

---

## Bosques de manglar del Caribe Norte Colombiano: Análisis, evolución y herramientas de gestión

Samantha Chacón Abarca<sup>1</sup>, María C. Serrano<sup>2</sup>, Hernando José Bolívar-Anillo<sup>2\*</sup>, Diego Andrés Villate Daza<sup>3</sup>, Hernando Sánchez Moreno<sup>2</sup>, Giorgio Anfuso<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Departamento de Ciencias de la Tierra, Facultad de Ciencias del Mar y Ambientales, Universidad de Cádiz, Cádiz, España.

<sup>2</sup>Laboratorio de Investigación en Microbiología, Universidad Simón Bolívar, Facultad de Ciencias Básicas y Biomédicas, Carrera 59 No. 59-65, Barranquilla, Colombia.

<sup>3</sup>Grupo de Investigaciones Marino Costeras GIMAC, Escuela Naval de Suboficiales ARC Barranquilla, Colombia.

Artículo recibido 5 de mayo de 2020 y aceptado 15 de mayo de 2020

---

*Mangrove forests on the Northern Colombian Caribbean coast: Analysis, evolution and management tools.*

### Abstract

Mangrove forests are one of the most productive ecosystem in the World. Colombia, in which this ecosystem is quite common along both the Pacific and Caribbean coasts, is one of the countries in Latin America that has a larger extension of mangrove forests but, at the same time, they record relevant impacts related to natural and, especially human processes. This study analyses mangrove forests evolution and impacts of four forests located in the Caribbean Sea of Colombia in the Departments of Atlántico (i.e. Mallorquín swamp and Puerto Colombia) and Bolívar (i.e. Totumo swamp and La Virgen swamp). The evolution of such mangrove forests was analysed for the periods 1940-1980, 1980-2000 and 2000-2020. Principal human impacts such as the construction of roads and tourist/urban villages, illegal deforestation, emplacement of groins that interrupt longshore sediment transport causing erosion on downdrift areas, hydraulic regulations, etc. were also investigated. Natural impacts were also considered: they were related to phenomena as El Niño or the Hurricane Mitch, which produced a huge impact on the Caribbean coast of Colombia. Concerning management issues, a recompilation of main international, national and regional, and other management tools in Colombia was carried out. This study represents a first step to investigate future degradation of mangrove forests in Colombia and hence try to reduce the negative effects of such degradation by means of sound management tools in the framework of the Agenda 2030.

*Key words:* mangrove, urbanization, deforestation, coastal erosion.

### Resumen

Los bosques de manglar son una de las comunidades vegetales más productivas del planeta. En Colombia este ecosistema se encuentra en el litoral pacífico y caribe, siendo uno de los países en América Latina en tener más superficie de manglar y a la vez uno de los países que enfrenta mayor degradación y pérdida del mismo por diferentes causas, en su mayoría antrópicas. Este estudio caracteriza la evolución y los impactos de cuatro bosques de manglar localizados en el Mar Caribe de Colombia, en los Departamentos del Atlántico (Ciénaga de Mallorquín y Manglar de Puerto Colombia), y de Bolívar (Ciénaga del Totumo y Ciénaga de La Virgen). Se analizó la evolución de estos manglares durante los intervalos 1940-1980, 1980-2000 y 2000-2020, y se pudieron identificar los principales factores que determinaron su evolución, es decir los impactos antropogénicos como construcción de carreteras y asentamientos turísticos/urbanos, tala ilegal,

---

\*Autor de correspondencia

Email: hbolivar1@unisimonbolivar.edu.co

ISSN 2594-0384 (Electrónica)

DOI: <https://doi.org/10.33154/rln.2020.01.04>

emplazamiento de espigones que alteraron la dinámica costera, obras hidráulicas, etc. También se identificó la pérdida de especies de manglar por factores naturales como el fenómeno de El Niño o el huracán Mitch, que resultó muy perjudicial para la zona del caribe colombiano. En cuanto a la gestión, se realizó un análisis recopilatorio de las principales normativas internacionales, nacionales y regionales, y los programas de manejo de manglar en Colombia. Este estudio representa la base para analizar las posibles consecuencias de degradación del manglar del caribe colombiano a través de los años, para así reducir o detener las consecuencias de las mismas haciendo uso de herramientas de gestión vigentes, en busca del desarrollo sostenible y así concretar los objetivos de la Agenda 2030.

*Palabras claves:* manglar, urbanización, deforestación, erosión costera.

---

## Introducción

La Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y Agricultura (FAO, 1994) define a los manglares como bosques de marismas localizados principalmente en zonas tropicales y subtropicales de costas protegidas. Representan ecosistemas específicos que se desarrollan en la costa, es decir en aquel complejo y dinámico ambiente de transición entre el medio terrestre y marino y constituyen el equivalente de los pantanos marítimos en las regiones templadas (Vásquez, 2007). Por su estructura boscosa representan una membrana protectora del litoral, sirviendo de barrera hacia las tormentas tropicales (Ezcurra *et al.*, 2009), es decir los vientos, mareas, oleaje extremo y de fenómenos tan comunes en América del Sur como El Niño (Romero, 2014). Dicha función de protección costera está hoy en día amenazada por el aumento del nivel del mar asociado al cambio climático y al desarrollo de proyectos urbanísticos, industriales y otros cambios en el uso del suelo (Uribe y Urrego, 2009; Iñiguez-Gallardo, 2019).

Los manglares se caracterizan por cualidades y especializaciones morfológicas y funcionales que hacen que se puedan desarrollar en condiciones extremas, es decir medios acuáticos y salinos con sustratos fangosos e inestables (Menéndez *et al.*, 2007). Los manglares son ecosistemas altamente productivos ya que una hectárea de bosque produce más de 10 toneladas de hojarasca anualmente; debido a este gran aporte de materia orgánica un alto número de especies de peces y moluscos comerciales y no comerciales se alojan en el manglar durante la fase juvenil de su ciclo de vida y constituyen el sitio de reproducción para peces y crustáceos como camarones, jaibas, bagres, pargos, entre otros (Ezcurra *et al.*, 2009).

Otra de las funciones importantes que tiene el bosque de manglar es la de actuar como depurador del aire ya que las plantas atrapan el aerosol marino (es decir las partículas de sal que acarrear las brisas marinas) y así protegen los suelos dedicados a la agricultura localizados hacia tierra, a resguardo del manglar (MADS, 2020). Económicamente, el manglar ha sido sostén de gran parte de la población rural asentada en la costa, la cual basa su economía en la pesca artesanal, recolección de moluscos, recolección y pesca de crustáceos, acuicultura y turismo (Von Prah *et al.*, 1990). Una extensa cantidad de manglares han sido y es explotada como materia prima para la fabricación de muebles, uso de leña como combustible para cocinar y fuente de energía, además de la fabricación de diversos productos derivados como aceite de cocina, edulcorantes, ceras, entre otros (Romero, 2014). Así mismo, la pesca artesanal es dependiente del manglar debido a que este ecosistema constituye un sitio de desove y nodriza de especies marinas; por ende, la pesca industrial depende igualmente en gran medida de las especies que crecen en el manglar (MADS, 2020).

Por otro lado, desde el aspecto cultural, las comunidades asentadas en territorios próximos a los manglares mantienen una identidad cultural ligada a la protección de este ecosistema que, por mucho tiempo, les ha provisto de los recursos naturales anteriormente mencionados (Chica, 2011).

Mundialmente, los manglares revisten una superficie aproximada de 150.000 km<sup>2</sup>, distribuyéndose según estos porcentajes: 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). A excepción de las naciones situadas más al sur del continente, los manglares se encuentran en todos los países costeros de Latino América

(Lacerda y Schaeffer, 1999) donde ocupan un área entre  $3,58$  y  $4,54 \times 10^6$  ha (el 26% de la cobertura mundial), de las cuales el 80% se localiza en 6 países: Brasil, México, Cuba, Colombia, Venezuela y Honduras. En Suramérica, la mayor cobertura de manglar se encuentra en la zona tropical de la costa del Pacífico colombiano y el norte de Ecuador (Yáñez-Arancibia y Lara-Domínguez, 1999).

En Colombia, los bosques de manglar cubren un área de aproximadamente 379,954 ha, de las cuales 69,894 ha se encuentran en el litoral Caribe (Palacios y Cantera, 2017). Cinco especies de manglar reportadas se encuentran en el Caribe, siendo *Avicennia germinans* y *Rhizophora mangle* las más abundantes, seguidas por *Laguncularia racemosa*, *Conocarpus erectus* y *Pelliciera rhizophorae* (Bolívar-Anillo et al., 2019). Actualmente, los bosques de manglar de Colombia están bajo presión principalmente por la tala ilegal, el cambio del uso de suelo, derrames de sustancias químicas y alteraciones hidrológicas (Ellison, 2015; Giri et al., 2011; Sánchez-Moreno et al., 2019), el acelerado e intenso aprovechamiento forestal, la explotación minera y la potente y espontánea colonización de los seres humanos (Álvarez-León y Álvarez Puerto, 2016).

Para entender la evolución de este ecosistema, resulta imperativo el análisis del subsistema político y administrativo regional y estatal, ya que el poder público es el encargado de arbitrar medidas para que la relación entre los subsistemas social y económico no se torne disfuncional o conflictiva (Barragán, 2014). El estudio y entendimiento de las políticas públicas es base fundamental para entender el accionar de las jurisdicciones gubernamentales frente a las necesidades de la sociedad y el medio ambiente (Barragán, 2014). En el caso de Colombia, según Álvarez-León y Álvarez Puerto (2016), la legislación existente con respecto a los bosques de manglar no es ni particular, ni específica y la estructura administrativa para el manejo de los manglares indica poca gestión y muy escasos programas dirigidos a orientar el manejo sostenible de los mismos. Finalmente, tampoco existe una base de datos inventariada con acceso a la comunidad científica (Blanco-Libreros y Álvarez-León, 2019). El objetivo de este trabajo es la caracterización y el análisis de los procesos evolutivos, así como la identificación de los impactos antrópicos (tala ilegal, urbanización, construcción de vías, etc.), y naturales (erosión costera, fenómeno de El Niño,

etc.), en cuatro bosques de manglar ubicados en los departamentos del Atlántico y de Bolívar en el Caribe colombiano para que con ello se puedan establecer planes y estrategias apropiadas para la mejora en la gestión de estos ecosistemas.

#### Zona de estudio

Los bosques de manglar estudiados se encuentran ubicados en la parte norte del litoral del Caribe colombiano, en los departamentos del Atlántico (Ciénaga Mallorquín y Manglar de Puerto Colombia), y de Bolívar (Ciénaga del Totumo y Ciénaga de La Virgen, Figura 1).

Estas zonas pertenecen a un ambiente tropical con variaciones de precipitación estacionales que van de la estación seca (diciembre-marzo), y la estación transicional (abril-julio), hasta la estación lluviosa (agosto-noviembre, Figura 2) (Andrade, 2008; Solano et al., 2015).

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 (CIOH, 2009). En cuanto a los promedios anuales de altura de ola máxima ( $H_{max}$ ), que se aproximan esencialmente desde el nordeste (Anfuso et al., 2015; Sánchez-Moreno et al., 2019), destacan variaciones de 0,81 a 4,46 m, registrándose los valores más elevados de  $H_{max}$  ( $\geq 4$  m) durante febrero-marzo por la fuerte intensidad de los vientos alisios (CIOH, 2009). Durante el período seco, con el predominio de los vientos alisios de dirección noreste, las playas se ven sujetas a fenómenos de erosión mientras que, en el período húmedo, cuando los vientos son de poca intensidad y dirección variable, las playas incrementan su amplitud. La configuración del contorno costero y la deriva litoral de dirección noreste-suroeste, esta última relacionada directamente con la acción del oleaje predominante, son determinantes en la hidrodinámica de este sector litoral, específicamente en lo referente a la pérdida y ganancia de superficies de playa y a los fenómenos de refracción y difracción del oleaje, responsables de la formación de las extensas flechas litorales como las de Puerto Colombia, Salgar, Playa Mendoza y Galerazamba (Carvajal, 2009; Anfuso et al., 2015).

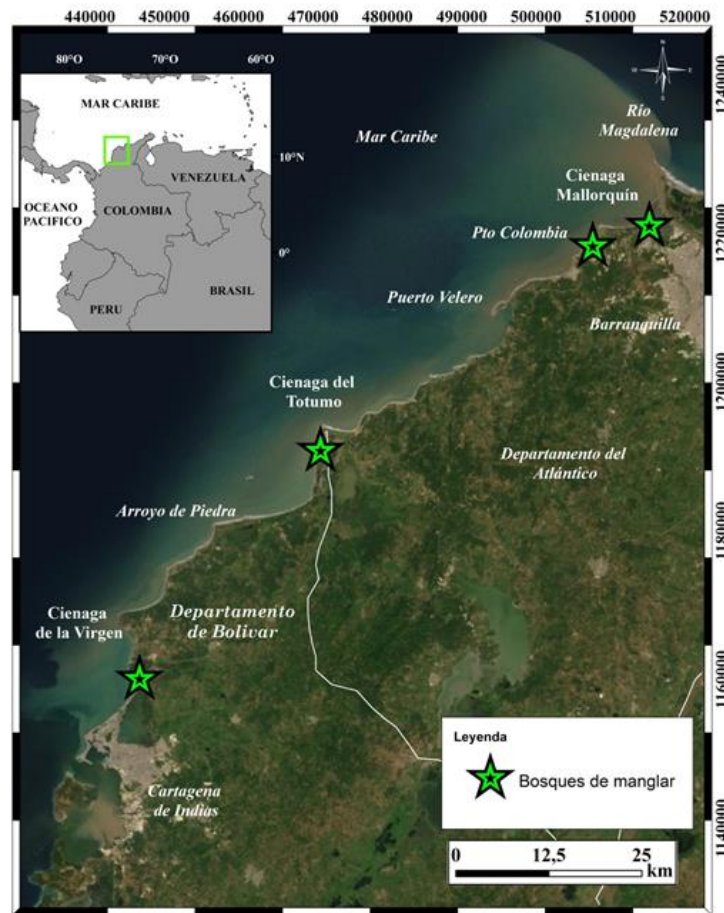


Figura 1. Mapa de localización de los bosques de manglar estudiados a lo largo de la costa norte del Caribe colombiano.

#### Departamento del Atlántico

Está situado al norte del territorio colombiano entre las coordenadas 10°15'36" Sur de San Pedrito y 11°06'37" Bocas de Ceniza de latitud Norte y los 74°42'47" margen izquierda del río Magdalena y 75°16'34" intersección Santa Catalina y Arroyo Grande de longitud Oeste (Carvajal, 2009). Su zona costera tiene una extensión de línea de costa de 64,5 km, representando el 4% del total de la línea costera del Caribe colombiano, y política y administrativamente incluye los municipios costeros de Puerto Colombia, Tubará, Piojó, Juan de Acosta, Luruaco y el Distrito Especial, Industrial y Portuario de Barranquilla (INVEMAR, 2007). A lo largo de la costa de este departamento se han

investigado los siguientes bosques de manglar (Figuras 1 y 3):

#### Ciénaga de Mallorca

Es una laguna costera de estuario poco profunda con una superficie de ca. 650 ha, localizada en la parte noroeste del Departamento del Atlántico (Figuras 1 y 3), en la orilla occidental del río Magdalena (Sánchez-Moreno *et al.*, 2019). Originariamente formaba parte del delta inundable de este río pero, a partir de la construcción de los espigones o tajamares de Bocas de Ceniza, se comportó como una laguna costera (INVEMAR, 2005). Según INVEMAR (2015), dicha ciénaga está considerada como el cuerpo de agua costero de mayor importancia para el departamento del

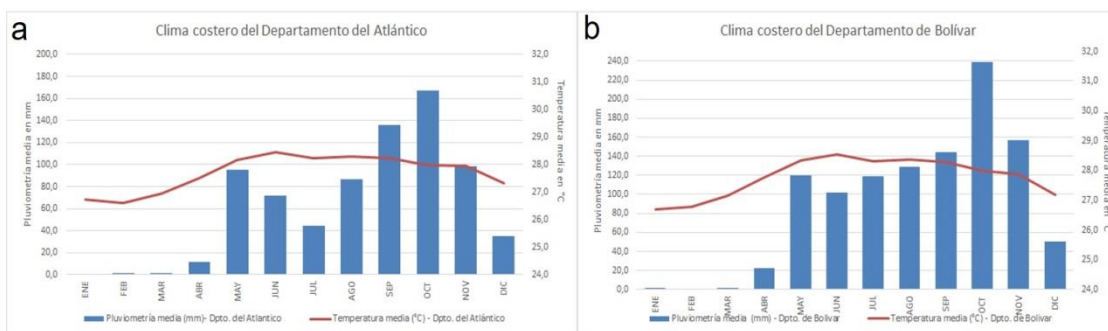


Figura 2. Pluviometría y temperatura promedio mensual en los Departamentos del Atlántico (a) y Bolívar (b).

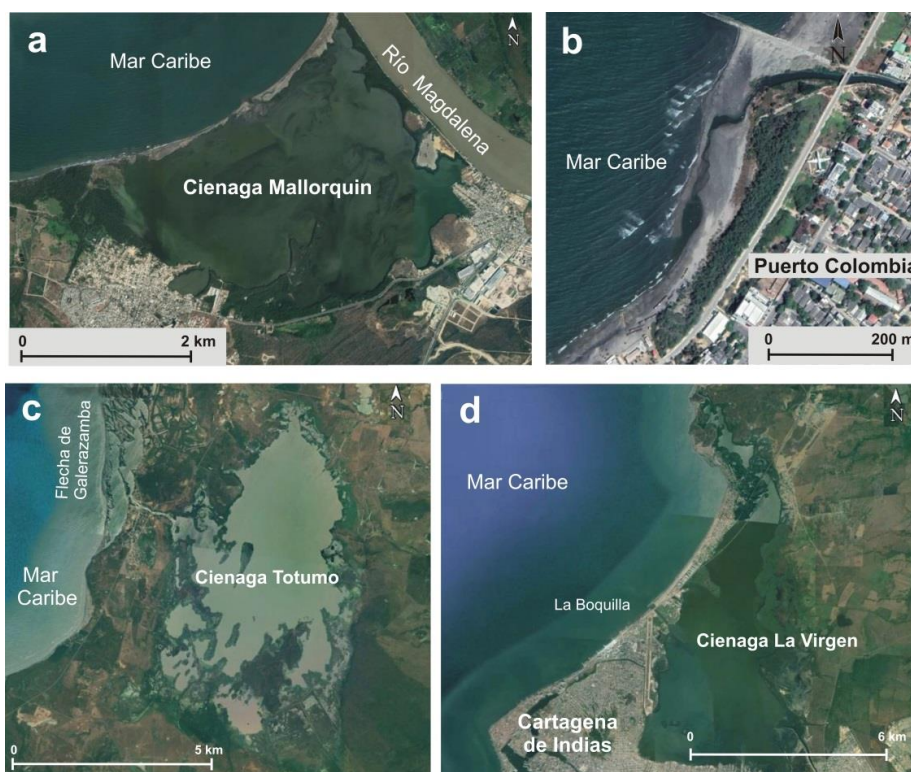


Figura 3. Bosques de manglar analizados en este estudio: Ciénaga de Mallorcaín (a), Manglar de Puerto Colombia (b), Ciénaga del Totumo c), ciénaga de la Virgen.

Atlántico y en sus riberas se han reportado tres especies de manglar: *A. germinans*, *R. mangle* y *L. racemosa* con una altura promedio máxima de 15,7 m. La especie más abundante es *A. germinans* (71%), seguida de *L. racemosa* (21%), y finalmente *R. mangle* (8%) (INVEMAR, 2015). Algunos factores relacionados con la expansión urbana, la fragmentación del ecosistema, la contaminación con residuos sólidos y el desarrollo de actividades socio

económicas impactantes han deteriorado este ecosistema y, con ello, han originado la pérdida de los bienes y servicios ambientales del mismo (Arrieta y De la Rosa, 2003; Garcés-Ordóñez et al., 2016).

#### Manglar en Puerto Colombia

Puerto Colombia presenta una extensión aproximada de 93 km<sup>2</sup> integrándose en el Área



Metropolitana de Barranquilla (Figuras 1 y 3). Este municipio cuenta aproximadamente con 162 ha de bosque de manglar (INVEMAR, 2005). El bosque objeto de este estudio está localizado entre las coordenadas 10°59'30.14" N y 74°57'25.98" O, 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. Hacia tierra, limita con un malecón o paseo marítimo de hormigón por el cual circulan vehículos (Sánchez-Moreno *et al.*, 2019). Hacia mar, el bosque muestra una playa arenosa con amplitud que va de los 45 a los 95 m y que alberga una gran cantidad de restos vegetales y residuos plásticos (INVEMAR, 2005).

#### Departamento de Bolívar

Es uno de los más extensos de Colombia, con 25.978 Km<sup>2</sup>, representando el 20 % del territorio del Caribe colombiano y el 2,3 % del total nacional (INVEMAR y CARDIQUE, 2014). Se localiza entre las coordenadas 07°00'03'' y 10° 48' 37'' de latitud norte, y los 73° 45' 15'' y 75° 42' 18'' de longitud al oeste de Greenwich (INVEMAR y CARDIQUE, 2014). Cartagena de Indias es su capital y sus principales municipios son Magangué, El Carmen de Bolívar, Mompóx, Arjona, María la Baja, Achí, Turbaco, San Juan Nepomuceno (ENGEIO, 2020). Según la PNAOCI (Política Nacional Ambiental para el Desarrollo Sostenible de los Espacios Oceánicos y las Zonas Costeras e Insulares de Colombia), la zona costera de Bolívar es parte de la Unidad Ambiental Costera (UAC), del río Magdalena, complejo Canal del Dique - Sistema lagunar de la Ciénaga Grande de Santa Marta. De esta UAC hacen parte los sistemas costeros del Magdalena y el de los archipiélagos coralinos de Islas del Rosario y San Bernardo (INVEMAR y CARDIQUE, 2014). A lo largo de la costa de este departamento se han investigado los siguientes bosques de manglar (Figuras 1 y 3):

#### Ciénaga del Totumo

Está compuesta por un cuerpo de agua principal con una extensión aproximada de 1361,06 ha con varios parches de manglar en los bordes. Se localiza entre los departamentos de Bolívar (Municipio de Santa Catalina), y Atlántico (Piojó), figuras 1 y 3. Su salinidad promedio varía de 0,1 a 2 ‰, por lo que se considera un cuerpo de agua dulce (Instituto Colombiano de Desarrollo Rural, 2011). La

vegetación adyacente a la Ciénaga del Totumo corresponde al bosque tropical seco y muy seco y al matorral espinoso. Finalmente, a lo largo de las llanuras de inundación de la ciénaga se observa una abundante vegetación de *Typha dominguensis*. La ciénaga está parcialmente protegida por una flecha litoral de 5 km de largo, a saber, la flecha de Galerazamba (Carvajal, 2009; Anfuso, *et al.*, 2015). Dicha flecha litoral encierra lagunas interiores, p. ej. "La Redonda", las cuales se alimentan de las lluvias y de las aguas marinas durante las tormentas. La Laguna de La Redonda tiene una salinidad promedio de 23 ‰, adecuada para el desarrollo de manglares (Instituto Colombiano de Desarrollo Rural, 2011). En la flecha litoral y circundante a esta, hay varias áreas de manglares compuestas por *L. racemosa* (77%), que se encuentra en el borde de la laguna, y *C. erectus* (23%), que se encuentra en la desembocadura de la ciénaga. Según el Instituto Colombiano de Desarrollo Rural (2011), estos manglares presentan un crecimiento arbustivo con alturas promedio máximas de 6,1 m para *L. racemosa* y 5,7 m para *C. erectus*. INVEMAR (2005), menciona que la existencia de manglar en esta área está limitada por la poca salinidad y más aún por la presión ejercida por actividades ganaderas que han quitado espacio a la vegetación autóctona.

#### Ciénaga de La Virgen

La Ciénaga de La Virgen o de Tesca se clasifica como un humedal marino-costero de estuario o complejo estuarino (Instituto Humboldt - Fundación Omacha, 2015), y cuenta con un área superficial aproximada de 3,025 ha y profundidad máxima de 1,5 m (Carbal *et al.*, 2015), figuras 1 y 3. Es considerada uno de los más significativos humedales costeros de Colombia ya que en ella se pueden observar alrededor de 775 ha de mangle (Díaz *et al.*, 2010), con cuatro de las cinco especies reportadas en el Caribe colombiano: *Rhizophora mangle* (67%), *Avicennia germinans* (30%), *Laguncularia racemosa*, *Conocarpus erectus* (3%). *L. racemosa* se encuentra mayoritariamente en los bordes de los estanques abandonados, en cambio, *C. erectus* solo se encuentra en el límite entre el bosque de manglar y la vegetación continental (Instituto Humboldt - Fundación Omacha, 2015; Agudelo, 2000). La altura de los manglares varía de 1 a 10 m según el sector forestal. Según la Corporación Autónoma Regional del Canal del

Dique (CARDIQUE) (1998), la ciénaga presenta una floresta dominada por *A. germinans* y formada principalmente por latizales y brinzales, con gran evidencia de intervención causada por la tala ilegal, el relleno artificial, creación de terrazas para la implementación de la piscicultura, contaminación por residuos sólidos y la urbanización, todas estas actuaciones representan las presiones más intensas sobre este ecosistema. Por otro lado, casi el 60% de las aguas residuales de Cartagena de Indias son depositadas en este cuerpo de agua lo que ha provocado fenómenos como eutrofización, aumento de la salinidad y pérdida de especies (Maldonado *et al.*, 2011). En cuanto a la salinidad, ésta varía considerablemente mostrando un rango de 0 a 35‰ (Instituto Humboldt - Fundación Omacha, 2015).

### Metodología

La revisión bibliográfica o estado del arte, corresponde a la descripción detallada de cierto tema o tecnología (Vélez y Galeano, 2002), y ésta ha sido la principal metodología utilizada en ésta investigación. Así, este estudio constituye una investigación eminentemente geográfica y por lo tanto se ha abordado desde la teoría de la geografía como ciencia de la organización del espacio (Chica, 2005).

En detalle, se analizaron los manglares de los departamentos del Atlántico y Bolívar en Colombia y la documentación disponible priorizando los artículos científicos publicados en revistas nacionales e internacionales con respecto a la temática del manglar en el Caribe colombiano, informes de entidades medioambientales, institutos de investigación, y gubernamentales. Posterior a ello se organizó la información recabada jerarquizando según criterios establecidos para alcanzar el objetivo de este estudio. También se han conjugado los aportes bibliográficos con detalladas visitas de campo, en el marco de las cuales se caracterizaron las especies de manglar y se observó su distribución y secuencia espacial, su estado vegetativo, las condiciones de su follaje y el estado de los neumatóforos.

Finalmente, para la realización de la cartografía presentada en este estudio, se utilizaron mapas antiguos, cartas náuticas, imágenes de satélite SPOT y de Google Earth Pro, y fotos aéreas del Instituto Geográfico Agustín Codazzi de Colombia, cuya georreferenciación 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).

### Resultados y discusión

#### *Evolución del manglar*

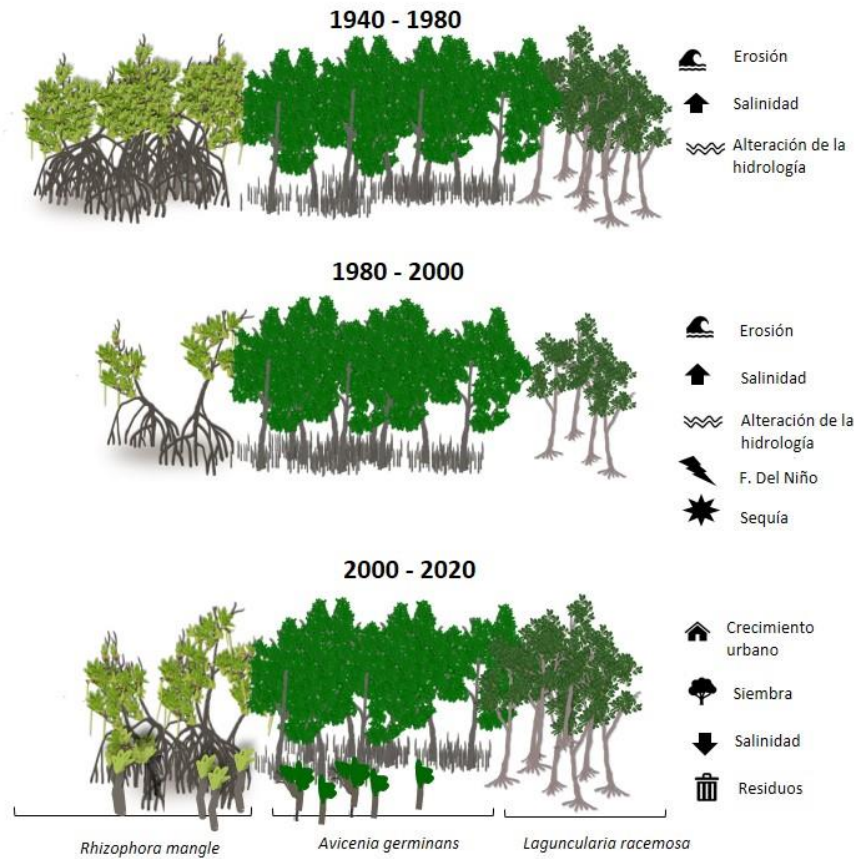
Autores como Ball y Farquhar (1984) y Mizrachi *et al.* (1980) han mencionado que la zonación es el resultado de la respuesta diferencial de las especies a gradientes de agentes fisiológicamente representativos como la salinidad, el nivel de inundación y los niveles de marea (Hinde, 1954; Adams, 1963) y las propiedades del suelo incluyendo la fertilidad (Eleuterius y Eleuterius, 1979; Boto y Wellington, 1984; Nickerson y Thibodeau, 1985).

Así, la zonación del manglar no es homogénea debido a las condiciones ecológicas que los afectan. Según Von Phral (1990), en la región del Caribe, los manglares presentan la siguiente zonación clásica a partir de la línea de marea: 1. *Rhizophora*; 2. *Avicennia*; 3. *Laguncularia*; y 4. *Conocarpus*; este patrón no siempre se mantiene y depende de una serie de factores y condiciones.

A continuación, se presenta la evolución de los cuatro bosques de manglar investigados que son los más relevantes en los departamentos del Atlántico y Bolívar, es decir La Ciénaga de Mallorquín, el Manglar de Puerto Colombia, La Ciénaga del Totumo y La Ciénaga de La Virgen. Para analizar los resultados se ha procedido a considerar la evolución del bosque cronológicamente, estableciendo periodos de diferente duración (según la información recabada), y por impactos; también se ha examinado la gestión de estos ecosistemas.

#### *Ciénaga de Mallorquín*

Las características, la evolución y los impactos naturales y antrópicos registrados se presentan en la figura 4 diferenciados según los siguientes intervalos temporales.



**Figura 4. Evolución del manglar de la Ciénaga de Mallorquín y principales efectos de los impactos naturales y antrópicos en cada período.**

*Período 1940-1980*, figura 4. Para entender la evolución de la Ciénaga de Mallorquín hay que comprender la evolución de la desembocadura del río Magdalena. A principios de 1800, el delta del Río Magdalena presentaba una forma muy simétrica y su canal principal desembocada hacía el oeste, lo que generó numerosas islas barreras y flechas litorales (Restrepo *et al.*, 2000) (Figura 5 a). Isla Verde, el más amplio de estos cuerpos arenosos, mostraba una longitud de aproximadamente 10 km con cientos de metros de ancho (Figura 5 b). Estas condiciones favorecían el desarrollo del bosque de manglar de la Ciénaga de Mallorquín en el marco de un régimen estuarino formado por diversos sistemas coexistentes y conectados, es decir, los pantanos de Cantagallo, la Ciénaga de Mallorquín, La Playa y Manatías que representaban una amplia variedad de ecosistemas y áreas de pesca interconectadas. Al fin

de estabilizar la desembocadura del río y así favorecer la entrada de embarcaciones hasta el puerto fluvial de Barranquilla, en la desembocadura del río Magdalena se construyeron en el 1935 dos espigones o tajamares que favorecieron una importante erosión en el lado oeste del río (Anfuso *et al.*, 2015; Sánchez-Moreno *et al.*, 2019), (Figura 5 a). Dichos tajamares aislaron la ciénaga del río tal como observaron el grupo de Investigación en Tecnologías del Agua y la Corporación Autónoma del Atlántico (2005; 2007) dando lugar a un fuerte desequilibrio hidrológico ocasionado por el déficit en el suministro de agua dulce, limitado al Arroyo de León y las lluvias directas, lo cual afectó representativamente a actividades como la pesca y, en general, a la ecología del bosque de manglar (Martínez *et al.*, 1990).



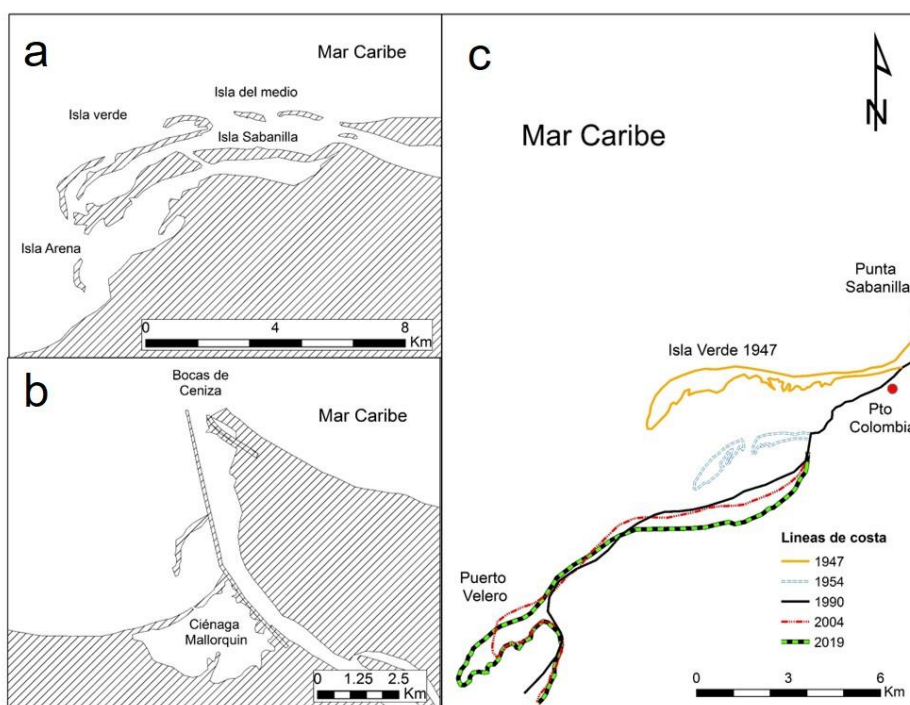


Figura 5. Desembocadura del Río Magdalena en 1843 (a) y 2019 (b), evolución de la Isla Verde entre 1947 y 2019 (c), modificado de Villate et al. 2020.

Período 1980-2000, figura 4. Para el período 1985-1998, la Ciénaga de Mallorquín registró una condición ambiental de estrés debido al descenso de los procesos hidrodinámicos, fenómeno que se acentuaría en los años posteriores. En este período La Ciénaga de Mallorquín se redujo notablemente; la barra migró hacia tierra en promedio de 29,5 m/año, por lo cual se produjeron cambios morfológicos relevantes y una cuantiosa pérdida en la cubierta de manglares (esencialmente de *R. mangle*), en la parte hacia mar de la laguna (Villate et al., 2020). De todas formas, la pérdida de *R. mangle* no solo se asoció al incremento de los procesos erosivos que condujeron a la pérdida de árboles y superficies de playa dificultando la implantación de nuevos propágulos de *R. mangle*, sino también al aumento de la salinidad. En detalle, Galvis et al. (1989), señalaron que se registró un aumento de la salinidad debido a los cambios en las condiciones hidrodinámicas que se observaron a partir de finales de la década de los ochenta. Dichos cambios se vincularon a los escasos suministros de agua continental y marina, debido a la reducción de entrada de agua dulce del Arroyo de León y la falta

de permeabilidad del embarcadero occidental en la desembocadura del río Magdalena. El proceso de salinización continuó en los años siguientes (Ulloa-Delgado et al., 1998), y fue en parte acentuado por el fenómeno de El Niño en el periodo 1997-1998 que fue considerado extraordinario por la magnitud de las alteraciones provocadas en Colombia. Según la Corporación Andina de Fomento (CAF) (2000), los daños perceptibles por el impacto del fenómeno de El Niño, no solo fueron sociales y económicos, sino también ambientales ya que los caudales de los ríos más importantes del país se redujeron significativamente. Se reubicaron bocatomas sobre los ríos Magdalena y Cauca, lo que provocó el período de sequía más crítico del río Magdalena con fluctuaciones entre el 45 y 70% en su cuenca baja minimizando los aportes de agua a la Ciénaga de Mallorquín y provocando un posterior aumento de la salinidad. Como consecuencia de lo anterior, en 1998 se observó una estrechez de la franja de *R. mangle* en las partes sur, noreste y noroeste la cual fue sustituida más tarde por un bosque monoespecífico de *A. germinans*, con la presencia de pocos individuos de *L. racemosa* y *C. erectus* y

plantas xerofíticas (*Prosopis juliflora*, *Capparis odantissima*, *Sarcostema* sp. y *Stigmaphyllon* sp.), generalmente, el bosque presentaba individuos maduros, pero de poca altura (3.86 m promedio), y con hojas características de las plantas xerofíticas (Ulloa-Delgado et al., 1998).

*Período 2000-2020*, figura 4. Según INVEMAR (2007) y GTA (2005), la disminución de *R. mangle* continuó hasta el año 2005. Se destaca que, en 2007, las comunidades pesqueras iniciaron programas de reforestación con apoyo de autoridades locales, lo que influyó en la recuperación del manglar (INVEMAR, 2007; Sánchez-Moreno et al., 2019). Los programas de reforestación y la estabilización de las condiciones hidrológicas tuvieron efectos positivos que se manifestaron esencialmente en los años siguientes. En el año 2016, la Corporación Autónoma Regional del Atlántico llevó a cabo actividades enfocadas a la recuperación ambiental del pantano a través de la limpieza directa de canales y la instalación de mallas en las alcantarillas para reducir los desechos que ingresaban en los canales que comunican a la ciénaga con el Río Magdalena (Corporación Autónoma Regional del Atlántico, 2017). Según la Contraloría distrital de Barranquilla (2018), en el 2020, se desarrollará un proyecto que, para recuperar sus condiciones iniciales, declare a la Ciénaga de Mallorquín como área protegida. Actualmente, aunque se observa un proceso de auto regeneración del bosque de manglar, el principal

problema está asociado a la alta presencia de residuos sólidos (esencialmente plásticos), que podrían impedir el desarrollo normal de nuevas plántulas (Figura 6 a y b).

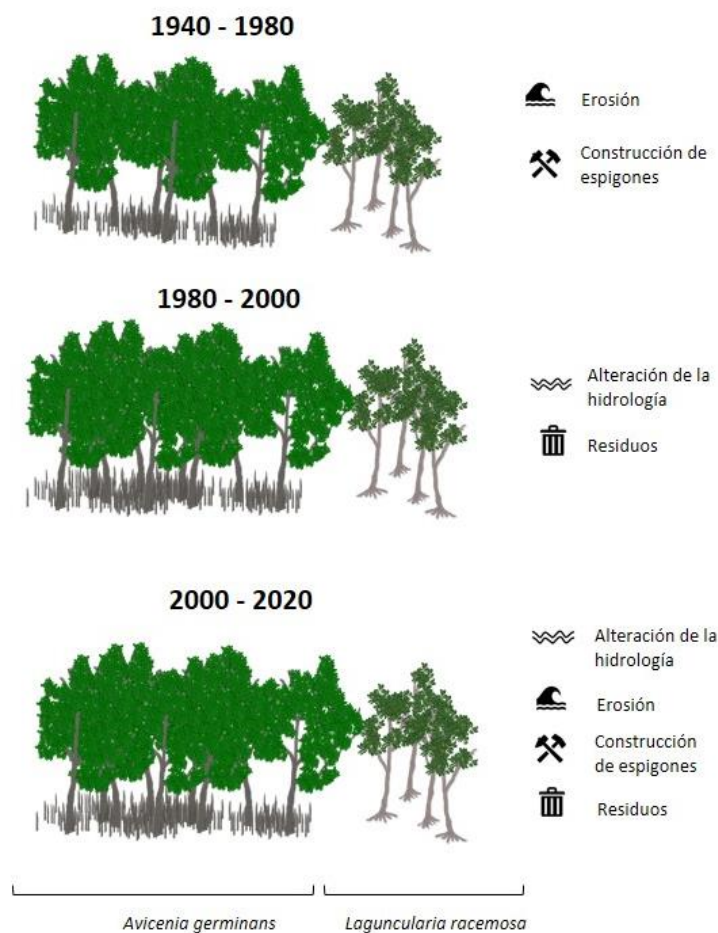
#### *Manglar de Puerto Colombia*

Las características, la evolución y los impactos naturales y antrópicos registrados se presentan en la figura 7, diferenciados según los siguientes intervalos temporales. Según Sánchez-Moreno et al. (2019), las especies de manglar que caracterizan el bosque de Puerto Colombia son *A. germinans* y *L. racemosa* que conviven con otras especies de menor abundancia.

*Período 1940-1980*, figura 7. La evolución de este litoral está muy relacionada a la construcción de los tajamares en 1935 en la desembocadura del río Magdalena (Anfuso et al., 2015; Sánchez-Moreno et al., 2019). La construcción de los espigones favoreció la erosión del lado izquierdo (oeste), del río y la formación de numerosos cuerpos arenosos, es decir islas y flechas litorales que migraron hacia el sur según la deriva litoral predominante (Figura 5 a). La Isla Verde, el principal de dichos cuerpos arenosos se adosó al litoral en correspondencia de Puerto Colombia entre 1947 y 1953 (Anfuso et al., 2015), Figura 5 b, formando unas pequeñas lagunas costeras que empezaron a desarrollar cortas extensiones de manglar que crecieron en los años siguientes. Sánchez-Moreno et al. (2019), comentaron la existencia a partir de 1976 de un



**Figura 6.** *Rhizophora mangle* en buenas condiciones al norte de la Ciénaga de Mallorquín (a) y presencia de residuos sólidos (esencialmente plásticos) en el manglar (b).



**Figura 7. Evolución del manglar de Puerto Colombia y principales efectos de los impactos naturales y antrópicos en cada período.**

bosque (aprox. 3,643 m<sup>2</sup>), protegido por una ciénaga actualmente llamada Ciénaga de Balboa que se localiza más al sur (Figura 8).

*Período 1980-2000*, figura 7. En las décadas de los ochentas y noventas se pudo observar que los cuerpos arenosos se adosaron a tierra y continuaron su migración hacia el suroeste, creando una corta e incipiente flecha en Puerto Velero la cual fue creciendo y migrando en el tiempo en esa dirección a expensas de los acúmulos sedimentarios en Puerto Colombia (Figura 5 b). En 1981, el bosque de manglar estaba aún protegido (sobre todo en el sector central y meridional), por una barra de arena y presentaba buenas condiciones y amplia extensión (aprox. 86,640 m<sup>2</sup>) (Sánchez-Moreno *et al.*, 2019).

*Período 2000-2020*, figura 7. Sánchez-Moreno *et al.* (2019), por medio de un análisis a mayor escala espacial y temporal llevado a cabo mediante imágenes de Google Earth, observaron cómo en 2004 el bosque estaba directamente sujeto a la acción del oleaje incidente ya que no estaba protegido por ningún cuerpo arenoso. Para ese año el bosque tenía un ancho en su parte central de 134 m que se redujeron considerablemente en los años siguientes. Entre 2011 y 2017 se identificó un aumento gradual de la erosión del bosque y un avance del litoral al norte de este debido a la construcción de seis espigones (Sánchez-Moreno *et al.*, 2019), figura 8. En 2011, el bosque de manglar registró erosión, con un ancho en su parte central de





**Figura 8.** Área de Puerto Colombia donde destacan los espigones construidos a norte (aguas arriba) del bosque y la Ciénaga de Balboa.

73 m, mientras que el litoral al norte (aguas arriba), del mismo registró un avance debido a la construcción de los espigones (Sánchez-Moreno *et al.*, 2019). Para el año 2015 se percibió una erosión del litoral de alrededor 1,000 m en correspondencia del muelle de Puerto Colombia y una gran migración de la flecha de Puerto Velero (Sánchez-Moreno *et al.*, 2019). En este año, el bosque presentaba una extensión aproximada de 17,835 m<sup>2</sup>, y ya no estaba protegido por la barra arenosa, la cual había migrado hacia el suroeste engordando la flecha de Puerto Velero (Figura 5 b). Dichas condiciones favorecieron la prevalencia de condiciones erosivas que continuaron en años posteriores ya que las grandes cantidades de sedimentos atrapados por los espigones dejaron de alimentar el litoral frente al bosque de manglar que registró una gran erosión en los años 2013 y 2016 hasta que, en 2018, el bosque presentó un área aproximada de 15,872 m<sup>2</sup> (Sánchez-Moreno *et al.*, 2019). En la actualidad el bosque se encuentra degradado y presenta abundantes residuos sólidos, en especial plásticos, y ausencia de agua superficial en su zona sur, mientras que en su zona norte el

aporte de agua dulce proviene del arroyo que recibe las aguas provenientes de la laguna de oxidación del municipio (Figura 9 a y b).

#### *Ciénaga del Totumo*

Las características, la evolución y los impactos naturales y antrópicos registrados se presentan en la figura 10 diferenciados según los siguientes intervalos temporales.

*Período 1940-1980*, figura 10. Anterior a la década de los setenta, La Ciénaga del Totumo se comunicaba con el Mar Caribe a través de una entrada natural de aguas saladas generando condiciones adecuadas para el crecimiento del manglar (INVEMAR, 2007; INCODER 2011). En la década de 1970 las puertas de entrada convirtieron gran parte de la Ciénaga del Totumo en un sistema de agua dulce que recibía suministros de numerosas corrientes, como Punta Antigua, Lata, Calabria y Bombo (Ulloa-Delgado *et al.*, 1998). Por este motivo, durante la temporada de lluvias, la salinidad se acercaba a cero y durante las estaciones secas (enero-mayo y julio-septiembre), se incrementaba hasta 15 ‰ (Narváez *et al.*, 2005). Se



Figura 9. Presencia de residuos sólidos en la zona norte del Manglar de Puerto Colombia (a) y ausencia de agua superficial en la zona sur del manglar por alteración en su hidrología (b).

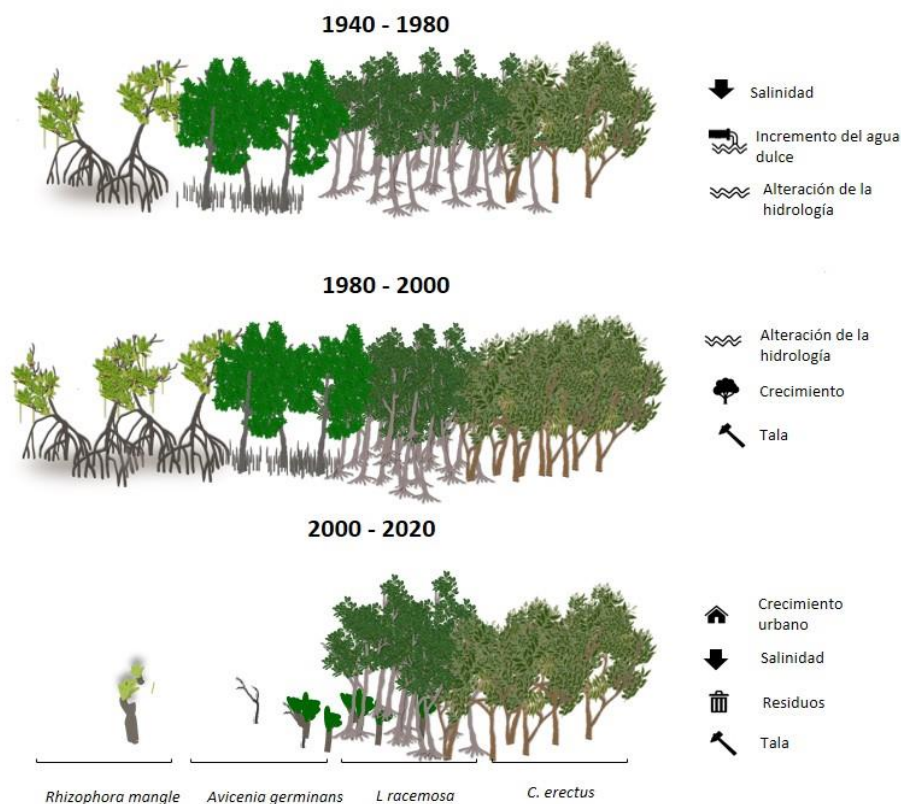


Figura 10. Evolución del manglar de la Ciénaga del Totumo y principales efectos de los impactos naturales y antrópicos en cada período.

observaron especímenes de *R. mangle*, *L. racemosa*, *C. erectus* y *A. germinans*, siendo estos últimos los más abundantes. Se observó una disminución considerable de *R. mangle* en la boca de la ciénaga, y en la orilla oeste se registró la presencia de *Typha domingensis* alternándose con *C. erectus* (Ulloa-

Delgado *et al.*, 1998).

*Período 1980-2000*, figura 10. INCODER (2011), registró una importante pérdida de manglar (ca. 280 ha), en el periodo 1985-1998 relacionada con la transformación del bosque en un ecosistema de vegetación de agua dulce. Para el período



comprendido entre 1998 y 2013 se observó un incremento de 13 ha como consecuencia del crecimiento de individuos en la parte occidental de la Ciénaga y de la flecha de Galerazamba y una disminución en la parte oriental. De acuerdo con Anfuso *et al.* (2015), y Carvajal (2009), la flecha litoral de Galerazamba ha experimentado cambios morfológicos relevantes desde su descripción original en 1805. Anfuso *et al.* (2015), notificaron un retroceso de la flecha entre 1947 y 2013, registrando una acumulación de ca. 0,7 km<sup>2</sup> y una migración en el sentido de la deriva de 80 m aproximadamente, definiendo que el aumento en el área de manglares estaba relacionado con el crecimiento de dicha flecha litoral (Carvajal, 2009; Orejarena *et al.*, 2015).

*Período 2000-2020*, figura 10. Para el año 2004, INVEMAR (2005) observó que la cubierta de manglar se redujo a una franja de entre 5 y 10 m de ancho aproximadamente, con vegetación compuesta por *C. erectus* y *L. racemosa*. En aquella zona, la cobertura natural de manglar fue desplazada progresivamente por pastos macrófitos y actividades humanas como la agricultura y la ganadería (INVEMAR, 2007). En el lado suroeste de la ciénaga se registró una angosta línea de *C. erectus*, con plantas de 7,5 m de altura en promedio, sin regeneración natural o refluoración (INVEMAR, 2005). Entre el 2013 y el 2018, el bosque de manglar se degradó, con una pérdida de ca. 33 ha; esta disminución fue principalmente observada en el lado este, mientras que el lado occidental mostró un ligero aumento asociado con el crecimiento de manglares en las lagunas ubicadas en la flecha litoral de Galerazamba. Actualmente, las áreas que estaban cubiertas por manglar se usan principalmente para actividades agrícolas y ganaderas y el acceso del agua de mar a la ciénaga está restringido obedeciendo a intereses económicos (Villate *et al.*, 2020).

#### *Ciénaga de La Virgen*

Las características, la evolución y los impactos naturales y antrópicos registrados se presentan en la figura 11 diferenciados según los siguientes intervalos temporales.

*Período 1940-1980*, figura 11. A pesar de la insuficiente información al respecto, CARDIQUE (2007) señala que se evidenció una pérdida de

manglar entre 1970 y 1990 asociada a su tala ilegal para aprovechamiento de las comunidades locales.

*Período 1980-2000*, figura 11. Se observó reducción de la parte norte de la ciénaga relacionada con sucesos tales como la caída de árboles por el huracán Mitch entre los meses de octubre y noviembre de 1998, la acumulación de materiales de desecho en las raíces de *R. mangle*; la tala ilegal de *L. racemosa* que presentó una mortalidad del 92,9%, el relleno del terreno, la construcción de una pista de conexión con el aeropuerto local y la carretera Cartagena-Barranquilla, entre otras (Carbal *et al.*, 2015). *A posteriori*, la mencionada carretera afectó significativamente los intercambios de agua entre la ciénaga y el Mar Caribe reduciendo la entrada de agua y provocando problemas como eutrofización, aumento de salinidad y mortalidad de peces (Carbal *et al.*, 2015). Además, la construcción de infraestructura turística y acuícola se vio intensificada (Torregroza *et al.*, 2014). En conclusión, se presentó una reducción de ca. 40 ha en el período 1985-1998 (Villate *et al.*, 2020).

*Período 2000-2020*, figura 11. Entre los años 1998 y 2013 se incrementaron 255 ha a lo largo del borde oriental de la ciénaga relacionado con el desarrollo de un proyecto en La Bocana, a fines de 2000, que garantizaba la entrada permanente de agua del Mar Caribe (Moor *et al.*, 2002).

Para el año 2004, INVEMAR (2005) registró un aumento en la vegetación de manglar dominado por *R. mangle* y *A. germinans*, que representaron el 97% de la cantidad total, seguidos por *L. racemosa*, en los bordes de estanques abandonados y *C. erectus* en los límites de la laguna con la vegetación continental; en ese mismo año se llevó a cabo un programa de reforestación, plantándose 401,564 plantas de 4 especies de manglares en un área de 44,3 ha (INVEMAR, 2005).

En conclusión, el restablecimiento de la hidrodinámica en la ciénaga y la implementación de programas de reforestación parecen ser las principales razones del aumento de la cobertura de manglares entre 1998 y 2013 (Villate *et al.*, 2020). Posteriormente, se observó una reducción de la cobertura de manglar de aproximadamente 30 ha debido esencialmente a la conclusión de la construcción, en 2015, de la carretera Cartagena-Barranquilla y el emplazamiento de un viaducto de 5,39 km de longitud, de los cuales 4,73 km pasan

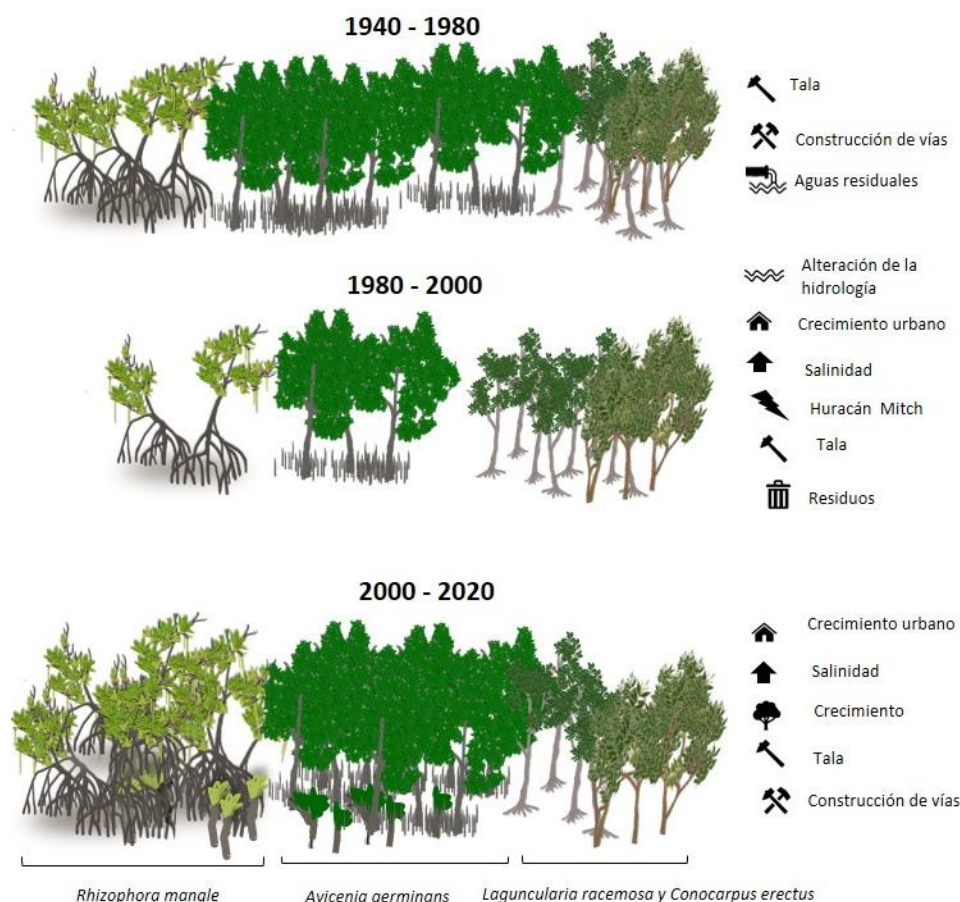


Figura 11. Evolución del manglar de la Ciénaga de La Virgen y principales efectos de los impactos naturales y antrópicos en cada periodo.

sobre la Ciénaga de La Virgen donde se talaron bajo autorización 1,158 árboles de manglar (Villate *et al.*, 2020). En ese año, el Instituto Humboldt y la Fundación Omacha, observaron que en la zona norte de la ciénaga solo existía *R. mangle* (64%) en las orillas y *A. germinans* (33%), hacia el continente, mientras que 4 especies de manglares fueron registradas en el sector oriental: *A. germinans* (65%), *R. mangle* (33%), *C. erectus* (0,6%), y *L. racemosa* (0,3%). Dentro del bosque no hubo eventos de inundación permanentes, por lo tanto, *A. germinans* dominó (con 97%), tanto *C. erectus* como *L. racemosa* fueron raros e intercalados con *A. germinans*.

También se identificaron nuevas pérdidas de cobertura de manglar en las áreas del sur y sudeste de la ciénaga, vinculadas a la acuicultura y al

asentamiento de población. Para 2020, se contabilizan ca. 775 ha de manglares constituidos por *R. mangle*, *A. germinans* y *L. racemosa*.

#### Impactos naturales y antrópicos

Diferentes factores como son los oceanográficos, climáticos, geomorfológicos, las condiciones edáficas, el nivel y duración de las inundaciones, la salinidad y la carga de sedimentos definen la estructura y composición florística de los manglares (Mira *et al.*, 2019). Es así que la caracterización de un bosque de manglar debe tomar en cuenta, además de la evaluación temporal, un análisis de las diferentes presiones que influyen en su evolución.

La salinidad influye intensamente en la estructura y el estado vegetativo de los manglares e inclusive ligeras variaciones de este factor pueden causar

cambios ecológicos abruptos (Ball, 2002). Además, las condiciones de salinidad juegan un relevante papel ecológico en cuanto evitan la invasión de plantas terrestres y así lo resguardan de la acción de fitotoxinas y otras armas químicas competidoras (Von Prael, 1990). Gran parte de los manglares pueden crecer en agua dulce, sin embargo, existe mayor estímulo de crecimiento en condiciones salinas que varían entre el 5 y el 50‰, dependiendo de la especie (Ball, 2002; Sobrado y Ewe, 2006), y algunas especies de manglar (p. ej. *A. germinans*), son capaces de resistir salinidad intersticial hasta los 90‰ por periodos de tiempo relativamente cortos (Ulloa-Delgado et al., 1998).

Así, el grado de tolerancia a la salinidad determina el dominio de una especie u otra dentro del bosque de manglar como se ha observado a lo largo del Caribe colombiano (Ball, 2002; Osland et al., 2018), y en muchos lugares en el mundo (Ulloa-Delgado et al., 1998; Sobrado y Ewe, 2006; Mira et al., 2019). Así, Cortez-Castillo y Rangel (2011), para el manglar de la Bahía de Cispatá en Colombia, señalan la dominancia de *R. mangle*, especie que por su adaptabilidad ecológica se desarrolla en diferentes condiciones de salinidad, inundación y sustrato. En el caso del Golfo de México, Febles-Patrón et al. (2007), afirman que la etapa de establecimiento de *R. mangle* se ve controlada por la salinidad ya que éste es el factor que domina la producción de raíces en los propágulos.

Las dos especies más significativas del Caribe colombiano se desarrollan en ambientes salinos; *R. mangle* tiene un crecimiento óptimo en condiciones de salinidad intersticial cercana al del agua de mar (35‰) y *A. germinans* puede tolerar salinidades intersticiales entre el 60 y el 65‰ (Mira et al., 2020). En zonas con valores superiores a 90‰ se observan bosques menos densos y con alta mortalidad de individuos (Ulloa-Delgado et al., 1998).

En otros lugares, p. ej. en Malasia, Tailandia y Australia, se ha observado que el desarrollo óptimo para *R. mangle* se da con valores de salinidad entre los 10 y 20‰, con la tasa de crecimiento más alta en lugares con salinidades más bajas. Soto y Corrales (1987) observaron en la costa pacífica de Costa Rica que, en el caso de *A. germinans*, la salinidad está relacionada con el tamaño y forma de hojas, encontrándose en lugares más salinos individuos con hojas más pequeñas y de formas

modificadas. Según Rico y Palacios (1996), los manglares de *A. germinans* son escasos en especial entre los periodos de inundación con salinidad baja y el suelo seco que se presenta con una costra de sal, fenómeno observable en algunas regiones de la península de Yucatán en México. Estos datos sugieren que las variaciones observadas en la composición y estructura de la vegetación son la confluencia de un conjunto de factores variables en el tiempo. Un estudio realizado por Yáñez-Espinoza et al. (2009) en la Laguna de la Mancha en Veracruz, México, señaló que *A. germinans* crece en sitios con mayor período de inundación y salinidad en el período húmedo, y menor nivel de inundación y salinidad en la temporada seca, el aumento del diámetro de volumen de fibra de *A. germinans* se relaciona con lugares de menor salinidad en temporadas húmedas, lo que hace a esta especie altamente susceptible a los cambios en los patrones hidrológicos que son capaces de provocar mortalidades extensas (Francis y Lowe, 2000).

En el marco de este estudio se observó cómo, debido al aumento de la salinidad en el periodo 1980-2000, en la Ciénaga de Mallorquín, se dio una disminución de las especies *A. germinans* y *R. mangle* que fueron sustituidos por *A. germinans* de baja estatura y algunos individuos de *L. racemosa* (INVEMAR, 2005). Los valores de salinidad posteriormente regresaron a condiciones normales, entre el 14 y el 50 ‰ en agua intersticial, favoreciendo la recuperación y el crecimiento de *A. germinans*, *R. mangle* y *L. racemosa* (INVEMAR, 2015). La misma tendencia se observó en el bosque de Manglar de Puerto Colombia donde se detectaron suelos con alta salinidad, de 76 ‰, que aventajaron a la especie *A. germinans*, sobre *R. mangle*.

La mortalidad de manglares a causa de la hipersalinidad se reportó también en las últimas décadas en la Ciénaga Grande de Santa Marta, en la parte noreste de la desembocadura del río Magdalena, donde los sitios con vegetación muerta o enana tienen una salinidad promedio del suelo del 74 ‰, con valores entre 52 y 100 ‰. El área basal y el volumen de biomasa forestal se correlacionan inversamente con la salinidad del suelo (Cardona y Botero, 1998). En la Ciénaga de La Virgen se evidenció el aumento de la salinidad debido a la construcción de una carretera que obstruyó el intercambio natural de agua con el Mar Caribe y favoreció además a un proceso de eutrofización ya que la ciénaga recibe el 60% de las aguas residuales

de Cartagena (114,000 m<sup>3</sup>/día).

Finalmente, el proceso opuesto, es decir una disminución de la salinidad, se observó en la Ciénaga del Totumo. A partir de los años 2000 el área se transformó en un ecosistema dominado por plantas de agua dulce tales como *Typha dominguensis* y *Eichhornia crassipes* a causa de la pérdida del aporte de agua de mar por el cierre de las esclusas en la bocana que conectan con el Mar Caribe (Moor et al., 2002).

Por otro lado la deforestación es considerada una de las causas antropogénicas más relevantes en la pérdida de bosques de manglar. En Colombia se presenta la tasa más alta de deforestación de América del Sur con valores entre 1,1 y 0,6% entre 1980-1990 y 2000-2005 (Blanco et al., 2012). Dicha deforestación está en gran parte asociada a la implementación de estanques de acuicultura y a la expansión urbana en áreas turísticas (INCODER, 2011).

La tala ilegal, que se ha observado a menudo en el marco de este estudio, fue esencialmente debido al crecimiento urbano en el caso de la ciénaga de Mallorquín, que registró la progresiva urbanización de su parte sur entre los años 2013 y 2018. En la ciénaga del Totumo se percibe el cambio de uso del suelo como factor de deforestación de manglar; en detalle la deforestación fue debido a la expansión de la frontera agrícola y el aumento de la actividad ganadera alrededor de la ciénaga (INCODER, 2011). En la ciénaga de La Virgen, la expansión urbana derivada de la demanda de suelo por el desarrollo de la actividad turística, la construcción de vías, la implantación de la acuicultura, y el uso de madera para la construcción de viviendas fueron los principales factores relacionados con la deforestación del manglar (INCODER, 2011).

La deforestación no solo trae como consecuencia la pérdida de manglar sino que también está relacionada con alteraciones en la diversidad, estructura y productividad del bosque (Walters, 2005; Tovilla et al., 2014; Richard y Fries, 2015). A nivel mundial, la deforestación está relacionada con la extracción de madera principalmente para su uso en construcción (ej. ranchos), la acuicultura, la agricultura, la silvicultura y la urbanización que conlleva al desarrollo de bosques compuestos por árboles de baja altura y diámetro delgado (Blanco et al., 2012; Tovilla et al., 2014; Richard y Fries, 2015).

Finalmente, las presiones naturales son otros

factores que producen pérdida de manglares, por ejemplo, las tormentas y los huracanes que producen casi el 45% de todos los disturbios no antropogénicos reportados (Mira et al., 2019). En el caso de la ciénaga de La Virgen como se mencionó, fue afectada por el huracán Mitch y como consecuencia se perdió un número importante de árboles (Lavell, 2005). Con respecto al Manglar en Puerto Colombia, el período de sequía durante el fenómeno de “El Niño”, impactó negativamente sobre el bosque de manglar (Sánchez-Moreno et al., 2019). Además, se registró una pérdida de cobertura debido a los procesos crónicos de erosión costera que produjo la pérdida de *R. mangle*, la especie más expuesta a la acción del oleaje especialmente a partir de 2011 debido a la construcción de estructuras antrópicas aguas arriba del manglar (Sánchez-Moreno et al., 2019). Este proceso se ha descrito en otros lugares, por ejemplo, Tovilla-Hernández et al. (2004), señalaron que, en la costa norte de Nayarit de la costa del Pacífico de México, donde se producen alrededor de

22 ciclones por año (Prieto, 1993), el efecto del huracán Rosa fue muy relevante sobre *L. racemosa* y *A. germinans*, registrando gran erosión en el borde del bosque y provocando la mortalidad de plántulas por la caída de árboles. Sin embargo, la resiliencia de estos manglares fue adecuada, provocando una regeneración de casi el 85% de los árboles perdidos en tres meses. Según Carrillo-Bastos et al. (2008) el proceso de recuperación del manglar varía entre las especies que forman el bosque y en función de la zonación del mismo, mientras que Citrón y Schaeffer-Novelli (1985), afirman que la disponibilidad y cantidad de energía permite a la vegetación desarrollarse y los tensores como sequías, tormentas y huracanes representan sumideros de energía que aportan a su desarrollo. En el caso del manglar de Puerto Morelos en Quintana Roo en México, Carrillo-Bastos et al. (2008) señalan que los vientos provocados por los huracanes se reflejan en la pérdida de *C. erectus*, en comparación con *R. mangle*; esto principalmente por los diferentes patrones de crecimiento, ya que la primera especie tiende a adquirir gran altura, lo que la hace más vulnerable al impacto del viento.

#### *Análisis de la gestión de las áreas de manglar en Colombia*

A nivel mundial, se han implementado mecanismos para garantizar la sostenibilidad de la biodiversidad

a través de la creación de convenios internacionales, en el marco de los cuales los países suscriptores tienen la responsabilidad de acatar las medias impuestas buscando la preservación ambiental. En el caso de los manglares, éstos representan un objetivo mundial de conservación por lo que su protección está ampliamente impulsada.

A continuación, se señalan los principales convenios internacionales ratificados por Colombia para la conservación de manglares (Figura 12).

A nivel nacional, La Constitución Política de Colombia (1991), se ubica jerárquicamente en el nivel superior de las normas del Estado (Avella *et al.*, 2010). El Sistema Nacional Ambiental (SINA), está formado por las Corporaciones Autónomas Regionales (CAR), el Ministerio del Ambiente y Desarrollo Sostenible (MADS), las Entidades Territoriales (ET) y los institutos de investigación adscritos (Avella *et al.*, 2010), desde donde se regulan las condiciones de conservación y manejo de ciénagas, pantanos, lagos, lagunas y otros ecosistemas hídricos (Uribe y Urrego, 2009). Regionalmente, las áreas de manglar están bajo la jurisdicción de las CAR, Institutos de Investigación (INVEMAR, Institutos de Investigaciones Ambientales del Pacífico), la Unidad de Parques Nacionales y los entes territoriales (Uribe y Urrego, 2009). La normativa que controla las zonas de manglares está enmarcada bajo el Decreto-Ley 2811-1974, del cual se dicta el Código Nacional de Recursos Renovables y de Protección al Medio

Ambiente y la Ley 99 de 1993, la cual crea el SINA (Uribe y Urrego, 2009).

Diversas leyes han sido creadas para la protección en Colombia (Tabla 1).

También se han desarrollado algunas iniciativas políticas en relación al manejo de zonas costeras en Colombia, siendo las más destacables las siguientes (Tabla 2).

Según FAO (2020), las tasas de deforestación elevadas de manglares en el Caribe se relacionan con la acuicultura y la infraestructura turística. Organizaciones como la UNESCO promueve su Programa sobre el Hombre y la Biosfera, el Programa Hidrológico Internacional y el Programa sobre los Sistemas de Conocimiento Locales e Indígenas dirigidos a la preservación del manglar (UNESCO, 2020). Otro proyecto es la Iniciativa sobre el Carbono Azul que atenúa los efectos del cambio climático especialmente en manglares, marismas y praderas marinas (INECOL, 2020).

Un proyecto de relevante importancia es el Plan de Acción Regional para la Conservación de los Manglares en el Pacífico Sudeste, formado por (Chile, Colombia, Ecuador, Panamá y Perú), los cuales resolvieron participar en la gestión y diseño de un plan de acción regional para la conservación de sus manglares en el Pacífico Sudeste (PAR-Manglares), en el año 2013 (Comisión Permanente del Pacífico Sur y UNESCO, 2015). Se esperan resultados de esta alianza estratégica para el año 2020.

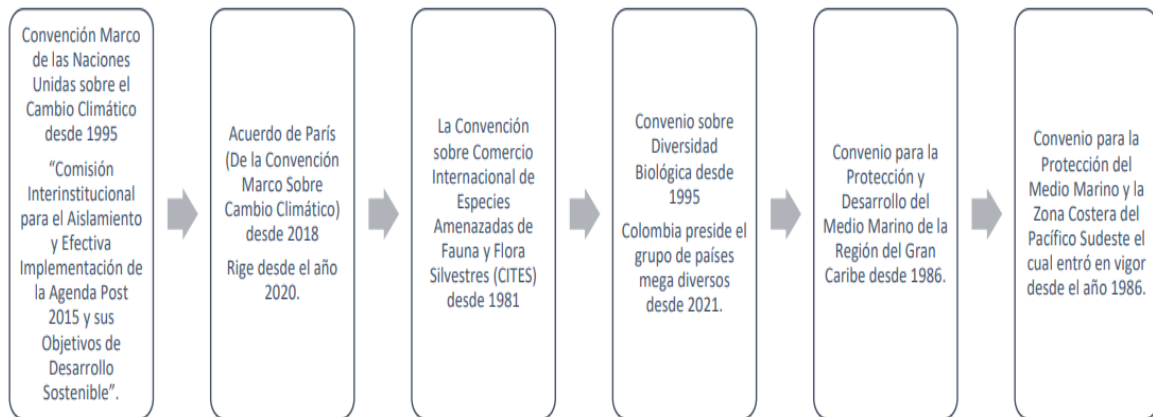


Figura 12. Convenios internacionales ratificados por Colombia.



**Tabla 1. Leyes colombianas para la protección del manglar**

Ley 13 de 1990	Dicta el estatuto general de pesca
Ley 47 de 1993	Establece normas para el correcto funcionamiento del Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina. Reserva de la Biosfera, actualmente
Resolución 1602 de 1995	Señala medidas enfocadas en la sostenibilidad de manglares en Colombia
Resolución 020 de 1996	Ordena los estudios sobre el estado de los manglares
Ley 357 de 1997	Aprueba la Convención Relativa a los Humedales de Importancia Internacional Especialmente como Hábitat de Aves Acuáticas
Resolución 257 de 1997	Establece controles mínimos para contribuir a garantizar las condiciones básicas de sostenibilidad de ecosistemas de manglar y sus zonas circunvecinas
Resolución 0233 de 1999	Establece el contenido y el procedimiento de los conceptos ambientales de los planes de implantación
Resolución 1263 de 2018	Actualiza las medidas para garantizar la sostenibilidad y la gestión integral de los ecosistemas de manglar

**Fuente:** Extraída de Uribe y Urrego (2009), MADS (2018).

**Tabla 2. Políticas públicas en relación al manejo de zonas costeras en Colombia**

Documento base para la elaboración de la Política Nacional de Ordenamiento Integrado de las Zonas Costeras colombianas en 1997	Steer <i>et al.</i> (1997).
Política Nacional Ambiental para el Desarrollo Sostenible de los espacios Oceánicos y las Zonas costeras e Insulares de Colombia, más conocida como PNAOCI de 2002	(MAVDT)
Lineamientos de Política Nacional del Océano y de los Espacios Costeros de 2002 en base a los cuales es aprobada en el 2008 la Política Nacional del Océano y de los Espacios Costeros o mejor conocida como PNOEC	(MAVDT)
Visión Colombia II Centenario de 2019	Departamento Nacional de Planeación (DNP)
Elementos Básicos para el Manejo Integrado de Zonas Costeras	(INVEMAR, 2008)

Fuente: Extraída de Avella *et al.* (2010).

En cuanto a áreas protegidas, Uribe y Urrego (2009), mencionan que en el mundo existen alrededor de 685 áreas protegidas en las cuales se encuentran ecosistemas de manglar. En América Latina y el Caribe, alrededor del 1,5% por ciento de los manglares tiene algún tipo de protección. Colombia, con un 28 por ciento tiene la menor proporción de manglares protegidos en la región pacífico tropical. Sin embargo, en esta costa el área de manglar incluida dentro de las áreas protegidas supera en extensión a los manglares protegidos en Panamá y Costa Rica (Linares, 2016).

En el caso de Colombia el Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SINAP), conserva alrededor del 1,48% del territorio marino, incluido gran parte del manglar (Villa *et al.*, 2016).

El manejo sostenible los ecosistemas de manglar en Colombia representa un desafío importante, ya que el desarrollo muchas veces es incompatible con la sustentabilidad. El Ministerio del Ambiente y Desarrollo Sostenible de Colombia ha formulado el Programa Nacional para el Uso Sostenible, Manejo y Conservación de los Ecosistemas de Manglar-PNM en el año 2002, cuyo enfoque principal es el

uso sustentable de este ecosistema (MADS, 2020). En Colombia, en el departamento de Sucre surgió el Plan de Manejo Integral de los Manglares de la Zona de Recuperación y Preservación de San Onofre, Tolú y Coveñas desarrollado por la Corporación Autónoma Regional de Sucre, el cual pretendía dejar ordenar las áreas de manglar de la zona (Gil Torres *et al.*, 2013).

Según Álvarez-León (2003), las experiencias silviculturales en las costas colombianas donde se han regenerado algunas especies de mangle tanto en el Pacífico como en el Caribe, mostraron la importancia de tener la necesaria atención de parte de la gobernanza para asegurar la continuidad de los esfuerzos de los investigadores de instituciones que han desarrollado programas de reforestación de algunas especies de manglar, pero cuyos esfuerzos se han visto definidos por la necesidad del actuar de los políticos y autoridades.

En cuanto a la situación en otros países, en Ecuador, tras haber perdido casi la mitad de área de manglar en las décadas pasadas por causa de la acuicultura, en el año 1995 Prado y Blanchard (1995), estudiaron el desarrollo de técnicas forestales para la regeneración natural de *R. mangle* en pequeñas parcelas en la parte noroeste del país.

En el caso de los manglares de Tabasco en México, se implementaron programas de manejo para el aprovechamiento sustentable, donde se ofreció a las comunidades extraer recursos madereros de forma autorizada bajo un estudio de impacto ambiental, lo que significó la disminución de la incertidumbre del mal manejo de este ecosistema (Domínguez-Domínguez *et al.*, 2011). Estos casos demuestran la implicación del manejo sostenible del ecosistema sin desmerecer la importancia de desarrollo de las comunidades que son beneficiarias de sus recursos, conociendo la necesidad de los países en vías de desarrollo en Latinoamérica.

Finalmente, es importante mencionar el sentido cultural de la población ligada al manglar la cual basa su *modus vivendi* alrededor de este ecosistema. Así, además de los aspectos económicos, la apropiación sentimental del manglar a la cultura colectiva es un hecho importante para tener en cuenta al momento de generar políticas para su conservación.

## Conclusiones

Los resultados obtenidos indican los impactos a los

que han sido sometidos los manglares del Caribe Norte de Colombia en los periodos 1940-1980, 1980-2000 y 2000-2020. Las actividades antropogénicas, como tala ilegal, la construcción de carreteras, el emplazamiento de espigones, el aumento poblacional, la disminución de la salinidad debido al desarrollo de actividades económicas, resultaron ser el principal factor de deterioro y pérdida de la cobertura vegetal; no obstante, hubo periodos en los que procesos y eventos climáticos crónicos o extremos produjeron cambios sustanciales en la estructura de algunos de estos bosques.

Por otro lado, la gestión actual del manglar en Colombia está experimentando un avance, proyectos entre la academia y la gobernanza sugieren una viabilidad hacia una considerable gestión a futuro, sin embargo, existen aún falencias en el manejo integral de estos ecosistemas y se requiere un soporte de las entidades públicas para el desarrollo y protección de estos bosques de manglar.

## Agradecimientos

Los autores agradecen a la Universidad Simón Bolívar (Barranquilla, Colombia), y a la Escuela Naval de Suboficiales ARC Barranquilla. Este trabajo constituye una contribución del Grupo PAI RNM-328 (Junta de Andalucía, España), la RED PROPLAYAS y el Centro de Investigaciones Marinas y Limnológicas del Caribe "CICMAR" (Barranquilla, Colombia).

Samantha Chacón Abarca agradece a la Asociación Universitaria Iberoamericana de Postgrado (AUIP) por el auspicio bajo el programa de becas.

## Referencias

- Adams, D., A., 1963. Factors influencing vascular plant zonation in North Carolina salt marshes. *Ecology* 44(3): 445-456.
- Agudelo, C., 2000. Estructura de los bosques de manglar del departamento de Bolívar y su relación con algunos parámetros abióticos. Tesis en Biología Marina, Universidad Jorge Tadeo Lozano, Bogotá, Colombia.
- 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.
- Álvarez-León, R., y Álvarez-Puerto, J., 2016. Legislación Colombiana relacionada con los ecosistemas de manglar. *Archivos de Ciencias do Mar* 49: 115-131.
- Andrade, C., 2008. Cambios Recientes del Nivel del Mar en Colombia. En *Deltas de Colombia: morfodinámica y vulnerabilidad ante el Cambio Global*; Restrepo, J., Ed.;

- EAFIT Univ. Press: Medellín, Colombia. pp. 103–122.
- Anfuso, G., Rangel Buitrago, N., Correa, I., 2015. Evolution of sandspits along the Caribbean coast of Colombia: natural and human influences. In sand and Gravel Spits. Springer: New York; pp. 1-19.
- Arrieta, L.; de la Rosa, J., 2003. Estructura de la comunidad íctica de la ciénaga de Mallorquín, Caribe 783 Colombiano. Bol. Investig. Mar. y Costeras. 32: 231–242.
- Astrálega, M., 2006. La Convención Ramsar y los ecosistemas de manglar. Secretaría de la Convención Ramsar 28 rue Mauverney, 1196 Gland, Suiza.
- Avella, F., Osorio, A., Parra, E., Burgos, S., Vilarity, S., Botero, C., Ramos, A., Mendoza, J., Sierra, P., López, A., Alonso, D., Reyna, J. y Mojica, D., 2010. Gestión litoral en Colombia: reto de un país con tres costas, Barragán Muñoz, J.M. (Coord.). Manejo Costero Integrado y Política Pública en Iberoamérica: Un diagnóstico. Necesidad de Cambio. Red IBERMAR (CYTED), Cádiz, pp. 175-210.
- Ball, M.C., 2002. Interactive effects of salinity and irradiance on growth: Implications for mangrove forest structure along salinity gradients. Trees Struct. Funct. 16: 126–139.
- Ball, M.C., y Farquhar, G.D., 1984. Photosynthetic and Stomatal Responses of Two Mangrove Species, *Aegiceras corniculatum* and *Avicennia marina*, to Long Term Salinity and Humidity Conditions. Plant Physiology. 74(1): 1-6
- Barbier, E.B., 2016. The protective service of mangrove ecosystems: A review of valuation methods. Mar. 721 Pollut. Bull: 109, 676–681.
- Barragán, J.M., 2014. Política, Gestión y Litoral - Una nueva visión de la Gestión Integrada de Áreas Litorales. Tébar Flores Ed. Oficina Regional de Ciencia de la UNESCO para América Latina y el Caribe, Madrid, España, pp.685
- Blanchard, J. y Prado, G., 1995. Natural regeneration of *Rizophora mangle* in Strip Clearcuts in Northwest Ecuador. Biotropica 27: 160-167.
- Blanco, J.F., Estrada, E.A., Ortiz, L.F. y Urrego, L.E., 2012. Ecosystem-Wide Impacts of Deforestation in Mangroves: The Urabá Gulf (Colombian Caribbean) Case Study. ISRN Ecol. 2012: 1–14.
- Blanco-Libreros, J. y Álvarez-León, R., 2019. Mangroves of Colombia revisited in an era of open data, global changes, and socio-political transition: Homage to Heliodoro Sánchez-Páez. Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales 43: 84-97.
- Benfield, S.L., Guzman, H.M. y Mair, J.M., 2005. Temporal mangrove dynamics in relation to coastal development in Pacific Panama. J. Environ. Manage. 76: 263–276.
- Bolívar-Anillo, H.J., Sánchez, H., Fernandez, R., Villate, D., Anfuso, G., 2019. An Overview on Mangrove Forests Distribution in Colombia: an Ecosystem at Risk. J. Aquat. Sci. Mar. Biol. 2: 16–18.
- Boto, K. G., y Wellington, J. T., 1984. Soil characteristics and nutrient status in a northern Australian mangrove forest. Estuaries. 7(1): 61-69.
- Cancillería de Colombia., 2020. Colombia en la implementación de la Agenda 2030. Disponible en: <https://www.cancilleria.gov.co/rio/linea>
- Cancillería de Colombia., 2020. Convención sobre Diversidad Biológica. Disponible: <https://www.cancilleria.gov.co/convenio-sobre-diversidad-biologica-cbd>
- Cancillería de Colombia., 2020. Convención sobre Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres. Disponible: <https://www.cancilleria.gov.co/convenio-sobre-comercio-internacional-especies-amenazadas-fauna-y-flora-silvestres-cites>
- Carbal, A., Muñoz, J. y Solar, L., 2015. Valoración económica integral de los bienes y servicios ambientales ofertados por el ecosistema de manglar ubicado en la Ciénaga de la Virgen. Cartagena-Colombia. Saber, Cienc. y Lib. 10: 125–146.
- Corporación Autónoma Regional del Canal del Dique., 2007. Actualización de la zonificación de manglares en la jurisdicción de CARDIQUE; Cartagena de Indias, Colombia, pp. 1–148.
- Cardona, P. y Botero, L., 1998. Soil characteristics and vegetation structure in a heavily deteriorated mangrove forest in the Caribbean Coast of Colombia. Biotropica 30: 24–34
- Carvajal, A., 2009. Caracterización físico-biótica del litoral del departamento del Atlántico. En: Caracterización físico-biótica del litoral Caribe colombiano. Dirección General Marítima - Centro de Investigaciones Oceanográficas e Hidrográficas; Cartagena de Indias, Colombia, pp. 97-110.
- Carrillo-Bastos, A., Elizalde-Rendón, E., Torrescano, N. y Flores, G., 2008. Adaptación ante disturbios naturales, manglar de Puerto Morelos, Quintana Roo, México. Foresta Veracruzana 10: 31-38.
- Castillo, B.E., Gervacio, J.H., Martínez, P. y Rosas, A., 2010. Estructura y composición florística de una zona de manglar anexa con las localidades de Playa Azul y El Carrizal, Municipio de Coyuca de Benítez, Guerrero. Memoria de XV Foro de estudios sobre Guerrero; Acapulco, Guerrero, México.
- CEPAL., 2020. Observatorio del principio 10 en América Latina y el Caribe. Disponible en: <https://observatoriop10.cepal.org/es/tratados/acuerdo-paris-la-convenion-marco-cambio-climatico>
- Chica, C., 2011. El manglar como su factor condicionante de la débil identidad cultural de los habitantes de la comunidad de Puerto Portovelo, Cantón San Vicente. Tesis de maestría en gerencia de servicios culturales, Universidad Tecnológica Equinoccial, Quito, Ecuador.
- Chica, J.A., 2005. Conservación y Desarrollo en el Litoral Español y Andaluz: Planificación y Gestión de Espacios Protegidos. Tesis doctoral. Departamento de Geografía, Física y Análisis Geográfico Regional, Universidad de Sevilla, Sevilla, España, pp. 608.
- Convención de Ramsar Sobre los Humedales., 2018. Ampliar la conservación, el uso racional y la restauración de los humedales para lograr los Objetivos de Desarrollo Sostenible. Disponible en: [https://www.ramsar.org/sites/default/files/documents/library/wetlands\\_sdgs\\_s.pdf](https://www.ramsar.org/sites/default/files/documents/library/wetlands_sdgs_s.pdf)
- Contraloría distrital de Barranquilla., 2018. Informe del estado de los recursos naturales y del ambiente de Barranquilla; Barranquilla, Colombia.
- Corporación Andina de Fomento (CAF), 2000. El fenómeno El Niño 1997-1998: Memoria, retos y soluciones; Colombia; Caracas, Venezuela.
- Corporación Autónoma Regional del Atlántico., 2007. Documentación del estado de las cuencas hidrográficas en el departamento del Atlántico: Barranquilla. Colombia.
- Corporación Autónoma Regional del Canal del Dique., 1998. Diagnóstico, zonificación y planificación estratégica de las áreas de manglar de Bolívar: Cartagena de Indias, Colombia.
- Cortés- Castillo, D. y Rangel, Ch., 2011. Los bosques de manglar

- en un gradiente de salinidad en la bahía de Cispatá-Boca Tinajones, Departamento de Córdoba-Colombia. *Caldasia* 33: 155-176.
- CPPS/UNESCO/CI/Hivos., 2015. Plan de acción regional para la conservación de los manglares en el Pacífico Sudeste. CPPS, UNESCO, Conservación Internacional e Hivos; Guayaquil, Ecuador.
- Crowell, M., Leatherman, S. y Buckley, M., 1991. Historical Shoreline Change: Error Analysis and Mapping Accuracy. *Journal of Coastal Research* 7: 839-852.
- Díaz, C., Castro, I. y Manjarrez, G., 2010. Manglares de Cartagena de Indias: Patrimonio Biológico y Fuente de Biodiversidad. Fundación Universitaria Tecnológico COMFENALCO, Cartagena de Indias, Colombia, pp. 1-72.
- Domínguez-Domínguez, M., Zavala-Cruz, J. y Martínez P., 2011. Manejo forestal sustentable de los manglares de Tabasco. Secretaría de Recursos Naturales y Protección Ambiental. Villahermosa, Tabasco, México, pp. 1-137.
- Ecolex., 2020. Convenio para la protección del medio marino y la zona costera del Pacífico Sudeste. Disponible en: <https://www.ecolex.org/es/details/treaty/convention-for-the-protection-of-the-marine-environment-and-coastal-area-of-the-south-east-pacific-tre-000741/>
- Eleuterius, L. N., y Eleuterius, C. K., 1979. Tide levels and salt marsh zonation. *Bull. Mar. Sci.* 29: 394-400.
- Ellison, J.C., 2015. Vulnerability of mangroves to climate change and sea-level rise impacts. *Wetlands Ecol Manage* 23: 115-137
- Escuela Nacional de Geografía, (ESGEO), 2020. Geografía de Colombia. Departamentos de Colombia. Bolívar. Disponible en: <https://www.sogeocol.edu.co/bolivar.htm>
- Euan, A., 2014. Diversidad de Especies de Mangle en Soto La Marina, Tamaulipas e Isla de Jaina, Hecelchakán, Campeche. Tesis de grado de ingeniero forestal, Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro: Saltillo, Coahuila, México.
- Ezcara, E., Aburto, O. y Rosenzweig, L., 2009. Los riñones del mundo: ¿Por qué debemos proteger los manglares de México?. *Investigación Ambiental* 1: 202-206.
- FAO., 1994. Mangrove forest management guidelines. FAO Forestry, Paper No. 117. Rome. Italy.
- Francis, K. y Lowe, A., 2000. Silvics of native and exotic trees of Puerto Rico and the Caribbean Islands. Gen. Tech. Rep. IITF-15. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, International Institute of Tropical Forestry, Puerto Rico.
- Garcés-Ordóñez, O., Ríos-Mármol, M y Vivas-Aguas, J.L., 2016. Evaluación de la calidad ambiental de los manglares de la ciénaga Mallorquín, departamento del Atlántico. CRA-INVEMAR, Santa Marta, Colombia, pp. 1-32.
- Gil, W., 2013. Plan de Manejo de las Zonas de recuperación y preservación de San Onofre, Tolú y Coveñas. CARSUCRE: Sincelejo, Sucre, Colombia.
- Giri, C., Ochieng, E., Zhu, Z., Singh, A., Loveland, A., Masek, J., Duke, N., 2010. Status and distribution of mangrove forests of the world using Earth observation satellite data. *Global Ecology and Biogeography*. 20: 154-159
- Grupo de Investigación en Tecnologías del Agua GTA., 2005. Análisis sobre el manejo integrado del recurso hídrico en la Ciénaga de Mallorquín. GTA: Barranquilla. Colombia, pp. 1-323.
- Hamilton, Stuart, E., y 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: 729-738.
- Hinde, H., P., 1954. The vertical distribution of salt marsh phanerogams in relation to tide levels. *Ecol. Monogr.* 24: 209-225.
- Instituto Colombiano de Desarrollo Rural., 2011. Plan de Manejo y Ordenación Pesquera del Humedal Ciénaga del Totumo; Universidad Jorge Tadeo Lozano: Cartagena de Indias, Colombia, pp. 1-242.
- Instituto Humboldt-Fundación Omacha., 2015. Aplicación de criterios biológicos para la identificación, caracterización y establecimiento de límites de humedales en la ventana de estudio: Ciénaga de La Virgen. Bogotá, Colombia.
- 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. INVEMAR: Santa Marta, Colombia, pp. 1-191.
- Instituto de investigaciones marinas y costeras (INVEMAR)., 2007. Ordenamiento ambiental de la zona costera del departamento del Atlántico. INVEMAR: Santa Marta, Colombia, pp. 1-583.
- Instituto de investigaciones marinas y costeras (INVEMAR)., 2009. Planificación ecorregional para la conservación in situ de la biodiversidad marina y costera en el Caribe y Pacífico continental colombiano. INVEMAR: Santa Marta, Colombia, pp. 1-106.
- Instituto de investigaciones marinas y costeras (INVEMAR), y Corporación Autónoma Regional del Canal del Dique (CARDIQUE)., 2014. Lineamientos del plan de ordenamiento y manejo de la Unidad Ambiental Costera (Pomiuc) río Magdalena, completo Canal del Dique-sistema lagunar Ciénaga Grande de Santa Marta, sector zona costera del departamento de Bolívar. INVEMAR-CARDIQUE: Santa Marta, Colombia, pp. 1-100.
- Instituto de investigaciones marinas y costeras, (INVEMAR), 2015. Diagnóstico y Evaluación de la Calidad de 756 Aguas Marinas y Costeras en el Caribe y Pacífico Colombianos. Informe Técnico; Vol. 4.
- INCODER, y Universidad Jorge Tadeo Lozano., 2010. Plan de manejo y ordenación pesquera humedal ciénaga del Totumo. INCODER-UTADEO: Cartagena de Indias, Colombia.
- INECOL., 2020. Preservar y proteger los manglares: tarea de todos. Disponible en: <https://www.inecol.mx/inecol/index.php/es/ct-menu-item-25/ct-menu-item-27/17-ciencia-hoy/592-preservar-y-proteger-los-manglares-tarea-de-todos>,
- Iñiguez-Gallardo, V., 2019. Vulnerabilidad y adaptación al cambio climático de usuarios de manglar: caso de análisis de manglares del sur del Ecuador. 1er Congreso Manglares de América, Samborondón, Ecuador, pp.151-164.
- Lacerda, L. y Schaeffer, Y., 1999. Mangroves of Latin America: The need for conservation and sustainable utilization, p. 5-8. In: A. Yáñez-Arancibia y A. L. Lara-Domínguez (eds.). Ecosistemas de Manglar en América Tropical. Instituto de Ecología A.C. México, UICN/ORMA, Costa Rica, NOAA/NMFS Silver Spring MD USA. pp. 380.
- La Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN)., 2020. ¿Qué es un área protegida?. Disponible en: <https://www.iucn.org/es/regiones/am/C3%A9rica-del-sur/nuestro-trabajo/C3%A1reas-protegidas/C2%BFqu%C3%A9-es-un-C3%A1rea-protegida>.
- Lavell, A., 2005. Desastres y Desarrollo: Hacia un entendimiento de las formas de construcción social de un desastre: El caso del Huracán Mitch en Centroamérica. En Comarcas vulnerables: Riesgos y desastres naturales en Centroamérica

- y el Caribe; Fernández, A., Ed. Editorial CRIES, pp. 11–44.
- Linares, A., 2016. Colombia ha perdido más del cincuenta por ciento de sus manglares. Disponible en: <https://www.eltiempo.com/archivo/documento/CMS-16617206>.
- López, Portillo, J., y Ezcurra, E., 2002. Los manglares de México: una revisión. *Madera y Bosques* 8: 27-51.
- Maldonado, W., Baldiris, I. y Díaz, J., 2011. Evaluación de la calidad del agua en la Ciénaga de la Virgen (Cartagena, Colombia) durante el período 2006-2010. *Ciencias exactas y Apl.* 9: 79–87.
- Martínez, J.O., Pilkey, O.H. y Neal, W.J., 1990. Rapid formation of large coastal sand bodies after emplacement of Magdalena river jetties, northern Colombia. *Environ. Geol. Water Sci.* 16: 187–194.
- Menéndez, Carrera, L., Guzmán, J.M., Gómez, Fernández, R., Capote-Fuentes, R., Rodríguez, Farrat, L., 2007. Estado del ecosistema de manglar. En: Alcolado, P. (ed.). *Sabana-Camagüey: Estado actual, avances y desafíos en la protección y uso sostenible de la biodiversidad*. La Habana, Cuba, Editorial Academia, pp. 62-66.
- Ministerio del Ambiente y Desarrollo Sostenible de Colombia., 2020. Manglares. Disponible en: <http://www.minambiente.gov.co/index.php/component/content/article?id=412:plantilla-bosques-biodiversidad-y-servicios-ecosistemáticos-14>.
- Ministerio del Ambiente y Desarrollo Sostenible., 2020. Recuperando los manglares de la Ciénaga Grande de Santa Marta. Disponible en: <https://www.minambiente.gov.co/index.php/noticias-minambiente/3072-recuperando-los-manglares-de-la-cienaga-grande-de-santa-marta>.
- Mira, J.D., Urrego, L.E. y Monsalve, K., 2019. Determinantes naturales y antrópicos de la distribución, estructura y composición florística de los manglares de la Reserva Natural Sanguaré, Colombia. *Rev. Biol. Trop.* 67: 810–824.
- Mizrachi, D., Pannier, R., y Pannier, F., 1980. Assessment of salt resistance mechanisms as determinant physio-ecological parameters of zonal distribution of Mangrove species, I. effect of salinity stress on nitrogen metabolism balance and protein synthesis in the Mangrove species *Rizhopora mangle* and *Avicennia nitida*. *Bot. Mar.* 23: 289-296.
- Moore, L., 2000. Shoreline Mapping Techniques. *Journal of Coastal Research* 16: 111-124.
- Moor, R., van Maren, M. y van Laarhoven, C., 2002. A controlled stable tidal inlet at Cartagena de Indias, Colombia. *Terra Aqua* 88: 3-14.
- Narváez, J., Acero, A., Blanco, J., 2005. Variación morfométrica en poblaciones naturalizadas y domesticadas de la Tilapia del Nilo *Oreochromis niloticus* (Teleostei: Cichlidae) en el norte de Colombia. *Rev. la Acad. Colomb. ciencias* 29: 383-394.
- Nickerson, N. H., y Thibodeau, F. R., 1985. Association between pure water sulfide concentrations and the distribution of mangroves. *Biogeochemistry*. 1: 183-192.
- Orejarena, A.F., Afanador, F., Ramos, I., Conde, M. y Restrepo, J.C., 2015. Evolución morfológica de la espiga de Galerazamba, Caribe colombiano. *Boletín Científico CIOH*, pp.123–144.
- Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura., 2020. Preguntas frecuentes sobre la reciente evaluación de los manglares. Disponible en: <http://www.fao.org/forestry/mangrove/statistics/13547/es/>
- Osland, M., Feher, L., Lopéz-Portillo, J., Day, R., Suman, D., Guzmán, J. y Rivera-Monroy, V., 2018. Mangrove forests in a rapidly changing world: Global change impacts and conservation opportunities along the Gulf of Mexico coast. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 214: 120–140.
- Palacios, M., y Cantera, J., 2017. Mangrove timber use as an ecosystem service in the Colombian Pacific. *Hydrobiologia* 803: 345-358.
- RAMSAR., 2020. Ampliar la conservación, el uso racional y la restauración de los humedales para lograr los Objetivos de Desarrollo Sostenible. Disponible en: [https://www.ramsar.org/sites/default/files/documents/library/wetlands\\_sdgs\\_s.pdf](https://www.ramsar.org/sites/default/files/documents/library/wetlands_sdgs_s.pdf)
- Richards, D., y Friess, D., 2015. Rates and drivers of mangrove deforestation in Southeast Asia, 2000-2012. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 113: 344-349.
- Rico Gray, V. y Palacios Ríos, M., 1996. Salinidad y el nivel del agua como factores en la distribución de la vegetación en la ciénaga del NW de Campeche, México. *Acta Botánica Mexicana* 34: 53 – 61.
- Romero, N., 2014. Neoliberalismo e industria camaronera en Ecuador. *Letras Verdes Revista Latinoamericana de Estudios Socioambientales* 15: 55-78.
- Sánchez- Moreno, H., Bolívar-Anillo, H.J., Villate-Daza, D., Escobar-Olaya, G. y Anfuso, G., 2019. Influencia de los impactos antrópicos sobre la evolución del bosque de manglar en Puerto Colombia ( Mar Caribe colombiano ). *Rev. Latinoam. Recur. Nat.* 15: 1-16.
- Sobrado, M.A. y Ewe, S., 2006. Ecophysiological characteristics of *Avicennia germinans* and *Laguncularia racemosa* coexisting in a scrub mangrove forest at the Indian River Lagoon, Florida. *Trees. Struct. Funct.* 20: 679–687.
- Sol-Sánchez, A., Hernández- Melchor, G. y Sánchez Gutiérrez F., 2012. Volumen de madera de mangle negro (*Avicennia germinans* L.) muerto defoliado por la oruga de *Anacampodes* sp. en el ejido las coloradas, Cárdenas, Tabasco, México. Segundo Congreso Mexicano de Ecosistemas de Manglar hacia el aprendizaje continuo y el manejo integral, Ciudad del Carmen, Campeche, México.
- Solano, J., Barros- Henríquez, J., Roncallo Fandiño, B. y Arrieta, G., 2015. Requerimientos hídricos de cuatro gramíneas de corte para uso eficiente del agua en el Caribe seco colombiano. *Corpoica Ciencia y Tecnología Agropecuaria* 15: 83-99.
- Soto, R. y Corrales, L., 1987. Variación de algunas características foliares de *Avicennia germinans* (L) L. (Avicenniaceae) en un gradiente climático y de salinidad. *Rev. Biol. Trop.* 35: 245-256.
- Torregroza, E., Gómez, A. y Borja, F., 2014. Aplicación del sistema de información geográfico quantum GIS en la regionalización ecológica de la cuenca ciénaga de la Virgen (Cartagena de Indias-Colombia). *RITI J.* 2: 1-13.
- Tovilla-Hernández, C., Espino, G. y Orihuela-Belmonte, D., 2014. Impact of logging on a mangrove swamp in South Mexico: Cost/benefit. *Rev. Biol. Trop.* 49: 571-580.
- Ulloa-Delgado, G., Sanchez-Paez, H., Gil-Torres, W., Pino-Rengifo, J., Rodríguez-Cruz, H. y Alvarez-Leon, R. 1998. Conservación y uso sostenible de los manglares del Caribe colombiano; Sanchez-Paez, H., Ulloa-Delgado, G. y Alvarez-León, R. Eds., Bogotá, Colombia.
- UNEP, and GRID- Arendal, 2016. Marine Litter Vital Graphics. United Nations Environment Programme and GRID-Arendal. Nairobi and Arendal. Nairobi, Kenia, pp. 34-38.
- Uribe-Pérez, J. y Urriego-Giraldo, L., 2009. Gestión ambiental de los ecosistemas: aproximación al caso colombiano.



- Revista Gestión y Ambiente 12: 57-72.
- Valle, A., Osorno-Arango, A.M. y Gil-Agudelo, D., 2011. Estructura y Regeneración del Bosque de Manglar De La Ciénaga de Cholón, Isla Barú, Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo, Caribe Colombiano. Boletín Investigación Marino Costera 40: 115-130.
- Vásquez, I., 2007. Propuesta de Zonificación para la conservación del ecosistema manglar y desarrollo sostenible en el Refugio de Vida Silvestre del estuario del río Muisne. Andalucía. Tesis de Maestría en conservación y gestión del medio natural, Universidad Internacional de Andalucía, Sevilla, España.
- Vélez Restrepo, O., y Galeano Marín, M., 2002. Investigación Cualitativa, Estado del arte. Universidad de Antioquia, Facultad de Ciencias Sociales y Humanas, Centro de Investigaciones Sociales y Humanas, Medellín, Colombia, pp. 1-6.
- Vilardy, S., González, J., Martín, B., Rodríguez, W., Oteros, E., Silva, F., Montes del Olmo, C., Cuadrado, B., 2011. Repensando la Ciénaga: Nuevas miradas y estrategias para la sostenibilidad en la Ciénaga Grande de Santa Marta. Vilardy, S. y González, J. (eds.). Universidad del Magdalena y Universidad Autónoma de Madrid, Santa Marta, Colombia, pp. 49-61.
- Villate, D., Sánchez, Moreno, H., Portz, L., Portantiolo, M., Bolívar-Anillo, H., Anfuso, G., 2020. Mangrove forests evolution and threats in the caribbean sea of Colombia, Water, 12 (4), 1113
- Villate, D., Portz, L., Portantiolo, R., Alcántara C., 2020. Human disturbances of shoreline morphodynamics and dune ecosystem at the Puerto Velero spit (Colombian Caribbean), Journal of Coastal Research, Special Issue 95: 711-716.
- Von Prahl, H., 1990. Manglares de Colombia. Villegas Editores, Bogotá, Colombia. 193 pp.
- Walters, B.B., 2005. Ecological effects of small-scale cutting of Philippine mangrove forests. For. Ecol. Manage. 206: 331-348.
- Yáñez-Arancibia, A. y Lara-Domínguez, A., 1999. Los manglares de América Latina en la encrucijada, p. 9-16. In: A. Yáñez-Arancibia y A. L. Lara-Domínguez (eds.). Ecosistemas de Manglar en América Tropical. Instituto de Ecología A.C. México, UICN/ORMA, Costa Rica, NOAA/NMFS Silver Spring MD USA, pp. 380.
- Yáñez-Espinosa, L., Ángeles, G., López, J. y Barrale, S., 2009. Variación Anatómica de la madera de *Avicennia germinans* en la Laguna de la Mancha, Veracruz, México. Bol. Soc. Bot. Méx. 85: 7-15.
- Zaldivar-Jimenez, A., Guevara, E., Pérez, R., Amador, L., Endañú, E., Álvarez, P., Hernández, J., Ávila, T., Pacheco, R. y Herrera, J., 2012. La Restauración Ecológica de los Manglares en la Isla del Cármen, Campeche: Lecciones Aprendidas y Logros. Segundo Congreso Mexicano de Ecosistemas de Manglar, Ciudad del Carmen, Campeche, México.