–681.
- Boak, E. y Turner, I., 2005. Shoreline definition and detection: a review. *Journal of Coastal Research* 21: 688-703.
- Casas-Monroy, O., 2000. Estado de los manglares en Colombia año 2000. En: Informe del Estado de los Ambientes Marinos y Costeros en Colombia: año 2000. Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras (INVEMAR), Colombia, pp. 48-68.
- CIOH (Centro de Investigaciones Oceanográficas e Hidrográficas del Caribe), 2009. Boletín meteorológico mensual del Caribe colombiano. Cartagena de Indias D.T. y C, Colombia. 17 p.
- Corporación Autónoma Regional del Atlántico (C.R.A). Resolución No 000579 de 2017. Barranquilla, Colombia. 24 p.
- Crowell, M., Leatherman, S.P. y Buckley, M., 1991. Historical shoreline change: error analysis and mapping accuracy. *Journal of Coastal Research* 7: 839–852.
- Dolan, R., Hayden, B., May, P. y Suzette, R., 1980. The reliability of shoreline change measurements from aerial photographs. *Shore and Beach* 48: 22–29.
- Ellison, J.C., 2015. Vulnerability assessment of mangroves to climate change and sea-level rise impacts. *Wetlands Ecology and Management* 23: 115–137.
- Giri, C., Ochieng, E., Tieszen, L.L., Zhu, Z., Singh, A., Loveland, T., Masek, J. y Duke, N., 2011. Status and distribution of mangrove forests of the world using earth observation satellite data. *Global Ecology and Biogeography* 20: 154–159.
- Griffiths, M.E., Rotjan, R.D. y Ellmore, G.S., 2008. Differential salt deposition and excretion on leaves of *Avicennia germinans* mangroves. *Caribbean Journal of Science* 44: 267–271.
- Hamilton, S.E., Casey D., 2016. Creation of a high spatio-temporal resolution global database of continuous mangrove forest cover for the 21st century (CGMFC-21). *Global Ecology and Biogeography* 25:729–38.
- Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras (INVEMAR), 2005. Actualización y ajuste del diagnóstico y zonificación de los manglares de la zona costera del departamento del Atlántico, Caribe colombiano. Informe Final. Editado por: López A. y Sierra-Correa, P.C. INVEMAR – CRA. Santa Marta. 191 p + 5 anexos.
- Ivar do Sul, J., Costa, M., Silva-Cavalcanti, J. y Araújo, M., 2014. Plastic debris retention and exportation by a mangrove forest patch. *Marine Pollution Bulletin* 78: 252–257.

- Lee, S.Y., Primavera, J.H., Dahdouh-Guebas, F., Mckee, K., Bosire, J., Cannicci, S., *et al.*, 2014. Ecological role and services of tropical mangrove ecosystems: A reassessment. *Global Ecology and Biogeography* 23: 726–743.
- Lewis, R., 2005. Ecological engineering for successful management and restoration of mangrove forests. *Ecological Engineering* 24: 403–418.
- López-Angarita, J., Roberts, C.M., Tilley, A., Hawkins, J.P. y Cooke, R.G., 2016. Mangroves and people: Lessons from a history of use and abuse in four Latin American countries. *Forest Ecology and Management* 368: 151–162.
- Martínez, J.I., Yokoyama, Y., Gómez, A., Delgado, A., Matsuzaki, H. y Rendón, E., 2010. Late Holocene marine terraces of the Cartagena región, southern Caribbean: The product of neotectonism or a former high stand in sea-level?. *Journal of South American Earth Sciences* 29: 214–224.
- Moore, L., 2000. Shoreline mapping techniques. *Journal of Coastal Research* 16: 111–124.
- Nagelkerken, I., Blaber, S., Bouillon, S., Green, P., Haywood, M., Kirton, L.G., *et al.*, 2008. The habitat function of mangroves for terrestrial and marine fauna: A review. *Aquatic Botany* 89: 155–185.
- Neveu, D., 2013. Growth and herbivory of the black mangrove, *Avicennia germinans*, along a salinity gradient. Thesis Master of Science. Florida, United States. University of South Florida. 43p.
- Ortiz, J.C., Otero, L.J., Restrepo, J.C., Ruiz, J. y Cadena, M., 2013. Cold fronts in the Colombian Caribbean Sea and their relationship to extreme wave events. *Natural Hazards* 13: 2797–2804.
- Pajak, M.J., y Leatheran, S., 2002. The high water line as shoreline indicator. *Journal of Coastal Research* 18: 329–337.
- Polidoro, B.A., Carpenter, K.E., Collins, L., Duke, N.C., Ellison, A.M., Ellison, J.C., *et al.*, 2010. The loss of species: Mangrove extinction risk and geographic areas of global concern. *Plos One* 5: 1–10.
- Posada-Carbó E., 1997. El puerto de Barranquilla: entre el auge exportador y el aislamiento, 1850-1950. En: Caravelle, n°69, 1997. *Ports d'Amérique latine*. pp. 119–132.
- Rangel-Buitrago, N., Anfuso, G. y Williams, A.T., 2015. Coastal erosion along the Caribbean coast of Colombia: magnitudes, causes and management. *Ocean & Coastal Management* 114: 129–144.
- Rangel-Buitrago, N., Williams, A.T. Anfuso, G., Arias, M. y Gracia, A., 2017. Magnitudes, sources, and management of beach litter along the Atlántico department coastline, Caribbean coast of Colombia. *Ocean & Coastal Management* 138: 142–157.
- Rangel-Buitrago, N., Williams, A.T. y Anfuso, G., 2018. Hard protection structures as a principal coastal erosion management strategy along the Caribbean coast of Colombia. A chronicle of pitfalls. *Ocean & Coastal Management* 156: 58–75.
- Restrepo, J.D., y Kjerfve, B., 2000. Magdalena river: inter-annual variability (1975-1995) and revised water discharge and sediment load estimates. *Journal of Hydrology* 235:137-149.
- Restrepo, J.D. y López, S.A., 2008. Morphodynamics of the Pacific and Caribbean Deltas of Colombia. *Journal of South American Earth Sciences* 25: 1-21.
- Romero, I., Cantera, J. y Peña, E., 2006. Consumo de hojas por herbívoros en manglares del estuario del Río Dagua, Costa Pacífica Colombiana. *Revista de Biología Tropical* 54: 1205–1214.
- Rönnbäck, P., Crona, B. y Ingwall, L., 2007. The return of ecosystem goods and services in replanted mangrove forests: perspectives from local communities in Kenya. *Environmental Conservation* 34: 314–324.
- Sandilyan, S. y Kathiresan, K., 2015. Mangroves as bioshield: An undisputable fact. *Ocean & Coastal Management* 103: 94–96.
- Suárez, N., Sobrado, M.A. y Medina, E., 1998. Salinity effects on the leaf water relations components and ion accumulation patterns in *Avicennia germinans* (L.) seedlings. *Oecologia* 114: 299–304.
- Suárez, N. y Medina, E., 2005. Salinity effect on plant growth and leaf demography of the mangrove, *Avicennia germinans* L. *Trees* 19: 721–727.
- United Nations Environment Programme, 2014. The importance of mangroves to people: A call to action. Cambridge, United Kingdom. van Bochove J., Sullivan, E., Nakamura, T., eds. United Nations Environment Programme World Conservation Monitoring Centre. 128p.
- Valero, N., Barraza, B. y Medina, A., 2011. Un escenario para el uso de microorganismos del manglar como inoculantes microbianos en Colombia. *Biociencias* 6: 97–103.
- Vargas, G., 2012. Procesos de Erosión y Sedimentación Costera entre Bocas de Ceniza y Puerto Colombia, Colombia. XX Seminario Nacional de Hidráulica e Hidrología. Barranquilla, Colombia.
- Walters, B.B., Rönnbäck, P., Kovacs, J.M., Crona, B., Hussain, S.A., Badola, R., *et al.*, 2008. Ethnobiology, socio-economics and management of mangrove forests: A review. *Aquatic Botany* 89: 220–236.