



Bolívar-Anillo, H. J., Anfuso, G., Chacón Abarca, S., Badillo Romero, M. D., Villate Daza, D. A., Serrano, M. C., Sánchez Moreno, H. 2020. Natural processes and human actuations: impacts on mangrove forests of South America. *Revista Costas*, 2(1): 211-232. doi: 10.26359/costas.1802

Opinion Article / Artigo de Opinião / Artículo de Opinión

Eventos Naturales y Actuaciones Antrópicas: Impactos sobre los Bosques de Manglar de América del Sur

Natural Processes and Human Actuations: Impacts on Mangrove Forests of South America

Hernando José Bolívar-Anillo¹, Giorgio Anfuso², Samantha Chacón Abarca²,
Moisés David Badillo Romero¹, Diego Andrés Villate Daza³,
María C. Serrano¹, Hernando Sánchez Moreno¹

e-mail: hbolivar1@unisimonbolivar.edu.co

¹Laboratorio de Investigación en Microbiología,
Universidad Simón Bolívar, Barranquilla, Colombia.
hbolivar1@unisimonbolivar.edu.co; maria.serrano2@
unisimonbolivar.edu.co; moises.badillo@unisimon.
edu.co; hsanchez13@unisimonbolivar.edu.co

²Departamento de Ciencias de la Tierra, Facultad
de Ciencias del Mar y Ambientales, Universidad de
Cádiz, Cádiz, España.
giorgio.anfuso@uca.es; samantha.chaconabarca@
alum.uca.es

³Grupo de Oceanografía Operacional,
Centro de Investigaciones Oceanográficas
e Hidrográficas del Pacífico.
godievi@gmail.com

Keywords: Coastal erosion, Hurricane, El Niño,
Deforestation, Salinity.

Abstract

The great importance of mangroves' forest is linked to their capacity of resilience against natural and human impacts, this way playing a determinant function in the adaptation to climatic change related processes. At global scale, mangroves' forests cover an area of 150,000 km², 11% (≈16,500 km²) of them being located along the Pacific and Caribbean coasts of South America. About 70 species of mangroves exist around the World with 10 observed in South America, among them the most relevant are: *Rhizophora mangle*, *Avicennia germinans*, *Laguncularia racemosa* and *Conocarpus erectus*. Concerning mangroves' cover loss, at global scale, an annual rate of 0.16% was observed between 2000 and 2012 with lower rates recorded in South America respect to Asia, Africa, North and Central America. This paper analyses the main effects

Submitted: June 2020

Accepted: December 2020

Associate Editor: Eduardo Martins

of natural and human impacts on mangroves' forests by means of examples from South America and several other countries. Concerning natural impacts special attention was devoted to: i) constant and ii) specific erosion processes (related to storms and tropical cyclones), both of them essentially affect *Rizophora mangle* since this specie occurs at the shoreline meanwhile strong winds recorded during hurricanes (with a category > 3 of the Saffir-Simpson scale) especially affects *R. mangle* and *A. germinans*, and iii) the effects of climatic phenomena such as "El Niño" and "La Niña" that produce variations in soil salinity that determinates the establishment and growth of a mangrove's specie or an other. Concerning human impacts special attention was paid to illegal logging that, in the Northern Caribbean of Colombian coast essentially affectes *L. racemosa*, which wood is used by local population to build up cabins on the beaches for tourist purposes.

Resumen

La gran relevancia de los bosques de manglar se debe a que estos ecosistemas son considerados entre aquellos más resilientes ante los efectos adversos ejercidos tanto por factores naturales como antrópicos y, por eso, cumplen un papel fundamental en la estrategia para la adaptación al cambio climático. A nivel global se calcula que los bosques de manglar cubren una superficie de unos 150.000 km², un 11 % (, un 11 % (≈16.500 km²) de los cuales se encuentra en las costas del Pacífico y del Caribe de Sudamérica. A nivel mundial se han reportado ≈70 especies de manglar, diez de las cuales se encuentran en Sur América, siendo las más comunes: *Rhizophora mangle*, *Avicennia germinans*, *Laguncularia racemosa* y *Conocarpus erectus*. En cuanto a pérdidas de manglar, a nivel mundial se han estimado valores anuales del 0,16 % entre 2000 y 2012, presentando América del Sur las tasas más bajas de deforestación en comparación con Asia, África, América del Norte y Central. En este trabajo se han descrito los efectos de los principales impactos naturales y antrópicos sobre los bosques de manglar reportando ejemplos de Sudamérica y de otros países. Entre los impactos naturales se han considerado los efectos de: i) la erosión crónica y ii) puntual del litoral (es decir debida a frentes fríos y ciclones tropicales), ambas afectan sobre todo la *Rizophora mangle* porque ésta se localiza en la zona más próxima al mar mientras que los fuertes vientos registrados durante los huracanes (sobre todo de categoría >3 de la escala Saffir-Simpson) afectan esencialmente tanto *R. mangle* como *A. germinans*, y iii) los efectos de fenómenos climáticos como "El Niño" y "La Niña" que producen variaciones de la salinidad intersticial del suelo y, por ende, condicionan la predominancia de una especie u otra. Entre los impactos antrópicos se ha descrito esencialmente la deforestación, con especial atención a la tala ilegal que, en la parte norte del Caribe colombiano, afecta principalmente *L. racemosa*, cuya madera es utilizada por las poblaciones locales para la construcción en las playas de cabañas para los turistas.

Palabras claves: Erosión costera, Huracán, El Niño, Deforestación, Salinidad.

1. Introducción

El bosque de manglar constituye un ecosistema interdependiente y singular caracterizado por asociaciones vegetales costeras tropicales y subtropicales que se desarrollan sobre sustratos fangosos y que presentan particulares características morfológicas, fisiológicas y reproductivas (Giri *et al.*, 2011; López-Angarita *et al.*, 2016; Osland *et al.*, 2018; Thomas *et al.*, 2017). Dichas características hacen que este ecosistema se pueda desarrollar en un ambiente extremo, anóxico, con salinidad variable - relacionada tanto con las inundaciones periódicas, regulares o no, de las aguas

marinas durante los temporales o mareas vivas, como con los aportes de corrientes de agua dulce permanentes o estacionales y, finalmente, extremadamente dinámico como lo es el litoral, sujeto a procesos erosivos y de sedimentación a veces muy rápidos y relevantes (Carter, 1988; Komar, 1998). Así, los manglares ocupan un hábitat en medio del bosque seco tropical, los humedales de agua dulce, las cuencas hidrográficas y los ecosistemas marinos, sobre todo observándose en correspondencia con desembocaduras fluviales, tanto deltas como estuarios tropicales y

subtropicales (López-Angarita *et al.*, 2016; McKee, 1993; Polidoro *et al.*, 2010) (figura 1.)

Los bosques de manglar constituyen un hábitat cuya importancia y función ecosistémica tiene gran interés ecológico, estético, recreacional, científico, social, económico y cultural. Este hábitat constituye un refugio ideal en cuanto se trata de un ambiente resguardado y, por ende, un lugar preferente de reproducción, anidación y alimentación de diversas especies de crustáceos, anfibios, reptiles, aves y mamíferos (Barbier, 2016; Nagelkerken *et al.*, 2008; Walters *et al.*, 2008), debido a la abundancia de materia orgánica y nutrientes (Friesen *et al.*, 2018). De esta manera, este hábitat desarrolla un papel muy importante en el aporte y transferencia de materia y energía a otros sistema (Friesen *et al.*, 2018). Además, los bosques de manglar presentan una gran relevancia como evapotranspiradores y sumideros naturales de CO₂ y funcionan como trampas naturales de contaminantes (Lee *et al.*, 2014; Polidoro *et al.*, 2010).

Cabe también destacar la función de protección del litoral frente a la erosión e inundación que este ecosistema desarrolla amortiguando la energía del viento y del oleaje sobre la costa, y así protegiéndola de los efectos tanto de la erosión crónica como aquella puntual relacionada a temporales y huracanes (Lee *et al.*, 2014; Sandilyan *et al.*, 2015; Walters *et al.*, 2008). Los árboles de manglar también protegen los suelos dedicados a la agricultura localizados hacia tierra ya que las plantas atrapan el aerosol marino, es decir las partículas de sal que acarrear las brisas marinas (Ministerio del Ambiente y Desarrollo Sostenible de Colombia, *n.d.*).

En cuanto a su importancia científica, los bosques de manglar son considerados una rica fuente de microorganismos y compuestos naturales bioactivos con uso potencial en la industria farmacéutica (antifúngicos, antivíricos, antibacterianos) biotecnológica, alimentos, agrícola, medicina, entre otras (Bolívar-anillo *et al.*, 2020; Castro *et al.*, 2014; Wu *et al.*, 2008; Xu, 2015).

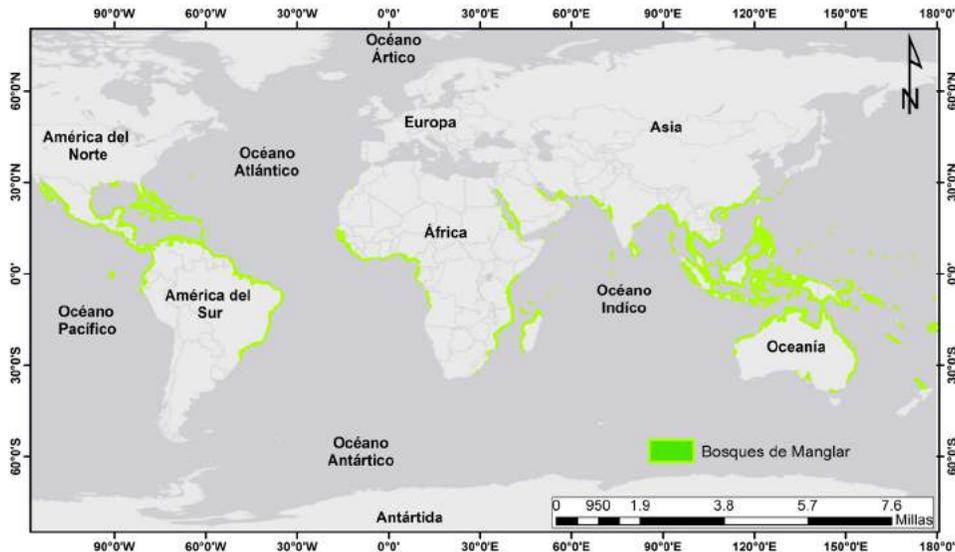


Figura 1. Distribución a nivel mundial de los bosques de manglar, modificado de Giri *et al.* (2011).

Figure 1. Global distribution of mangrove forests, modified from Giri *et al.* (2011).

En lo que concierne su interés socio-económico, a nivel mundial, los manglares constituyen la base de la economía de muchas regiones costeras y aportan anualmente 1.6 billones de dólares estadounidenses en servicios eco-sistémicos (Ahmed *et al.*, 2016; Barbier, 2016; Giri *et al.*, 2011; Hamilton *et al.*, 2016). Por ejemplo, la recogida de moluscos y la pesca artesanal son dependiente del manglar debido a que este ecosistema constituye un sitio de desove y nodriza de numerosas especies marinas y, por ende, también la pesca industrial depende igualmente en gran medida de las especies que crecen en el manglar (Hutchison *et al.*, 2014).

Finalmente, desde el aspecto cultural, las comunidades asentadas en territorios próximos a los manglares mantienen fuertes lazos culturales con este hábitat muy ligados a la protección del ecosistema que, por mucho tiempo, les ha provisto de los variados recursos naturales del cual depende su subsistencia (Datta *et al.*, 2012; Queiroz *et al.*, 2017).

A nivel mundial, los ecosistemas de manglar cubren una superficie aproximada de 150.000 km², cuyas mayores extensiones se encuentran en Asia (42 %), África (20 %), América del Norte y Central (15 %), Oceanía (12 %) y Sur América (11 %), (Barbier, 2016; Giri *et al.*, 2011; Hamilton *et al.*, 2016) (figura 1). En cuanto al número de especies, Sudamérica es considerada la región de más baja diversidad a nivel mundial con sólo diez especies nativas de las ≈70 reportadas en el mundo (FAO, 2007; Polidoro *et al.*, 2010). Cuatro especies son muy comunes y se encuentran en los ocho países que poseen manglar de Sudamérica: *Avicennia germinans*, *Laguncularia racemosa*, *Rhizophora mangle* y *Conocarpus erectus* mientras que *Avicennia bicolor* y *Pelliciera rhizophorae* se encuentran con menos frecuencia o su presencia es incierta (FAO, 2007). Por su parte Colombia tiene una extensión de bosques de manglar de aproximadamente 300.133 ha, de las cuales 69.894 ha se observan en el litoral Caribe que, con respecto a la costa

pacífica, constituye un ambiente menos propicio al desarrollo del manglar ya que presenta bajas precipitaciones y pequeñas fluctuaciones de marea. Por dichas razones, en el Caribe colombiano se reportan cinco de las nueve especies de manglar reportadas en el país, de las cuales *Avicennia germinans* y *Rhizophora mangle* son las más abundantes, seguidas por *Laguncularia racemosa*, *Conocarpus erectus* y *Pelliciera rhizophorae*, aunque ésta última es poco frecuente (Agudelo *et al.*, 2015; Álvarez-León, 2003; FAO, 2007).

Actualmente, los bosques de manglar a nivel mundial se encuentran bajo una inmensa presión debido tanto a procesos naturales como antrópicos que han producido la pérdida de grandes superficies de manglar (Friess *et al.*, 2019; Kainuma *et al.*, 2013; Polidoro *et al.*, 2010). Así, a nivel mundial, se han estimado pérdidas anuales cerca del 1 % en el periodo comprendido entre 1980 y 1990, del 0,72 % entre 1990 y 2000, del 0.66 % entre el 2000 y 2005 y de aproximadamente el 0.16 % entre 2000 y 2012 (FAO, 2007; Friess *et al.*, 2019; Hamilton *et al.*, 2016). Si dicha tendencia continúa, los bosques de manglar podrían llegar a una pérdida de su funcionalidad en menos de 100 años (Lee *et al.*, 2014; Lewis, 2005). Se calcula que en los últimos 30 años, solamente en Colombia, aproximadamente 40.000 ha de bosque de manglar han sido alteradas por diversas actividades entre las que destacan la construcción de carreteras, infraestructuras turísticas, construcción de viviendas urbanas, expansión de las fronteras agrícolas, piscícolas y ganaderas y tala indiscriminada, entre otras (Valero *et al.*, 2011).

Al crecer en entornos costeros caracterizados por factores tales como escorrentía de agua dulce, acumulación de nutrientes, condiciones anóxicas, cambios en los hidroperiodos y salinidad así como la presencia de sustancias tóxicas, la estructura y composición florística de cada bosque va a estar fuertemente influenciada por la capacidad de cada especie

para establecerse y crecer (Berger *et al.*, 2008). Por lo tanto, la zonificación de las especies de manglar dentro del bosque, es el resultado de la respuesta diferencial a gradientes de agentes fisiológicamente representativos como la salinidad, nutrientes del suelo (ej. nitrógeno y fósforo), acreción y tasas de erosión y avance de la costa, topografía del suelo, hidropedios (frecuencia y duración de las inundaciones) y descarga de agua dulce (Chen *et al.*, 1999, 1998; Twilley *et al.*, 1998, 2005). Así, los manglares generalmente muestran patrones particulares de distribución dentro de su hábitat. En Colombia y en general en Latinoamérica, se observa, de mar hacia tierra, la siguiente zonificación típica: 1. *Rhizophora mangle*, 2. *Avicennia germinans*, 3. *Laguncularia racemosa* 4. *Conocarpus erectus* 5. *Pelluciera rhizophorae* (von Prahl, 1990). Por lo tanto, las alteraciones que se registran

en los bosques de manglar por fenómenos naturales o antrópicos muy a menudo no son homogéneas, ya que los impactos afectan de manera diferente a cada una de las especies que se encuentran conformando el bosque (Ball, 2002; Ball *et al.*, 1984; Mizrachi *et al.*, 1980).

En el presente trabajo se llevó a cabo una revisión, a partir de numerosos artículos publicados esencialmente en revistas internacionales recogidas en el Citation Index y, secundariamente, en revistas nacionales y de literatura gris (informes y otros documentos inéditos), sobre los principales impactos naturales y antrópicos que afectan a los bosques de manglar y cómo influyen sobre la distribución de las diferentes especies en estos bosques tomando como base la zonación descrita anteriormente, típica de América del Sur.

2. Impactos naturales

Entre los principales impactos naturales que afectan los bosques de manglar se destacan los daños producidos por la erosión crónica del litoral y los procesos de erosión puntual relacionados con temporales marinos y ciclones tropicales siempre acompañados por fuertes vientos (Komar, 1998; Sippo *et al.*, 2018; Xiao *et al.*, 2020). Estos últimos procesos naturales representan casi el 45 % de todos los disturbios no antropogénicos reportados (Mira *et al.*, 2019; Sippo *et al.*, 2018). Además, los manglares pueden ser impactados por fenómenos tales como “El Niño” y “La Niña” que alteran los aportes de agua dulce y, por ende, afectan la salinidad del sistema y, finalmente, los procesos debidos al cambio climático entre los cuales el aumento del nivel del mar se vislumbra como la mayor amenaza (Ellison, 2018; Giri *et al.*, 2011; Rossi *et al.*, 2017; Ward *et al.*, 2016).

La erosión crónica del litoral se debe a la acción del oleaje predominante y las corrientes asociadas

allí donde el balance sedimentario es negativo, es decir, cuando en un determinado sector o celda litoral, las pérdidas de sedimentos son mayores que las ganancias (Anfuso *et al.*, 2013; Bray *et al.*, 1995; Carter, 1988). Este proceso conlleva a un progresivo retroceso del litoral que, en el caso de los bosques de manglar, evidentemente empieza afectando la primera línea de mangle, es decir, la zona ocupada por la especie *Rhizophora mangle* (figura 2 a y b) (Duke *et al.*, 1998; Gill *et al.*, 1977), a pesar de sus características específicas y capacidad de resistencia frente a los agentes erosivos. En detalle, dicha especie, por su tipología y aparato radical es aquella que mejor resiste al impacto y acción de las corrientes, oleaje y viento y, por eso, se localiza en la zona intermareal baja, contribuyendo a la estabilización de la línea de costa y al establecimiento de otras especies, tanto dentro del área en la que ésta se desarrolla, como hacia tierra (Duke *et al.*, 1998; Gill *et al.*, 1977). Se ha estable-

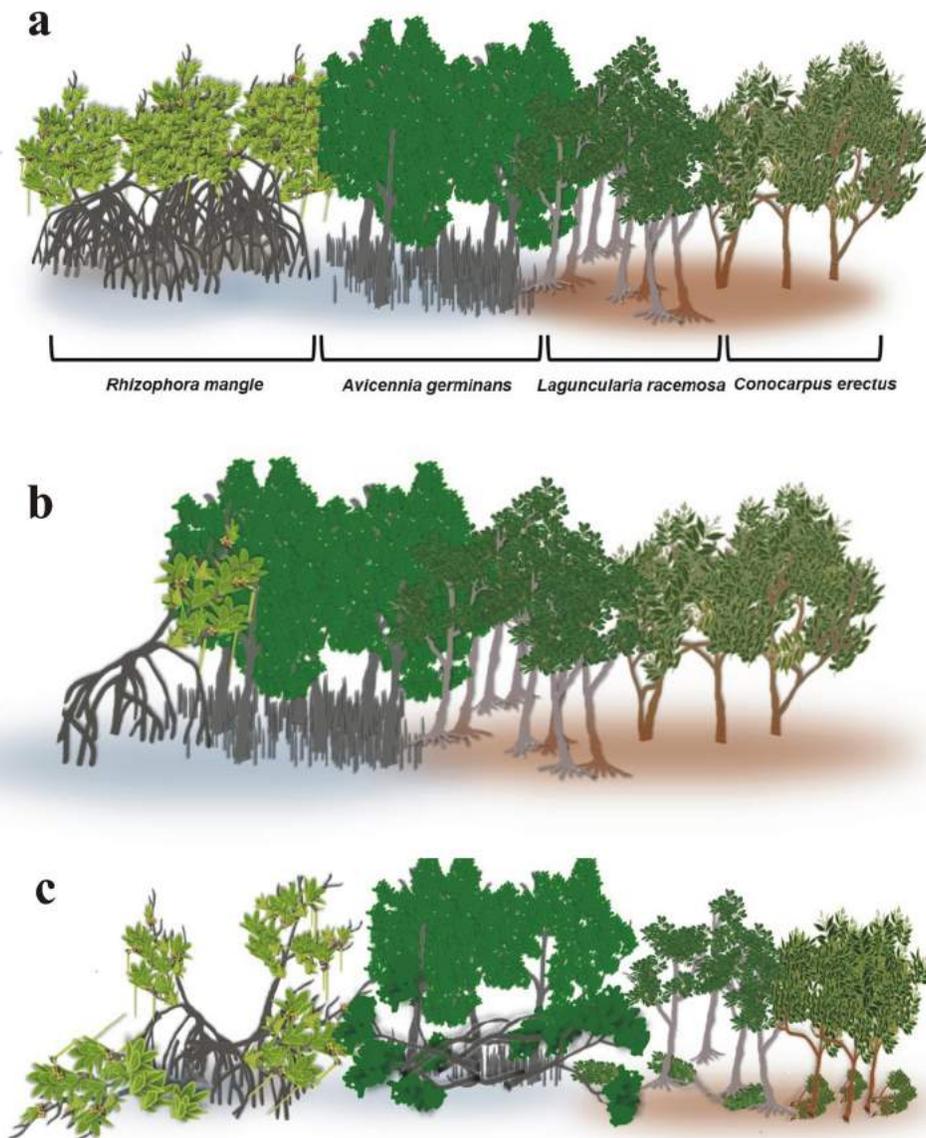


Figura 2. Características y distribución de las especies de manglar en condiciones normales en América del Sur (a); Efectos de los procesos de erosión crónica (b), se observa la pérdida principalmente de *R. mangle*; Efectos de un huracán de categoría 3 o superior (escala Saffir-Simpson) y de los fuertes vientos asociados (c), se observan árboles y ramas caídas principalmente de *R. mangle* y *A. germinans*.

Figure 2. Characteristics and distribution of mangroves' species under normal conditions in South America (a); Effects of chronic erosion processes (b), the loss of (especially) *R. mangle* is observed; Effects of a category 3 or higher hurricane (Saffir-Simpson scale) and associated strong winds (c), fallen trees and broken branches-mainly of *R. mangle* and *A. germinans* - are observed.

cido que los manglares sanos pueden retener más del 80 % de los sedimentos de grano fino y contribuir a la sedimentación del orden de 1-8 mm/año (Besset *et al.*, 2019). Sin embargo, aunque sea normal que la erosión crónica afecte un determinado litoral, generalmente es magnificada por actuaciones antrópicas erróneas, dentro de las cuales la más común es la construcción de estructuras de protección costera como espigones y rompeolas que favorecen localmente la ampliación del sector costero directamente interesado pero provocan erosión en las zonas aguas abajo ya que interrumpen el transporte longitudinal de sedimentos a lo largo del litoral como se ha observado en el Mediterráneo español por Manno *et al.* (2016) y Molina *et al.* (2019) y en Italia por Anfuso *et al.* (2013) y Pranzini *et al.* (2015) y en Francia por Antony (1997) y Antony y Sabatier (2013) y en general en Europa (Pranzini *et al.*, 2015) o en el Caribe colombiano por Rangel Buitrago *et al.* (2015), Anfuso *et al.* (2015) y Sánchez-Moreno *et al.* (2019); estos últimos autores registraron una erosión del manglar en correspondencia de Puerto Colombia de 110 m en el periodo 2004-2017 debido a la construcción de varios espigones aguas arriba del bosque. Un efecto parecido se da en relación con los puertos que, si no han sido diseñados adecuadamente, favorecen la acumulación de sedimento en las zonas localizadas inmediatamente aguas arriba, notándose los efectos erosivos a veces hasta decenas de kilómetros aguas abajo (Anfuso *et al.*, 2013). Pérdidas de manglar por procesos erosivos amplificados por la construcción de estructuras de defensa costera emplazadas para proteger estanques de peces y camarones, también fueron observados por Winterwerp *et al.* (2005), en el manglar ubicado en Bang Khun Thien (Tailandia). Por tanto, aunque es considerada como un proceso natural, la erosión crónica también posee un componente antrópico.

La erosión puntual se registra en horas o días por el impacto de eventos concretos como los temporales

marinos y los ciclones tropicales que pueden provocar decenas de metros de retroceso de la línea de costa (Komar, 1998). Durante ambas tipologías de eventos se dan importantes procesos de erosión y/o inundación costera en gran parte debidos al storm surge, es decir la subida de la cota de inundación marina debido al oleaje, las bajas presiones atmosféricas y los vientos que soplan hacia tierra (Komar, 1998). En detalle, los temporales son bajas presiones asociadas a frentes fríos (Ortiz-Royero *et al.*, 2013) que, por lo general, afectan amplias áreas del orden de centenares de kilómetros y duran desde unas horas a varios días (Anfuso *et al.*, 2016, 2020; Brown *et al.*, 2002; Dolan *et al.*, 1992; Komar *et al.*, 2008). Los ciclones tropicales, que abarcan desde las depresiones y temporales tropicales hasta los huracanes, que se dividen en cinco categorías, es decir categoría 1 (velocidad del viento: 119–153 km h⁻¹), 2 (154–177 km h⁻¹), 3 (178–208 km h⁻¹), 4 (209–251 km h⁻¹) y 5 (≥252 km h⁻¹), en el marco de la escala Saffir-Simpson (National Weather Service, *n.d.*), son bajas presiones que se forman en las zonas tropicales debido a una transferencia de calor del océano a la atmósfera cuando la superficie del océano alcanza aproximadamente los 28 °C. Una vez formadas, dichas depresiones son desplazadas hacia el oeste por los vientos Alisios que soplan del Este, siendo así las costas orientales de los continentes aquellas más afectadas. Por lo general, los ciclones tropicales afectan áreas costeras más pequeñas con respecto a los frentes fríos y durante intervalos temporales más cortos, si son pero acompañados por fuertes vientos que pueden provocar importantes daños materiales y pérdidas de vidas humanas (Goldenberg *et al.*, 2001; Kossin *et al.*, 2014).

Los huracanes suelen producir cambios generalizados en el entorno físico del bosque, alteración de la estructura y composición de la vegetación, sucesión y alteraciones en el ciclo de los nutrientes (Castañeda-Moya *et al.*, 2010). En las últimas cinco décadas, a nivel mundial, se estima que los huracanes han cau-

sado daños en un total de 28.000 hectáreas, con una mortalidad forestal de hasta 5.700 hectáreas (Krauss *et al.*, 2020; Sippo *et al.*, 2018). Sin embargo los efectos de los ciclones tropicales en los ecosistemas de manglar generan perturbaciones que no suelen ser de larga duración, algunas especies pueden recuperarse rápidamente y otras dependen de estrategias de regeneración temprana (Krauss *et al.*, 2020). En detalle, los huracanes con velocidades de viento de categoría 3 o superiores ($\geq 178 \text{ km h}^{-1}$) causan daños visibles en los manglares, casi sin excepción (Krauss *et al.*, 2020). Sin embargo la estructura del bosque jugará un papel fundamental en los efectos ejercidos por estos vientos, siendo los más afectados los bosques conformados por grandes árboles principalmente por la caída y ruptura de los mismos, mientras que son menos afectados los bosques conformados por árboles de menor altura y con aberturas en el dosel. Sin embargo, durante huracanes de categoría 4 y/o 5 no se garantiza un menor daño en los bosques con árboles de poca altura y dosel abierto (Krauss *et al.*, 2020). Por lo tanto, en los lugares donde se observa una mayor frecuencia de huracanes como en algunos lugares del Caribe, la complejidad estructural de los manglares se reduce a árboles de menor altura del dosel, mientras que en sitios donde los huracanes son poco frecuentes como en algunas islas del pacífico, se observan bosques con mayor altura del dosel, mayor biomasa estructural y complejidad (Krauss *et al.*, 2020; Simard *et al.*, 2019).

En estudios más detallados, autores como Krauss *et al.* (2009) y Zhang *et al.* (2012), han descrito los efectos de la erosión litoral y el impacto de temporales y huracanes en los bosques de manglar observando cómo, en función de la densidad y altura de los árboles, del ancho del bosque y de otros factores específicos como las características de las raíces aéreas, etc., los bosques de manglar reducen la velocidad del viento y la altura de ola entre un 13 y 66 %, en el caso de un bosque con un ancho de 100 m, alcan-

zando valores entre el 50 y el 100 % cuando el ancho es de 500 m, reduciendo también la cota de inundación marina durante los temporales (storm surge). Los efectos principales (figura 2 c) son la pérdida de la primera franja de manglar representada por la especie *Rizophora* y la ruptura o inclusive la caída de árboles altos de la especie *A. germinans* por los fuertes vientos como se observó en la Ciénaga de La Virgen en Cartagena de Indias (Colombia) en el año 1998 por el impacto del huracán Mitch (Lavell, 2005). Según Tovilla-Hernández y Orihuela Belmonte (2004), casos similares se dan en la costa norte de Nayarit, en el Pacífico de México, donde se registran alrededor de 22 ciclones por año (Prieto, 1993) y, en detalle, fueron relevantes los daños debidos al huracán Rosa sobre *L. racemosa* y *A. germinans*. Dichos autores finalmente destacaron como la recuperación de los manglares afectados fue rápida, alcanzando el 85 % de los árboles perdidos en tres meses. En la costa caribeña de México, en el caso del manglar de Puerto Morelos en Quintana Roo, Carillo-Bastos *et al.* (2008), señalaron que los vientos provocados por los huracanes afectaron esencialmente a la especie *C. erectus*, en comparación con *R. mangle*, ya que la primera especie tiende a adquirir gran altura, lo que la hace más vulnerable al impacto del viento. Walcker *et al.* (2019) estudiaron los daños causados por el huracán Irma (categoría 5) en los manglares de la Isla de San Martín (Mar Caribe), en un bosque alterado por diversas actividades antrópicas. Los autores observaron que fue afectado aproximadamente el 80 % de la superficie del manglar y las especies con mayor daño fueron *A. germinans* y *R. mangle* con una mortalidad del 65 % y 62 % respectivamente, mientras que *C. erectus* y *L. racemosa* fueron las especies menos impactadas. En los meses posteriores al paso del huracán se observó una recuperación del manglar en la mayoría de los lugares estudiados, observándose una recuperación mucho menor o nula en aquellos sitios afectados por actividades antrópicas evidenciando así

como la degradación inducida por el hombre construye un factor que influye directamente en la recuperación del manglar (Walcker *et al.*, 2019). Taillie *et al.* (2020), estudiaron, mediante el uso de imágenes satelitales, los daños sufridos por los bosques de manglar en la región del Caribe y del Golfo de México durante la temporada de mega huracanes del Atlántico del año 2017. Los autores reportaron que los manglares sufrieron 30 veces más daños durante el 2017 que en cualquiera de las 8 temporadas de huracanes anteriores, y la mayor parte de los daños persistieron durante los 7 meses posteriores a la temporada de huracanes. Los daños en los manglares se debieron principalmente a las altas velocidades del viento, las inundaciones (debidas a la acumulación de aguas de escorrentía superficial por las fuertes lluvias) y la estructura de los manglares, en especial la altura del dosel. Aunque los manglares son un ecosistema resistente a los impactos de los huracanes, los resultados presentados por Taillie *et al.* (2020), sugieren que el aumento en la frecuencia de los mega huracanes en el Caribe podría afectar de manera muy relevante los bosques de manglar.

Otros impactos naturales son debidos a fenómenos climáticos que resultan de la compleja interacción entre el océano y la atmósfera (Pabón *et al.*, 2017), tal como el ciclo conocido como “El Niño - La Niña” que constituye, tal vez, el componente más relevante en la variabilidad climática interanual y sus efectos se observan en diferentes regiones del planeta. La abundancia y/o escasez de precipitaciones asociadas a dichos fenómenos climáticos producen importantes variaciones en la salinidad intersticial del suelo, uno de los factores más relevantes en el control de las características ecológicas del manglar ya que el grado de tolerancia a la salinidad determina el predominio de una especie u otra como se ha observado a lo largo del caribe colombiano (Ball, 2002; Osland *et al.*, 2018) y en otros muchos lugares (Mira *et al.*, 2019; Sobrado *et al.*, 2006; Ulloa-Delgado *et al.*, 1998). Así, dichas

variaciones de salinidad asociadas a la variabilidad hidrológica sea quizá el factor que más influye sobre los ecosistemas marinos costeros, especialmente en los estuarios, y adquiere particular importancia en la reproducción, dispersión y reclutamiento de los manglares (Riascos *et al.*, 2018).

En detalle, el fenómeno de El Niño está asociado a la aparición y permanencia, durante varios meses, de aguas superficiales relativamente más cálidas en un área que va desde el Pacífico tropical central hasta las costas del norte de Perú, Ecuador y sur de Colombia. Los impactos más notables relacionados con el El Niño son las sequías observadas en sectores de Australia, África, India, Sudeste asiático, Indonesia, Centroamérica y el Caribe y, el noreste de América del Sur que, si observadas durante periodos prolongados, traen consigo diferentes consecuencias como la reducción de la producción agrícola y el desabastecimiento de agua para la población y también la disminución de los aportes de agua dulce a los bosques de manglar. Estas condiciones de sequía impactan la hidrología del manglar: durante periodos de sequía severa se observa un aumento en la salinidad (hipersalinidad) debido a una disminución del aporte de agua fluvial y el consiguiente aumento exponencial de la evapotranspiración en los estuarios (Pérez-Ceballos *et al.*, 2020; Rossi *et al.*, 2017). Por otro lado, en algunas regiones del planeta tales como la costa Pacífica de Perú y Ecuador, el sureste de Brasil y el sur de California, al fenómeno de El Niño se asocian intensas lluvias que dan lugar a inundaciones y deslizamientos que provocan importantes daños materiales y pérdidas de vidas humanas (Pabón *et al.*, 2017; Riascos *et al.*, 2018).

El fenómeno de La Niña se refiere a las condiciones frías que se presentan en el sector central y oriental del Pacífico tropical. Dicho enfriamiento de la superficie del mar cubre grandes extensiones de la superficie de este océano y, por su magnitud, altera sensiblemente el clima en diferentes regiones del planeta produciendo

do efectos inversos a aquellos asociados a El Niño (Pabón *et al.*, 2017). En detalle, en el Caribe, durante el fenómeno de La Niña, se presentan altas precipitaciones que alteran las características hidrológicas e hidrodinámicas de los ríos. Las anomalías en las precipitaciones pueden así inducir una disminución de la salinidad y un aumento de la turbidez de las aguas fluviales y de la cantidad de nutrientes disueltos, conjunto de factores que aumenta la competencia de los manglares con otras especies de plantas que poseen una mayor tasa de crecimiento en estas condiciones (Rossi *et al.*, 2017; von Prael, 1990) así favoreciendo su colonización por especies invasoras que podrían alterar el desarrollo normal del manglar, por ejemplo evitando su migración (Biswas *et al.*, 2018; Osland *et al.*, 2018).

Variaciones de salinidad se pueden también dar por acciones antrópicas que interrumpen tanto los aportes de agua dulce como la entrada de agua de mar al manglar, tal como observado en Colombia por la CRA (Corporación Autónoma Regional del Atlántico, 2007) en la Ciénaga de Mallorquín (en el norte del Caribe colombiano) debido a la construcción del dique izquierdo en la desembocadura del río Magdalena o por Carbal Herrera *et al.* (2015), en la Ciénaga de La Virgen (en Cartagena de Indias) debido a la construcción de una carretera que obstruyó parcialmente la comunicación de la ciénaga con el mar Caribe. Por su parte, Serrano *et al.* (1995) establecieron que en la Ciénaga Grande de Santa Marta (localizada cerca de ciudad homónima en el Caribe colombiano) los manglares que contaban con una entrada constante de agua dulce (por los aportes del río Magdalena y los ríos de la Sierra Nevada de Santa Marta) presentaban mejor desarrollo estructural; mientras que las zonas más aisladas de los flujos de agua dulce presentaban pobre desarrollo estructural de la vegetación y gran parte de ella estaba muerta debido a los altos niveles de salinidad (Serrano *et al.*, 1995). Sánchez *et al.* (2019) establecieron que cam-

bios en la hidrología del bosque de manglar ubicado en el municipio de Puerto Colombia (en la parte norte del Caribe Colombiano), conllevaron a un aumento de la salinidad produciendo la muerte de un amplio número de árboles. Asimismo, cambios en los arroyos que alimentaban al manglar de agua dulce así como la construcción urbana y de vías de comunicación conllevaron a una disminución del aporte de agua dulce (Sánchez *et al.*, 2019).

A veces, las obras antrópicas pueden producir una disminución de la salinidad porque se construyen esclusas que limitan los aportes de agua marina como lo observado por Moor *et al.* (2002), en la Ciénaga del Totumo (al sur de Barranquilla, en el Caribe colombiano). Efectos parecidos fueron observados por Parra y Restrepo (2014) sobre los manglares del delta del río Patía en la costa del Pacífico colombiano. Las obras hidráulicas consistieron en la captura inducida del caudal del río Patía por el río Sanquianga mediante un canal artificial (canal Naranjo). El delta del Patía es de gran importancia ya que aloja aproximadamente el 20 % de los manglares del Pacífico colombiano. Como efectos de la construcción del canal Naranjo aparecieron nuevas dinámicas sedimentarias, se sedimentaron canales, aumentó la turbidez por sólidos suspendidos, erosión costera y disminución de la salinidad, sobre todo en el lóbulo norte del delta. La disminución de la salinidad conllevó a una expansión de la vegetación de agua dulce que llevó al reemplazo de la cobertura de manglar por ecosistemas de natal (*Mora megistosperma*) y naidizal (*Euterpe cuatrecasana*) junto con sus respectivas especies asociadas (Parra *et al.*, 2014).

El manglar, como planta halófila facultativa, puede crecer en condiciones de agua dulce durante un tiempo limitado de su ciclo de vida (Wang *et al.*, 2011). Sin embargo, existe cierta variabilidad dependiendo de la especie en cuanto a su tolerancia a la salinidad (Ball, 2002; Sobrado *et al.*, 2006), situaciones ideales de crecimiento se dan en condiciones de salinidad in-

tersticial entre el 5 y el 50 ‰. Sin embargo, algunas especies son capaces de resistir salinidad intersticial hasta los 90 ‰ por periodos de tiempo relativamente cortos (Ulloa-Delgado *et al.*, 1998).

Así, tal como se ha observado anteriormente, las variaciones de salinidad condicionan las especies observadas en un manglar y su zonación. En detalle, en el Caribe colombiano, *R. mangle* tiene un crecimiento óptimo en condiciones de salinidad intersticial cercana a aquella del agua de mar (35 ‰) mientras que, en otros lugares, *e.g.*, en Malasia, Tailandia y Australia (Ulloa-Delgado *et al.*, 1998), 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. Aunque se haya reportado *R. mangle* en sitios con salinidad intersticial entre el 17 y 72 ‰, *e.g.*, en Puerto Rico, Culebra e Isla Mona, en esos casos el número de árboles muertos fue mayor que el de aquellos vivos cuando la salinidad excedió el 65 ‰ (Cintron *et al.*, 1978; Clough, 1992). Por su parte, Soto y Jiménez (1982) en un estudio realizado en Puerto Soley (Puerto Rico), reportaron *R. mangle* creciendo en suelos con salinidades intersticiales medias de 5,75 ‰ aunque, en algunas épocas del año, se alcanzaban valores de hasta el 78 ‰. Por su parte, García-Hansen y Gaviria-Chiquazuque (2016) establecieron que la especie *R. mangle* es la dominante en los bosques de manglar de la Isla de San Andrés (Colombia) ya que la mayor parte de dichos bosques reciben aportes constantes de aguas dulces (desde drenajes o por acción de las lluvias), manteniéndolos así inundados de manera casi constante y, por ende, con salinidades cercanas a 0 ‰.

A. germinans puede tolerar salinidades intersticiales entre el 60 y 65 ‰ (Mira *et al.*, 2019) aunque es capaz de resistir salinidad intersticial hasta el 90 ‰ por periodos de tiempo relativamente cortos y, cuando esos valores se superan, se dan bosques menos densos y con alta mortalidad de individuos (Ulloa-Delgado

et al., 1998). Soto y Jiménez (1982) reportaron *A. germinans* en suelos con salinidades intersticiales de hasta 155 ‰, aunque con un promedio anual de 100,5 ‰. Por su parte, Sánchez *et al.* (2019), reportaron en el bosque de manglar de Puerto Colombia, salinidades intersticiales de 75,8 ‰ y la presencia exclusiva de *A. germinans*.

Finalmente, *Laguncularia racemosa* y *Conocarpus erectus* toleran salinidades similares a aquellas observadas por *R. mangle* (≈ 35 ‰) pero requieren un dosel más abierto, que permita una mayor disponibilidad de luz, así como un sustrato consolidado. En la gran mayoría de los casos están acompañadas por especies típicas del bosque seco tropical y a menudo se observan en zonas perturbadas por actuaciones antrópicas (Mira *et al.*, 2019; Orjuela-Rojas *et al.*, 2011).

Estudios llevados a cabo en el Caribe colombiano en la Ciénaga de Mallorquín sobre el aumento de la salinidad intersticial (hasta valores de 35 ‰) y procesos erosivos, evidencian una disminución de las especies *R. mangle* y *A. germinans* que posteriormente fueron sustituidas por *A. germinans* de baja estatura y algunos individuos de *L. racemosa* (Instituto de investigaciones marinas y costeras (INVEMAR), 2005). En el bosque de Manglar de Puerto Colombia (Sánchez *et al.*, 2019), en condiciones de suelos con valores de salinidad del 76 ‰, la especie *A. germinans* se aventajó sobre *R. mangle*. Cierta mortalidad de manglares a causa de la hipersalinidad se reportó por Cardona y Botero (1998) en las últimas décadas en la Ciénaga Grande de Santa Marta, en la parte noroeste 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 el 52 y 100 ‰. Tendencias parecidas, es decir elevada mortalidad de *R. mangle* y considerable reducción y el degrado vegetativo de *A. germinans* en condiciones elevadas de salinidad (Francis *et al.*, 2000), se han también observado en la costa pacífica de Costa Rica (Soto *et al.*, 1987) y en México, en la

Península de Yucatán (Rico-Gray *et al.*, 1996) y la Laguna de la Mancha en Veracruz (Yáñez-Espinosa *et al.*, 2009). Efectos de un aumento de la salinidad con respecto a las condiciones ideales de zonación del manglar se presentan en la figura 3 a y b.

Por otro lado, condiciones de salinidad elevadas juegan un relevante papel ecológico en cuanto evitan la invasión de plantas terrestres y así resguardan el manglar de la acción de fitotoxinas y otras armas químicas competidoras (von Prahl, 1990). Tal como

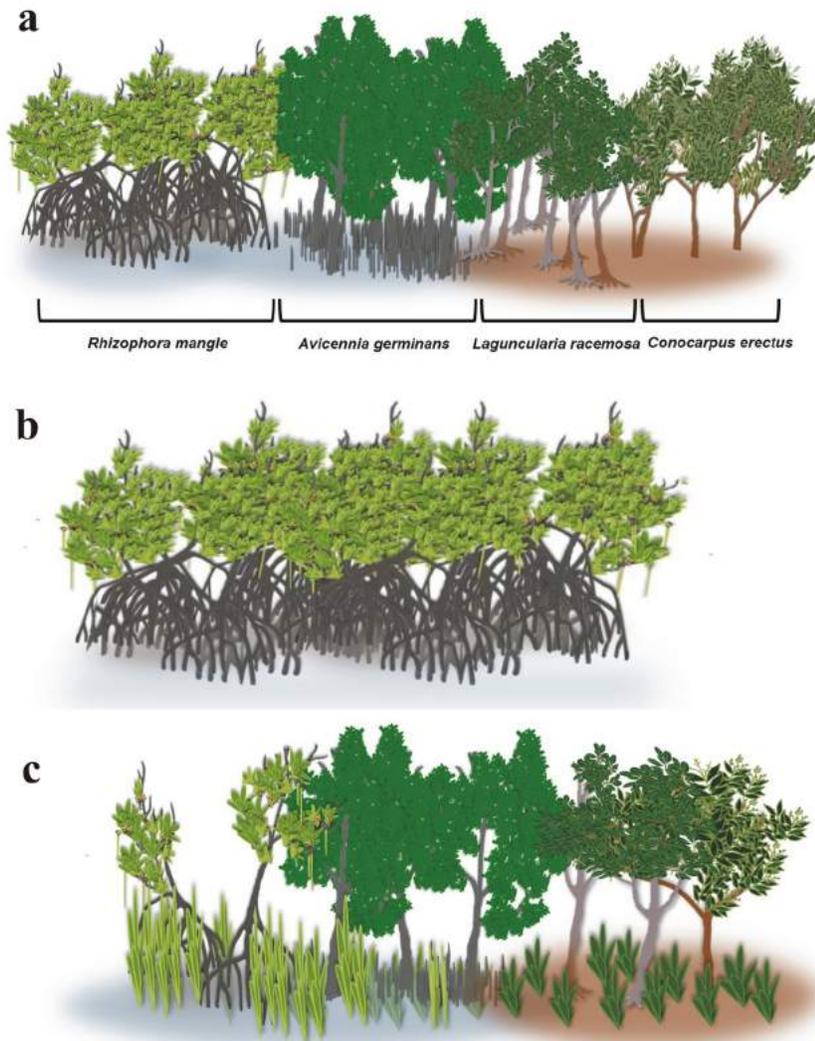


Figura 3. Características y distribución de las especies de manglar en condiciones ideales de salinidad (≈ 35 ‰) en América del Sur (a); Manglar con salinidad cercana a 0 (b), se observa un bosque monoespecie de *R. mangle*; Manglar con salinidad igual a 0 (c), se observa la invasión y crecimiento de plantas adaptadas a condiciones no salinas (e.g., *Typha domingensis*).

Figure 3. Characteristics and distribution of mangroves' species under normal salinity conditions (≈ 35 ‰) in South America (a); Mangrove forest with salinity values close to 0 (b), a monospecies of *R. mangle* forest is observed; Mangrove forest with salinity values equal to 0 (c), invasion and growth of plants adapted to non-saline conditions (e.g. *Typha domingensis*) is observed.

observado por Moor *et al.* (2002), en la Ciénaga del Totumo (Caribe colombiano) a partir del año 2000, la pérdida del aporte de agua de mar debido al cierre en la bocana de las esclusas que conectan la ciénaga con el mar Caribe, transformó el ecosistema original en uno dominado por plantas de agua dulce como *Typha domingensis* y *Eichhornia crassipes*, quedando

solo relictos de manglar en aquellas zonas donde aún existe una entrada de agua proveniente del mar Caribe (Villate Daza *et al.*, 2020). La presencia de plantas de agua dulce con una mayor tasa de crecimiento y dispersión que las especies de manglar termina, con el tiempo, desplazando y evitando la regeneración natural del manglar (figura 3 c).

3. Impactos antrópicos

Entre los principales impactos antrópicos que afectan a los bosques de manglar destacan la deforestación, contaminación por vertidos de las camaronearas y aguas servidas de las ciudades, las alteraciones hidrológicas, el derrame de sustancias químicas y la presencia de residuos sólidos (Barbier, 2016; Giri *et al.*, 2011; Thomas *et al.*, 2017).

La deforestación es debida tanto a la tala de árboles como al cambio de uso del suelo, es decir a una transformación de las condiciones naturales originales para llevar a cabo actividades acuícolas, agrícolas y/o ganaderas o la ocupación por usos urbanos/turísticos.

En cuanto a la tala de madera, los mangles constituyen una rica fuente de productos madereros que generalmente son aprovechados por las poblaciones locales (Calderón *et al.*, 2009) y esto es, sin duda, un factor que ocasiona la pérdida de manglar (Romeo Salgado, 2014) (figura 4). La madera es utilizada esencialmente para la fabricación de muebles, como combustible para cocinar y fuente de energía, además de la fabricación de diversos productos derivados como aceite de cocina, edulcorantes, ceras, entre otros. Sin embargo, la tala para estos fines es, en raras ocasiones, la principal causa de la pérdida total de estos ecosistemas (Calderón *et al.*, 2009). La tala indiscriminada puede afectar todas las especies del manglar o ser selectiva cuando, por ejemplo, la madera se utilizará para algún uso específico. Por ejemplo, en la parte norte del Caribe colombiano (figura 4 a), la tala

afecta sobre todo árboles de *Laguncularia racemosa* (figura 4 b) ya que, por presentar troncos rectos y de poco grosor, son utilizados para la construcción de cabañas para dar sombra a los turistas que visitan las playas locales (Villate Daza *et al.*, 2020).

En general, las grandes pérdidas de bosques de manglar por actuaciones antrópicas están relacionadas principalmente con el cambio de uso del suelo debido a la expansión urbana y turística o la expansión de la frontera agropecuaria relacionada con acuicultura, agricultura y silvicultura (Richards *et al.*, 2016; Tovilla Hernández *et al.*, 2004; Walters *et al.*, 2008). Los efectos de la deforestación sobre la estructura y composición de los bosque de manglar son variados ya que ésta no solamente conlleva a una disminución de la cobertura del manglar, sino que produce alteraciones en la diversidad, estructura y productividad del bosque favoreciendo el desarrollo de árboles de baja altura y diámetro delgado (Blanco *et al.*, 2012; Richards *et al.*, 2016; Tovilla Hernández *et al.*, 2004).

Los bosques de manglar de América del Sur presentan las tasas más bajas de deforestación comparadas con Asia, África, América del Norte y Central. Sin embargo, existe una amplia variabilidad en América del Sur, con una tasa anual de deforestación promedio entre el 0,18 % y el 0,69 % (Blanco *et al.*, 2012). Por su parte, Colombia, con una tasa anual de deforestación entre 0,6 y 1,1 %, excede los valores me-

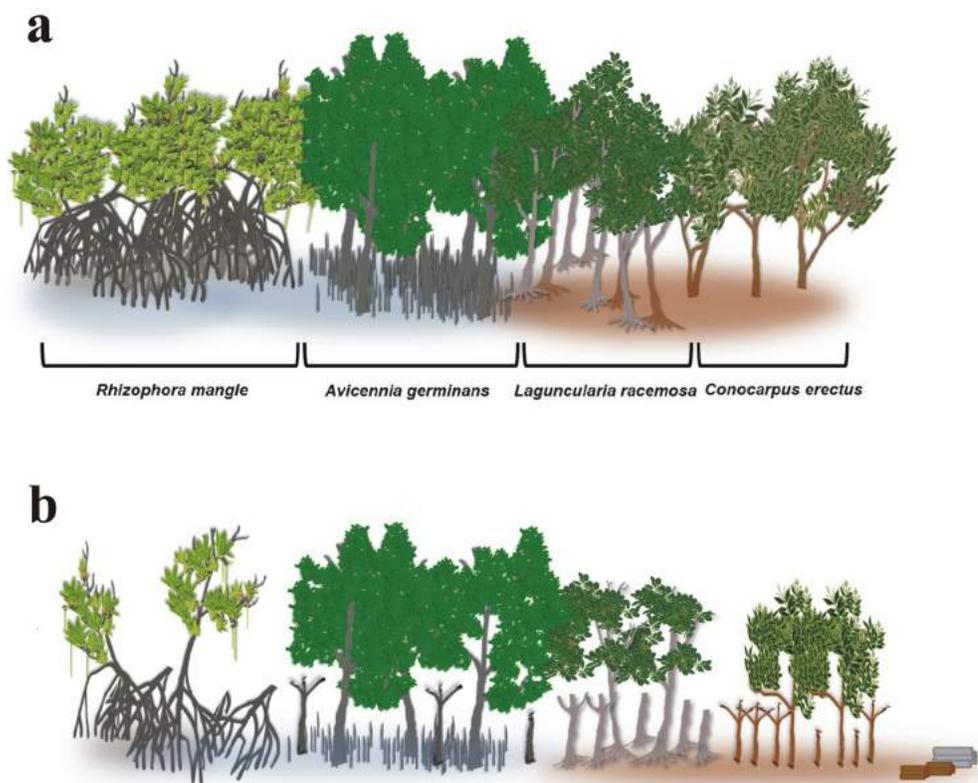


Figura 4. Características y distribución de las especies de manglar en condiciones ideales en América del Sur (a); Efectos de la tala ilegal de troncos de *L. racemosa* (b), son aquellos que mayoritariamente son usados por las comunidades locales para la construcción de cabañas para los turistas en las playas locales.

Figure 4. Characteristics and distribution of mangroves' species under normal conditions in South America (a); Effects of the illegal logging of different species that make up the mangrove forest being usually *L. racemosa* the most affected specie since its wood is used by local communities for the construction of cabins for tourists on local beaches.

dios reportados para América del Sur, (Valero *et al.*, 2011). Según el INCODER (Instituto colombiano de desarrollo rural, 2011) dichos datos de deforestación están asociados principalmente a la implementación de estanques para acuicultura y a la expansión urbana en áreas turísticas.

En cuanto a los procesos de deforestación registrados en los bosques de la parte norte del litoral del Caribe colombiano, Villate *et al.* (2020), observaron como la deforestación registrada entre 2013 y 2018 en la parte sur de la ciénaga de Mallorquín fue debida a la progresiva expansión urbana. Por su

parte INCODER (2011), atribuyó los procesos de deforestación observados en la ciénaga del Totumo principalmente a la expansión de la frontera agrícola (3.049,85 ha), la actividad ganadera (5.209,43 ha) y la acuicultura (155,82 ha). En el caso de la ciénaga de La Virgen se perdieron aproximadamente 30 ha en el periodo 2013-2018, debido a 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 ranchos por las comunidades que habitan alrededor de la ciénaga que en su mayoría

son desplazados por la violencia (Villate Daza *et al.*, 2020).

En otros países de América del Sur, como en Brasil, en la parte noreste de su territorio, principalmente en los estados de Rio Grande do Norte y Ceará, la cría de camarón (*Litopenaeus vannamei*) conllevó a una pérdida de bosques de manglar ya que al menos el 15 % de los estanques se construyeron sobre bosques de manglar, además de presentarse posteriores pérdidas de superficie de manglar debido a la apertura de canales, cambios en la dinámica hidrológica y la alteración de los procesos de sedimentación/erosión (Ferreira *et al.*, 2016). Por otro lado, en el sudeste de Brasil, la pérdida de manglar fue debida al desarrollo costero, la urbanización y la contaminación, estando ésta última relacionada principalmente con la inadecuada eliminación de los desechos sólidos y los derrames de petróleo (Ferreira *et al.*, 2016). Por su parte, en 1969, Ecuador contaba con aproximadamente 206.009 ha de manglar y, en 2015, dicha cobertura se estimó en 161.820 ha, estando la pérdida de manglar esencialmente relacionada con la construcción de piscinas camaroneras (Montalván, 2019). Las camaroneras, además de haber determinado la tala del manglar, dan lugar a procesos de contaminación debido a las descargas de los efluentes que presentan alto contenido de nutrientes, detritos, microorganismos patógenos, sustancias químicas y antibióticos que afectan tanto de manera directa como indirecta

al bosque de manglar (Pernía *et al.*, 2019). En Perú, la principal causa de pérdida de manglar es la deforestación para la construcción de pozas para el cultivo de langostinos (camarones), como fue observado en Tumbes donde hubo una reducción del 22 % del área de manglar entre 1982 y 1992 (pasando de 5.964 a 4.541 ha) hasta que en 1993 fue declarada Santuario Nacional Los Manglares de Tumbes (Luna, 2016). Por su parte Latchinian *et al.* (2017), establecieron que la principal causa de pérdida de manglar en el Parque Nacional Morrocoy (Venezuela) está relacionada con la expansión urbana y la mala disposición de aguas residuales y desechos sólidos.

En países de otros continentes, *e.g.*, China, la deforestación del manglar fue debida a su conversión en uso agrícola, específicamente al cultivo del arroz. Dicho proceso se observó sobretodo en la década de los '70 cuando se registró un aumento exponencial de la población: en la provincia de Hainan se deforestaron más de 4000 ha de manglar, mientras que la provincia de Guangxi pasó de tener 10.000 ha de manglar en la década de los '50 a solo 4.667 ha a principio de 1980 (Jia *et al.*, 2014). En 1980, en Indonesia, los manglares ocupaban una superficie total de 4.133.000 ha, pasando a tener 3.220.000 ha en 2012, es decir que registraron una pérdida del 22 %. La construcción de estanques para acuicultura, esencialmente para la cría de camarón, resultó ser la actividad más extendida y perjudicial para los manglares (Ilman *et al.*, 2016).

4. Consideraciones finales

Los manglares son considerados como uno de los ecosistemas estratégicos para la adaptación al cambio o variabilidad climática ya que constituyen verdaderas barreras naturales frente a fenómenos atmosféricos y marinos tales como tormentas tropicales, huracanes, marejadas ciclónicas y mar de leva, entre otros. Así, la capacidad de los bosques de manglar de mi-

tigar los impactos de dichos eventos sobre el litoral y, por ende, sobre las poblaciones costeras, convierte su conservación en una prioridad fundamental a tener en cuenta en los programas de gestión costera en América del Sur. Estos programas deben prever la protección del litoral mediante soluciones de ingeniería verde (o blanda) basadas en la naturaleza.

Según esta filosofía, el bosque de manglar, junto con otros ecosistemas tales como los arrecifes de coral, los pastos marinos y las dunas costeras, juega un papel fundamental en la protección de la zona costera, cada vez más compleja de llevar a cabo debido al aumento de fenómenos extremos y a la subida del nivel del mar relacionada con el cambio o variabilidad climática.

Sin embargo, actualmente, los ecosistemas de manglar de América del Sur y, en especial de Colombia, registran grandes pérdidas de su cobertura debido a una fuerte presión antrópica asociada principalmente al desarrollo urbano y al vertido de sustancias contaminantes. Si el ritmo actual de pérdida de manglar no disminuye, se estima que estos ecosistemas perderán su funcionalidad y, con ello, sus servicios ecosistémicos asociados, en menos de 100 años, generando un gran impacto ambiental, social y económico en las comunidades costeras. Por tanto es necesario que las autoridades ambientales de los países costeros adopten adecuadas medidas de protección de este ecosistema tan valioso, contemplando además campañas de

educación entre los habitantes aledaños a los bosques de manglar para que éstos cambien su percepción sobre dicho ecosistema y lo vean como un aliado a la hora de hacer frente a los desafíos a los que se tendrán que enfrentar en los años venideros.

Finalmente cabe destacar que el presente estudio aporta informaciones básicas útiles para la correcta gestión de los bosques de manglar de América del Sur en cuanto recopila los principales impactos naturales y antrópicos que dichos ecosistemas pueden sufrir, proporcionando además informaciones detalladas sobre cómo específicos procesos naturales o actuaciones antrópicas afectan una especie u otra y, por ende, poder establecer prioridades y acertadas modalidades de intervención para asegurar la conservación del ecosistema.

5. Agradecimientos

Los autores agradecen a la Universidad Simón Bolívar (Barranquilla, Colombia) y a la Dirección General Marítima. Este trabajo constituye una contribución al Grupo PAI RNM-328 (Junta de Andalucía,

España), la RED PROPLAYAS y el Centro de Investigación e Innovación en Ciencias Marinas y Limnológicas del Caribe colombiano (Barranquilla, Colombia).

6. Referencias

- Agudelo, C. M., Bolívar, J., Polanía, J., Urrego, L. E., Yepes, A., & Sierra, A. (2015). Estructura y composición florística de los manglares de la bahía de Cispatá, Caribe colombiano. *Revista de Biología Tropical*, 63(4): 1137–1147. doi: 10.15517/rbt.v63i4.17076
- Ahmed, N., & Glaser, M. (2016). Coastal aquaculture, mangrove deforestation and blue carbon emissions: Is REDD+ a solution? *Marine Policy*, 66(2016): 58–66. doi: 10.1016/j.marpol.2016.01.011
- Álvarez-León, R. (2003). Los manglares de Colombia y la recuperación de sus áreas degradadas: revisión bibliográfica y nuevas experiencias. *Madera y Bosques*, 9(1): 3–25. Retrieved from <http://redalyc.uaemex.mx/pdf/617/61790101.pdf>
- Anfuso, G., Martínez-del-Pozo, J. Á., & Rangel-Buitrago, N. (2013). Morphological cells in the Ragusa littoral (Sicily, Italy). *Journal of Coastal Conservation*, 17(3): 369–377. doi: 10.1007/s11852-013-0233-8
- Anfuso, G., Rangel-Buitrago, N., Cortés-Useche, C., Iglesias Castillo, B., & Gracia, F. J. (2016). Characterization of storm events along the Gulf of Cadiz (eastern central Atlantic Ocean). *International Journal of Climatology*, 36: 3690–3707. doi: 10.1002/joc.4585
- Anfuso, Giorgio, Loureiro, C., Taaouati, M., Smyth, T. A. G., & Jackson, D. W. T. (2020). Spatial variability of beach impact from post-tropical cyclone Katia (2011) on Northern Ireland's North Coast. *Water*, 12(1380): 1–17. doi: 10.3390/w12051380
- Anthony, E. J. (1997). The status of beaches and shoreline development options on the French Riviera: A perspective and a prognosis. *Journal of Coastal Conservation*, 3: 169–178. doi: 10.1007/BF02905242
- Antony, E., & Sabatier, F. (2013). Coastal stabilization practice in France. In E. Pranzini & A. T. Williams (Eds.), *coastal erosion and protection in Europe* (p. 457). London: Routledge.
- Ball, M. C. (2002). Interactive effects of salinity and irradiance on growth: Implications for mangrove forest structure along salinity gradients. *Trees - Structure and Function*, 16: 126–139. doi: 10.1007/s00468-002-0169-3
- Ball, M. C., & Farquhar, G. D. (1984). Photosynthetic and stomatal responses of the grey mangrove, *Avicennia marina*, to transient salinity conditions. *Plant Physiology*, 74(1): 7–11. doi: 10.1104/pp.74.1.7
- Barbier, E. B. (2016). The protective service of mangrove ecosystems: A review of valuation methods. *Marine Pollution Bulletin*, 109(2): 676–681. doi: 10.1016/j.marpolbul.2016.01.033
- Berger, U., Rivera-Monroy, V. H., Doyle, T. W., Dahdouh-Guebas, F., Duke, N. C., Fontalvo-Herazo, M. L., Hildenbrandt, H., Koedam, N., Mehlig, U., Piou, C., & Twilley, R. R. (2008). Advances and limitations of individual-based models to analyze and predict dynamics of mangrove forests: A review. *Aquatic Botany*, 89(2): 260–274. doi: 10.1016/j.aquabot.2007.12.015
- Besset, M., Gratiot, N., Anthony, E. J., Bouchette, F., Goichot, M., & Marchesiello, P. (2019). Mangroves and shoreline erosion in the Mekong River delta, Viet Nam. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 226: 106263. doi: 10.1016/j.ecss.2019.106263
- Biswas, S. R., Biswas, P. L., Limon, S. H., Yan, E. R., Xu, M. S., & Khan, M. S. I. (2018). Plant invasion in mangrove forests worldwide. *Forest Ecology and Management*, 429: 480–492. doi: 10.1016/j.foreco.2018.07.046
- Blanco, J. F., Estrada, E. A., Ortiz, L. F., & Urrego, L. E. (2012). Ecosystem-wide impacts of deforestation in mangroves: The Urabá Gulf (Colombian Caribbean) Case Study. *ISRN Ecology*, 2012, 1–14. doi: 10.5402/2012/958709
- Bolívar-anillo, H. J., Visbal, A. Z., Serrano, M. C., Moreno, H. S., Andrés, D., Daza, V., Chacón, S., & Anfuso, G. (2020). A preliminary review on the importance of Colombian mangroves as a source of endophytic microorganisms relevant in pharmaceutical industry. *Journal of Acupuncture & Traditional Medicine*, 3: 1–4.
- Bray, M. J., Carter, D. J., & Hooke, J. M. (1995). Littoral cell definition and budgets for central southern England. *Journal of Coastal Research*, 11(2): 381–400.
- Brown, A. C., & McLachlan, A. (2002). Sandy shore ecosystems and the threats facing them: Some predictions for the year 2025. *Environmental Conservation*, 29(1): 62–77. doi: 10.1017/S037689290200005X
- Calderón, C., Aburto, O., & Ezcurra, E. (2009). El valor de los manglares. *Biodiversitas*, 82: 1–16.
- Carbal Herrera, A., Muñoz Carbal, J., & Solar Cumpido, 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, Ciencia y Libertad*, 10(1): 125–146. doi: 10.18041/2382-3240/saber.2015v10n1.918
- Cardona, P., & Botero, L. (1998). Soil characteristics and vegetation structure in a heavily deteriorated mangrove forest in the Caribbean Coast of Colombia. *Biotropica*, 30: 24–34. doi: 10.1111/j.1744-7429.1998.tb00366.x
- Carrillo-Bastos, A., Elizalde-Rendón, Erika Marcela Torrescano Valle, N., & Flores Ortiz, G. (2008). Adaptación ante disturbios naturales, manglar de Puerto Morelos, Quintana Roo, México. *Foresta Veracruzana*, 10(1): 31–38.
- Carter, R. W. G. (1988). Coastal Environments: an Introduction to the Physical, Ecological and Cultural Systems of Coastlines. London: Academic Press.
- Castañeda-Moya, E., Twilley, R. R., Rivera-Monroy, V. H., Zhang, K., Davis, S. E., & Ross, M. (2010). Sediment and nutrient deposition associated with hurricane wilma in mangroves of the Florida coastal everglades. *Estuaries and Coasts*, 33: 45–58. doi: 10.1007/s12237-009-9242-0
- Castro, R. A., Quecine, M. C., Lacava, P. T., Batista, B. D., Luvizotto, D. M., Marcon, J., Ferreira, A., Melo, I. S., & Azevedo, J. L. (2014). Isolation and enzyme bioprospection of endophytic bacteria associated with plants of Brazilian mangrove ecosystem. Springer-Plus, 3, 382. doi: 10.1186/2193-1801-3-382
- Chen, R., & Twilley, R. (1999). A simulation model of organic matter and nutrient accumulation in mangrove wetland soils. *Biogeochemistry*, 44: 93–118. doi: 10.1071/mf97220
- Chen, R., & Twilley, R. R. (1998). A gap dynamic model of mangrove forest development along gradients of soil salinity and nutrient resources. *Journal of Ecology*, 86(1): 37–51. doi: 10.1046/j.1365-2745.1998.00233.x
- Cintrón, G., Lugo, A. E., Pool, D. J., & Morris, G. (1978). Mangroves of Arid Environments in Puerto Rico and Adjacent Islands. *Biotropica*, 10(2): 110–121. doi: 10.2307/2388013
- Clough, B. F. (1992). Primary productivity and growth of mangrove forests. In A. Robertson & D. Alongi (Eds.), *Coastal and Estuarine Studies*, 41: 226–249. doi: 10.1029/ce041p0225
- Corporación Autónoma Regional del Atlántico. (2007). Documentación del estado de las cuencas hidrográficas en el departamento del Atlántico. Barranquilla.
- Datta, D., Chattopadhyay, R. N., & Guha, P. (2012). Community based mangrove management: A review on status and sustainability. *Journal of Environmental Management*, 107(2012): 84–95. doi: 10.1016/j.jenvman.2012.04.013
- Dolan, R., & Davis, R. (1992). An intensity scale for Atlantic Coast northeast storms. *Journal of Coastal Research*, 8(4): 840–853.
- Duke, N. C., Ball, M. C., & Ellison, J. C. (1998). Factors influencing biodiversity and distributional gradients in mangroves. *Global Ecology and Biogeography Letters*, 7(1): 27–47. doi: 10.2307/2997695
- Ellison, J. (2018). Effects of climate change on mangrove relevant to the Pacific Islands. *Science Review*, 99–111. Retrieved from <https://reliefweb.int/sites/reliefweb.int/files/resources/12-1.5-degree-temperature-rise.pdf>
- FAO. (2007). The world's mangroves 1980-2005 (Vol. 153). Rome. doi: 978-92-5-105856-5
- Ferreira, A. C., & Lacerda, L. D. (2016). Degradation and conservation of Brazilian mangroves, status and perspectives. *Ocean and Coastal Management*, 125: 38–46. doi: 10.1016/j.ocecoaman.2016.03.011
- Francis, J., & Lowe, C. (2000). Bioecología de Árboles Nativos y Exóticos de Puerto Rico y las Indias Occidentales. Puerto Rico: United States Department of Agriculture-Forest Service-International Institute of Tropical Forestry.
- Friesen, S. D., Dunn, C., & Freeman, C. (2018). Decomposition as a regulator of carbon accretion in mangroves: a review. *Ecological Engineering*, 114: 173–178. doi: 10.1016/j.ecoleng.2017.06.069
- Friess, D. A., Rogers, K., Lovelock, C. E., Krauss, K. W., Hamilton, S. E., Lee, S. Y., Lucas, R., Primavera, J., Rajkaran, A., & Shi, S. (2019). The state of the world's mangrove forests: Past, present, and future. *Annual Review of Environment and Resources*, 44(1): 89–115. doi: 10.1146/annurev-environ-101718-033302
- García-Hansen, I., & Gaviria-Chiquazuque, J. (1998). Estructura, extensión y distribución de los manglares de la isla de San Andrés, Caribe Colombiano. XI Seminario Ciencias y Tecnologías Del Mar.
- Gill, A. M., & Tomlinson, P. B. (1977). Studies on the Growth of Red Mangrove (*Rhizophora mangle* L.) 3.

- Phenology of the shoot. *Biotropica*, 9(3): 145–155. doi: 10.2307/2989815
- Giri, C., Ochieng, E., Tieszen, L. L., Zhu, Z., Singh, A., Loveland, T., Masek, J., & Duke, N. (2011). Status and distribution of mangrove forests of the world using earth observation satellite data. *Global Ecology and Biogeography*, 20(1): 154–159. doi: 10.1111/j.1466-8238.2010.00584.x
- Goldenberg, S. B., Landsea, C. W., Mestas-Núñez, A. M., & Gray, W. M. (2001). The recent increase in Atlantic hurricane activity: Causes and implications. *Science*, 293(5529): 474–479. doi: 10.1126/science.1060040
- 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(6): 729–738. doi: 10.1111/geb.12449
- Hutchison, J., Spalding, M., & zu Ermgassen, P. (2014). The role of mangroves in fisheries enhancement. Cambridge: The Nature Conservancy and Wetlands International.
- Ilman, M., Dargusch, P., Dart, P., & Onrizal. (2016). A historical analysis of the drivers of loss and degradation of Indonesia's mangroves. *Land Use Policy*, 54: 448–459. doi: 10.1016/j.landusepol.2016.03.010
- Instituto colombiano de desarrollo rural. (2011). Plan de manejo y ordenación pesquera del humedal ciénaga del Totumo. Cartagena de Indias.
- Instituto de investigaciones marinas y costeras (INVE-MAR). (2005). Actualización y ajuste del diagnóstico y zonificación de los manglares de la zona costera del departamento del Atlántico, Caribe Colombiano. Santa Marta.
- Jia, M., Wang, Z., Li, L., Song, K., Ren, C., Liu, B., & Mao, D. (2014). Mapping China's mangroves based on an object-oriented classification of landsat imagery. *Wetlands*, 34: 277–283. doi: 10.1007/s13157-013-0449-2
- Kainuma, M., Baba, S., Oshiro, N., Kezuka, M., & Chan, H. T. (2013). Current Status of mangroves worldwide. *Global Environmental Research*, 17(2013): 147–154.
- Komar, P. (1998). *Beach Processes and Sedimentation* (2nd ed.). Prentice Hall.
- Komar, P., & Allan, J. (2008). Increasing hurricane-generated wave heights along the U.S. East coast and their climate controls. *Journal of Coastal Research*, 24(2): 479–488. doi: 10.2112/07-0894.1
- Kossin, J. P., Emanuel, K. A., & Vecchi, G. A. (2014). The poleward migration of the location of tropical cyclone maximum intensity. *Nature*, 509: 349–352. doi: 10.1038/nature13278
- Krauss, K. W., Doyle, T. W., Doyle, T. J., Swarzenski, C. M., From, A. S., Day, R. H., & Conner, W. H. (2009). Water level observations in mangrove swamps during two hurricanes in Florida. *Wetlands*, 29(1): 142–149. doi: 10.1672/07-232.1
- Krauss, K. W., & Osland, M. J. (2020). Tropical cyclones and the organization of mangrove forests: a review. *Annals of Botany*, 125: 213–234. doi: 10.1093/aob/mcz161
- Latchinian, A., Dopazo, C., Porras, J. A., Reid, J., & Piñango, A. (2017). Elaboración de un plan de gestión ambiental para el Parque Nacional Morrocoy, Venezuela. *Gestión y Ambiente*, 20(1): 22–37. doi: 10.15446/ga.v20n1.59318
- 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*. In A. Fernández (Ed.), *Comarcas vulnerables: Riesgos y desastres naturales en Centroamérica y el Caribe* (1st ed., pp. 11–44). Editorial CRIES.
- Lee, S. Y., Primavera, J. H., Dahdouh-Guebas, F., Mckee, K., Bosire, J. O., Cannicci, S., Diele, K., Fromard, F., Koedam, N., Marchand, C., Mendelssohn, I., Mukherjee, N., & Record, S. (2014). Ecological role and services of tropical mangrove ecosystems: A reassessment. *Global Ecology and Biogeography*, 23(7): 726–743. doi: 10.1111/geb.12155
- Lewis, R. R. (2005). Ecological engineering for successful management and restoration of mangrove forests. *Ecological Engineering*, 24(2005): 403–418. doi: 10.1016/j.ecoleng.2004.10.003
- López-Angarita, J., Roberts, C. M., Tilley, A., Hawkins, J. P., & 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. doi: 10.1016/j.foreco.2016.03.020
- Luna, D. (2016). El tesoro azul de los manglares de Tumbes, oportunidad de conservación. In *Conservación Gestión Integral de Mares y Costas* (Vol. 1, pp. 1–4). Tepoztlán: Instituto Mexicano de Sostenib-

- ilidad. Retrieved from <http://mexicosostenible.org.mx/files/ensayos/2016/GIMAC.pdf#page=25>
- Manno, G., Anfuso, G., Messina, E., Williams, A. T., Suffo, M., & Liguori, V. (2016). Decadal evolution of coastline armouring along the Mediterranean Andalusia littoral (South of Spain). *Ocean and Coastal Management*, 124: 84–99. doi: 10.1016/j.ocecoaman.2016.02.007
- McKee, K. L. (1993). Soil physicochemical patterns and mangrove species distribution-reciprocal effects? *The Journal of Ecology*, 81(3): 477. doi: 10.2307/2261526
- Ministerio del Ambiente y Desarrollo Sostenible de Colombia. (n.d.). Manglares. Retrieved from <http://www.minambiente.gov.co/index.php/component/content/article?id=412:plantilla-bosques-biodiversidad-y-servicios-ecosistemáticos-14>.
- Mira, J. D., Urrego, L. E., & Monsalve, K. (2019). Determinantes naturales y antrópicos de la distribución, estructura y composición florística de los manglares de la Reserva Natural Sanguaré, Colombia. *Revista de Biología Tropical*, 67: 810–824. doi: 10.15517/rbt.v67i4.30833
- Mizrachi, R., Pannier, F., & Pannier, R. (1980). Assessment of salt resistance mechanisms as determinant physico-ecological parameters of zonal distribution of mangrove species. I. effects of salinity stress on nitrogen metabolism balance and protein synthesis in the mangrove species *Rhizophora mangle* a. *Botanica Marina*, 23: 289–296.
- Molina, R., Anfuso, G., Manno, G., & Prieto, F. J. G. (2019). The Mediterranean coast of Andalusia (Spain): Medium-term evolution and impacts of coastal structures. *Sustainability* (Switzerland), 11: 3539. doi: 10.3390/su11133539
- Montalván, B. (2019). Análisis del sector camaronero y su incidencia en los bosques de manglar en Ecuador. Universidad de Guayaquil.
- Moor, R., van Maren, M., & van Laarhoven, C. (2002). A controlled stable tidal inlet at Cartagena de Indias, Colombia. *Terra et Aqua*, 88: 3–14.
- Nagelkerken, I., Blaber, S. J. M., Bouillon, S., Green, P., Haywood, M., Kirton, L. G., Meynecke, J. O., Pawlik, J., Penrose, H. M., Sasekumar, A., & Somerfield, P. J. (2008). The habitat function of mangroves for terrestrial and marine fauna: A review. *Aquatic Botany*, 89(2): 155–185. doi: 10.1016/j.aquabot.2007.12.007
- National Weather Service. (n.d.). Saffir-Simpson Hurricane Scale. Retrieved from <https://www.weather.gov/mfl/saffirsimpson>
- Orjuela-Rojas, A., Villamil, C., & Sanjuan-Muñoz, A. (2011). Cobertura y estructura de los bosques de mangle en la baja Guajira, Caribe Colombiano. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras*, 40(2): 381–399.
- Ortiz-Royero, J. C., Otero, L. J., Restrepo, J. C., Ruiz, J., & Cadena, M. (2013). Cold fronts in the Colombian Caribbean Sea and their relationship to extreme wave events. *Natural Hazards and Earth System Sciences*, 13, 2797–2804. doi: 10.5194/nhess-13-2797-2013
- Osland, M. J., Feher, L. C., López-Portillo, J., Day, R. H., Suman, D. O., Guzmán Menéndez, J. M., & Rivera-Monroy, V. H. (2018). Mangrove forests in a rapidly changing world: Global change impacts and conservation opportunities along the Gulf of Mexico coast. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 214, 120–140. doi: 10.1016/j.ecss.2018.09.006
- Pabón, J. D., & Montealegre, J. E. (2017). Los fenómenos de El Niño y de La Niña, su efecto climático e impactos socioeconómicos. Bogotá: Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales. Retrieved from [https://accefyn-dspace.metabiblioteca.org/jspui/bitstream/001/113/1/Fenomeno del niño y la niña WEB.pdf](https://accefyn-dspace.metabiblioteca.org/jspui/bitstream/001/113/1/Fenomeno%20del%20niño%20y%20la%20niña%20WEB.pdf)
- Parra, A. S., & Restrepo, J. D. (2014). El colapso ambiental en el río Patía, Colombia: variaciones morfológicas y alteraciones en los ecosistemas de. *Latin American Journal of Aquatic Research*, 42(1): 40–60. doi: 10.3856/vol42-issue1-fulltext-4
- Pérez-Ceballos, R., Zaldívar-Jiménez, A., Canales-Delgadillo, J., López-Adame, H., López-Portillo, J., & Merino-Ibarra, M. (2020). Determining hydrological flow paths to enhance restoration in impaired mangrove wetlands. *PLoS ONE*, 15(1), e0227665. doi: 10.1371/journal.pone.0227665
- Pernía, B., Mero, M., Cornejo, X., & Zambrano, J. (2019). Impactos de la contaminación sobre los manglares de Ecuador. Primer Congreso Manglares de América., 395–439. Retrieved from https://www.researchgate.net/publication/337424161_IMPACTOS_DE_LA_CONTAMINACION_SOBRE_LOS_MANGLARES_DE_ECUADOR

- Polidoro, B. A., Carpenter, K. E., Collins, L., Duke, N. C., Ellison, A. M., Ellison, J. C., Farnsworth, E. J., Fernando, E. S., Kathiresan, K., Koedam, N. E., Livingstone, S. R., Miyagi, T., Moore, G. E., Nam, V. N., Ong, J. E., Primavera, J. H., Salmo, S. G., Sanciangco, J. C., Sukardjo, S., ... Yong, J. W. H. (2010). The loss of species: Mangrove extinction risk and geographic areas of global concern. *PLoS ONE*, 5(4), e10095. doi: 10.1371/journal.pone.0010095
- Pranzini, Enzo, Wetzel, L., & Williams, A. T. (2015). Aspects of coastal erosion and protection in Europe. *Journal of Coastal Conservation*, 19, 445–459. doi: 10.1007/s11852-015-0399-3
- Prieto, R. (1993). Trayectoria de los ciclones tropicales 1984-993. UNAM.
- Queiroz, L. de S., Rossi, S., Calvet-Mir, L., Ruiz-Mallén, I., García-Betorz, S., Salvà-Prat, J., & Meireles, A. J. de A. (2017). Neglected ecosystem services: Highlighting the socio-cultural perception of mangroves in decision-making processes. *Ecosystem Services*, 26(2017), 137–145. doi: 10.1016/j.ecoser.2017.06.013
- Rangel-Buitrago, N. G., Anfuso, G., & Williams, A. T. (2015). Coastal erosion along the Caribbean Coast of Colombia: Magnitudes, causes and management. *Ocean and Coastal Management*, 114, 129–144. doi: 10.1016/j.ocecoaman.2015.06.024
- Riascos, J. M., Cantera, J. R., & Blanco-Libreros, J. F. (2018). Growth and mortality of mangrove seedlings in the wettest neotropical mangrove forests during ENSO: Implications for vulnerability to climate change. *Aquatic Botany*, 147: 34–42. doi: 10.1016/j.aquabot.2018.03.002
- Richards, D. R., & Friess, D. A. (2016). Rates and drivers of mangrove deforestation in Southeast Asia, 2000–2012. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 113: 344–349. doi: 10.1073/pnas.1510272113
- Rico-Gray, V., & Palacios-Rios, M. (1996). Leaf area variation in *Rhizophora mangle* L (Rhizophoraceae) along a latitudinal gradient in Mexico. *Global Ecology and Biogeography Letters*, 5(1): 30–35. doi: 10.2307/2997468
- Romero Salgado, N. (2014). Neoliberalismo e industria camaronera en Ecuador. Letras Verdes, *Revista Latinoamericana de Estudios Socioambientales*, 15: 55–78. doi: 10.17141/letrasverdes.15.2014.1257
- Rossi, S., & Soares, M. de O. (2017). Effects of El Niño on the coastal ecosystems and their related services. *Mercator*, 16(12), e16030. doi: 10.4215/rm2017.e16030
- Sánchez, H., Bolívar-Anillo, H. J., Villate-Daza, D., Escobar-Olaya, G., & Anfuso, G. (2019). Influencia de los impactos antrópicos sobre la evolución del bosque de manglar en Puerto Colombia (Mar Caribe colombiano). *Revista Latinoamericana de Recursos Naturales*, 15(1): 1–16.
- Sandilyan, S., & Kathiresan, K. (2015). Mangroves as bioshield: An undisputable fact. *Ocean and Coastal Management*, 103: 94–96. doi: 10.1016/j.ocecoaman.2014.11.011
- Serrano, L., Botero, L., Cardona, P., & Mancera-pineda, J. (1995). Estructura del manglar en el delta exterior del río Magdalena-Ciénaga Grande de Santa Marta, una zona tensionada por alteraciones del equilibrio hídrico. *Anales Del Instituto de Investigaciones Marinas de Punta Betín*, 24, 135–164.
- Simard, M., Fatoyinbo, L., Smetanka, C., Rivera-Monroy, V. H., Castañeda-Moya, E., Thomas, N., & Van der Stocken, T. (2019). Mangrove canopy height globally related to precipitation, temperature and cyclone frequency. *Nature Geoscience*, 12: 40–45. doi: 10.1038/s41561-018-0279-1
- Sippo, J. Z., Lovelock, C. E., Santos, I. R., Sanders, C. J., & Maher, D. T. (2018). Mangrove mortality in a changing climate: An overview. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 215(2018): 241–249. doi: 10.1016/j.ecss.2018.10.011
- Sobrado, M. A., & Ewe, S. M. L. (2006). Ecophysiological characteristics of *Avicennia germinans* and *Laguncularia racemosa* coexisting in a scrub mangrove forest at the Indian River Lagoon, Florida. *Trees - Structure and Function*, 20: 679–687. doi: 10.1007/s00468-006-0083-1
- Soto, R., & Corrales, L. (1987). Variaciones de algunas características foliares de *Avicennia germinans* (L.) L. (Avicenniaceae) en un gradiente climático y de salinidad. *Revista de Biología Tropical*, 35(2): 245–256.
- Soto, R., & Jiménez, J. (1982). Análisis fisonómico estructural del manglar de Puerto Soley, La Cruz, Guanacaste, Costa Rica. *Revista de Biología Tropical*, 30(2): 161–168.

- Taillie, P., Roman-Cuesta, R., Lagomasino, D., Cifuentes-Jara, M., Fatoyinbo, T., Ott, L., & Pulter, B. (2020). Widespread mangrove damage resulting from the 2017 Atlantic mega hurricane season. *Environmental Research Letters*, in press, 1–26.
- Thomas, N., Lucas, R., Bunting, P., Hardy, A., Rosenqvist, A., & Simard, M. (2017). Distribution and drivers of global mangrove forest change, 1996–2010. *PLoS ONE*, 12, 1–14. doi: 10.1371/journal.pone.0179302
- Tovilla Hernández, C., & Orihuela Belmonte, D. E. (2004). Impacto del huracán Rosa sobre los bosques de manglar de la costa norte de Nayarit, México. *Madera y Bosques*, 10(2): 63–75. doi: 10.21829/myb.2004.1031267
- Twilley, R. R., Gottfried, R., Rivera-Monroy, V. H., Zhang, W., Montañó Armijos, M., & Boderó, A. (1998). An approach and preliminary model of integrating ecological and economic constraints of environmental quality in the Guayas River estuary, Ecuador. *Environmental Science and Policy*, 1(4): 271–288. doi: 10.1016/S1462-9011(98)00012-4
- Twilley, R., & Rivera-Monroy, V. (2005). Developing performance measures of mangrove wetlands using simulation models of hydrology, nutrient biogeochemistry, and community dynamics. *Journal of Coastal Research*, 40: 79–93.
- Ulloa-Delgado, G., Sanchez-Paez, H., Gil-Torres, W., Pino-Rengifo, J., Rodríguez-Cruz, H., & Álvarez-León, R. (1998). Conservación y uso sostenible de los manglares del Caribe colombiano. In H. Sanchez-Paez, G. Ulloa-Delgado, & R. Álvarez-León (Eds.), Ministerio de Medio Ambiente y Autores. Bogotá.
- Valero, N. O., Barraza, B., & Medina, A. M. (2011). Un escenario para el uso de microorganismos del manglar como inoculantes microbianos en Colombia. *Biociencias*, 6(1): 97–103.
- Villate Daza, D. A., Sánchez Moreno, H., Portz, L., Portantíolo Manzolli, R., Bolívar-Anillo, H. J., & Anfuso, G. (2020). Mangrove forests evolution and threats in the Caribbean Sea of Colombia. *Water*, 12(4): 1113. doi: 10.3390/w12041113
- von Prahll, H. (1990). Manglar. Bogotá: Villegas Editores.
- Walcker, R., Laplanche, C., Herteman, M., Lambs, L., & Fromard, F. (2019). Damages caused by hurricane Irma in the human-degraded mangroves of Saint Martin (Caribbean). *Scientific Reports*, 9, 18971. doi: 10.1038/s41598-019-55393-3
- Walters, B. B., Rönnbäck, P., Kovacs, J. M., Crona, B., Hussain, S. A., Badola, R., Primavera, J. H., Barber, E., & Dahdouh-Guebas, F. (2008). Ethnobiology, socio-economics and management of mangrove forests: A review. *Aquatic Botany*, 89(2): 220–236. doi: 10.1016/j.aquabot.2008.02.009
- Wang, W., Yan, Z., You, S., Zhang, Y., Chen, L., & Lin, G. (2011). Mangroves: Obligate or facultative halophytes? A review. *Trees - Structure and Function*, 25: 953–963. doi: 10.1007/s00468-011-0570-x
- Ward, R. D., Friess, D. A., Day, R. H., & Mackenzie, R. A. (2016). Impacts of climate change on mangrove ecosystems: a region by region overview. *Ecosystem Health and Sustainability*, 2(4): e01211. doi: 10.1002/ehs2.1211
- Winterwerp, J. C., Borst, W. G., & de Vries, M. B. (2005). Pilot study on the erosion and rehabilitation of a mangrove mud coast. *Journal of Coastal Research*, 21(2): 223–230. doi: 10.2112/03-832a.1
- Wu, J., Xiao, Q., Xu, J., Li, M. Y., Pan, J. Y., & Yang, M. H. (2008). Natural products from true mangrove flora: Source, chemistry and bioactivities. *Natural Product Reports*, 25(5): 955–981. doi: 10.1039/b807365a
- Xiao, H., Su, F., Fu, D., Wang, Q., & Huang, C. (2020). Coastal mangrove response to marine erosion: Evaluating the impacts of spatial distribution and vegetation growth in Bangkok Bay from 1987 to 2017. *Remote Sensing*, 12(220): 1–16. doi: 10.3390/rs12020220
- Xu, J. (2015). Bioactive natural products derived from mangrove-associated microbes. *RSC Advances*, 5(2): 841–892. doi: 10.1039/c4ra11756e
- Yáñez-Espinosa, L., Angeles, G., López-Portillo, J., & Barrales, S. (2009). Variación anatómica de la madera de *Avicennia germinans* en la Laguna de la Mancha. *Boletín de La Sociedad Botánica de México*, 85: 7–15.
- Zhang, K., Liu, H., Li, Y., Xu, H., Shen, J., Rhome, J., & Smith, T. J. (2012). The role of mangroves in attenuating storm surges. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 102: 11–23. doi: 10.1016/j.ecss.2012.02.021