



La bocana

Tesis doctoral:

**Evaluación del almacenamiento de Carbono como servicio ecosistémico en
bosques de manglar de la Costa Pacífica Colombiana**

Tesis de doctorado presentada por:
Martha Lucia Palacios Peñaranda

Director:
Jaime Ricardo Cantera Kintz, Ph.D.

Universidad del Valle

Programa de Doctorado en Ciencias del Mar

Santiago de Cali, Colombia
2017



**EVALUACIÓN DEL ALMACENAMIENTO DE CARBONO COMO SERVICIO
ECOSISTÉMICO EN BOSQUES DE MANGLAR DE LA COSTA PACÍFICA
COLOMBIANA**

MARTHA LUCIA PALACIOS PEÑARANDA



**UNIVERSIDAD DEL VALLE
FACULTAD DE CIENCIAS NATURALES Y EXACTAS
DOCTORADO INTERINSTITUCIONAL EN CIENCIAS DEL MAR**

Santiago de Cali

Diciembre 2017

EVALUACIÓN DEL ALMACENAMIENTO DE CARBONO COMO SERVICIO
ECOSISTÉMICO EN BOSQUES DE MANGLAR DE LA COSTA PACÍFICA
COLOMBIANA

MARTHA LUCIA PALACIOS PEÑARANDA

Tesis para optar por el título de doctor en Ciencias del Mar

DOCTOR JAIME R. CANTERA KINTZ

DIRECTOR DE TESIS

UNIVERSIDAD DEL VALLE

FACULTAD DE CIENCIAS NATURALES Y EXACTAS

DOCTORADO INTERINSTITUCIONAL EN CIENCIAS DEL MAR

Santiago de Cali

2017

PÁGINA DE ACEPTACIÓN

ALMACENAMIENTO DE CARBONO COMO SERVICIO ECOSISTÉMICO EN BOSQUES DE MANGLAR DE LA COSTA PACÍFICA COLOMBIANA

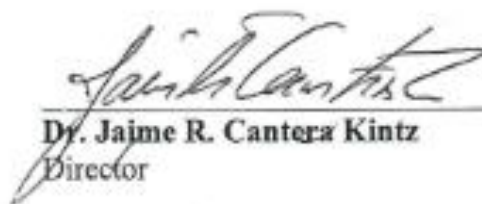
Trabajo presentado por Martha Lucia Palacios Peñaranda, para optar el título de Doctora en Ciencias del Mar, por la Universidad del Valle.

Esta tesis doctoral fue realizada bajo la tutoría del Doctor Jaime Ricardo Cantera Kintz, docente adscrito al Departamento de Biología.

Para constancia se firma en la ciudad Santiago de Cali, 11 de diciembre del 2017.



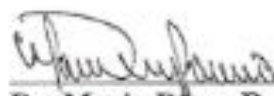
Dra. Carmita Bonifaz de Elao
Jurado Internacional



Dr. Jaime R. Cantera Kintz
Director



Dr. José Ernesto Mancera
Jurado Nacional



Dr. Mario Diego Romero
Jurado Interno



Dr. Fernando Zapata Rivera
Coordinador del Programa
Doctorado en Ciencias del Mar



Manglar, La Bocana, Municipio de Buenaventura.

*La naturaleza está constituida de tal manera que es experimentalmente imposible
determinar sus movimientos absolutos.*

Albert Einstein

Dedicatoria

A:

*A la memoria de Cecilia, mi madre inspiración en los
momentos más difíciles,
A Henry y Diana Cecilia por permitirme tomar de su tiempo
para el desarrollo de este sueño.
A Kike por su apoyo incondicional
A Anabell y Alejandra, las triunfadoras, por estar en las
buenas y en las malas
A José armando, mi padre y Jairo Arcesio mi hermano, sea
este un nuevo motivo de orgullo
A Doña Inés, eterna maestra, que a sus 103 años entendía
muy bien la necesidad de seguir enseñando y aprendiendo día
a día*

AGRADECIMIENTOS

Deseo expresar mis más sinceros agradecimientos a todas las personas e instituciones que de una u otra forma hicieron posible la realización de la presente investigación doctoral y muy especialmente a:

Al profesor Jaime R. Cantera por haberme aceptado como su estudiante nuevamente y por entender mis tiempos, así como la puja y la quiebra en el pacífico colombiano, por ofrecerme sus consejos y valiosa experiencia profesional durante estos años.

Al doctor Robert Twilley, mi tutor durante la pasantía de investigación en Louisiana Sea Grant College Program de la universidad Louisiana State University, USA, por comunicar su valioso conocimiento y aportar su experiencia a través de los comentarios realizados al trabajo.

A los profesores del doctorado interinstitucional en Ciencias del Mar por compartir sus valiosos conocimientos y experiencia profesional.

A las comunidades de Juanchaco y Ladrilleros, a doña Janeth del Hotel los corales por acogernos en muchas oportunidades y facilitar el trabajo en la zona. Al consejo comunitario de Bazán – Bocana, a sus líderes: Jairo, Luis y Siber por la colaboración en el trabajo de campo.

A Los miembros del grupo de investigación Ecología de Estuarios y manglares Eco-manglares por el apoyo en el trabajo de campo especialmente a Ana Maria Méndez y Diana Medina.

A Juan Carlos Mejía por la elaboración de los mapas.

A Marisol Gordillo por su colaboración en el análisis estadístico.

A la universidad Autónoma de Occidente, por su apoyo desde la vicerrectoría académica: al doctor Álvaro del Campo Parra L. y a la doctora Sonia Cadena.

A los compañeros de la UAO, Elizabeth, Gloria, Alejandro y Yomara

A la universidad del Valle por el apoyo en el préstamo de equipo y laboratorios para el trabajo experimental.

*Esta tesis fue realizada en el marco del proyecto “**Análisis de la dinámica trófica en dos manglares del Pacífico colombiano mediante el uso integrado de isótopos estables y modelación ecosistémica**” Código 1106-659-44115e Financiado por COLCIENCIAS en llamado número 659 of 2014.*

TABLA DE CONTENIDO

Resumen	11
Abstract	14
INTRODUCCIÓN GENERAL	17
MARCO CONCEPTUAL	17
PREGUNTA DE INVESTIGACIÓN	33
HIPÓTESIS PROPUESTA	33
OBJETIVOS.....	33
General	33
Específicos	33
JUSTIFICACIÓN E IMPORTANCIA DEL TRABAJO.....	34
BIBLIOGRAFÍA.....	37
CAPITULO I	41
1. MANGROVE TIMBER USE AS AN ECOSYSTEM SERVICE IN THE COLOMBIAN PACIFIC.....	41
Resumen	42
Abstract	43
1.1 Introduction.....	44
1.2 Materials and methods	47
1.2.1 Study area	47
1.2.2 Local details and interviews	49
1.2.3 Local use of mangroves.....	50
1.2.4 Local impact on mangroves	51
1.3 Results.....	53
1.3.1 Local use of mangroves.....	53
1.3.2 Local impact on mangrove forests	61
1.4 Discussion	65
1.5 Conclusions.....	69
1.6 References	71
CAPITULO II.....	86
2. PATRONES ESTRUCTURALES EN BOSQUES DE MANGLAR DEL PACIFICO COLOMBIANO	86
Resumen	87
Abstract	88

2.1	Introducción	89
2.2	Metodología	90
2.2.1	Área de Estudio	90
2.2.2	Estructura.....	91
2.2.3	Agua Intersticial	92
2.2.4	Análisis estadístico	92
2.3	Resultados	93
2.3.1	Estructura.....	93
2.3.2	Influencia de las condiciones del agua intersticial en la estructura del bosque	101
2.4	Discusión	107
2.5	Conclusiones.....	113
2.6	Bibliografía	115
CAPITULO III.....		122
3.	ALMACENAMIENTO DE CARBONO EN DOS TIPOS DE BOSQUES DE MANGLAR EN LA COSTA PACIFICA COLOMBIANA	122
	Resumen	123
	Abstract	125
3.1	Introducción.....	127
3.2	Materiales y métodos	129
3.2.1	Área de estudio	129
3.2.2	Muestreo en el campo.....	130
3.2.3	Trabajo de laboratorio.....	131
3.3	Resultados.....	133
3.4	Discusión	142
4.	El almacenamiento de carbono de los manglares y los riesgos debidos al cambio climático	147
4.1	Conclusiones	150
4.2	Bibliografía	151
5.	CONCLUSIONES GENERALES.....	162

LISTA DE TABLAS

Tabla 0.1 Servicios ecosistémicos obtenidos a partir del manglar	21
Tabla 1.1 Mangrove species wood use in the study area in Málaga and Buenaventura Bays, Colombian pacific.....	55
Tabla 1.2 Importance Value Index (I.V.I) corresponding to plant species of Quebrada Valencia, San Pedro y Pianguña, Colombian pacific	62
Tabla 1.3 Average and standard deviation for density (Ind/Ha), height (m) and basal area (m ²) of the mangrove trees in three sites of Colombian Pacific coastal zone.....	64
Tabla 2.1 Índices de diversidad evaluados para las localidades de Quebrada Valencia, Pianguña y San Pedro, en el Pacífico colombiano	93
Tabla 2.2 Composición florística ($\pm$ Desviación estándar) de los bosques de manglar de Quebrada Valencia, San Pedro y Pianguña en el Pacífico colombiano.	94
Tabla 2.3 Análisis de varianza de área basal, por localidad y parcelas	96
Tabla 2.4 Prueba Post-anova de área basal entre las parcelas y las estaciones de muestreo	97
Tabla 2.5 Prueba Post-anova área basal de Localidad (1. Quebrada Valencia, 3. Pianguña), parcela (3 y 5) y Especie (<i>Mora oleífera</i> y <i>Rhizophora</i> spp).....	98
Tabla 2.6 Promedio y desviación estándar de parámetros químicos en el agua intersticial en cada una de las estaciones de muestreo: fosfato (PO ₄ ⁻³), nitrógeno amoniacal (NH ₃ -N), nitrato (NO ₃ -N), nitrito (NO ₂ -N), Oxígeno disuelto (OD) en mg/l y Salinidad en PSU....	101
Tabla 2.7 Matriz de correlaciones entre nutrientes y estructura del bosque de manglar en las tres estaciones de muestreo y las seis parcelas	103
Tabla 2.8 Método de extracción: variabilidad explicada desde el análisis de componentes principales.....	104
Tabla 2.9 Método de extracción: análisis de componentes principales.....	105
Tabla 2.10 Coeficientes del modelo de regresión.....	107
Tabla 3.3.1 Promedio de Altura y Área basal para las especies encontradas en las tres estaciones de muestreo	133
Tabla 3.3.2 Carbono total almacenado (Mg C/ha) y la Fracción total del ecosistema C (%) en los compartimentos del ecosistema medido en los diferentes tipos de manglar en el pacifico colombiano.....	135

Tabla 3.3.3 Reserva de C (Tg C/ha) por área de manglar en las estaciones del Pacifico colombiano	141
Tabla 3.4.1 Valores de Biomasa aérea (BAS) y Biomasa subterránea (BS), (H) altura y (AB) Area basal, de bosques de mangle a nivel mundial. Adaptado de Komiyama <i>et al</i> , 2008.	145

LISTA DE FIGURAS

Figura 0.1 Estimación del ciclo mundial del carbono. Valores expresados en gigatoneladas (Gt) de carbono (1 Gt = 1 000 millones de toneladas)	28
Figura 1.1 Map of the study area on the Colombian Pacific	48
Figura 1.2 Levels of knowledge about mangroves among the survey respondents. Use of mangroves.....	53
Figura 1.3 Uses given to mangrove species found in the study area	56
Figure 1.4 Percentage of respondents about used mangrove wood as a building material ..	60
Figure 1.5 Proportion of mangrove species use as fuel wood and construction material in Malaga and Buenaventura Bay Source: Own elaboration	61
Figure 1.6 Total mangrove density in three sites of the Colombian Pacific coastal zone....	63
Figura 2.1 Gráfica de interaccion para el Area basal (especies), localidad y parcela	99
Figura 2.2 Promedio de altura, diámetro a la altura del pecho (DAP) y área basal de las especies presentes en los sitios de muestreo.....	100
Figura 2.3 Valores promedio de parámetros químicos en el agua intersticial en cada una de las parcelas de las estaciones de muestreo: fosfato (PO ₄ -3), nitrógeno amoniacal (NH ₃ -N), nitrato (NO ₃ -N), nitrito (NO ₂ -N)	102
Figura 2.4 Análisis de componentes	106
Figura 3.3.1 Grafico Carbono total almacenado (Mg C/ha) en los compartimentos del ecosistema medido en los diferentes tipos de manglar en el pacifico colombiano	136
Figura 3.3.2 Almacenamiento de carbono en la biomasa aérea en las estaciones de muestreo.....	137
Figura 3.3.3 Almacenamiento de carbono en la biomasa subterránea en las estaciones de muestreo.....	138

Figura 3.3.4 Porcentaje Reserva de Carbono.....	140
Figura 4.1 Modelo conceptual de síntesis de los servicios eco sistémicos del bosque de manglar	147

RESUMEN

Los manglares proporcionan servicios ecosistémicos a las comunidades locales. Se evaluó el almacenamiento de carbono como servicio ecosistémico (Provisión y de regulación) en bosques de manglar de la costa pacífica colombiana, en bahía Málaga: Quebrada Valencia (QV) y en la bahía de Buenaventura: San Pedro (SP) y Piangüita (P). La información se obtuvo a través de entrevistas con las comunidades locales examinando el impacto de la cosecha de manglares sobre la estructura del bosque. Se realizó, además, el análisis de la composición, estructura y abundancia de las especies de manglar en los diferentes tipos de bosques, usando parcelas circulares y en estas se examinó la variación de reservas de carbono en los compartimentos del sistema, y la diferencia en las reservas de carbono del ecosistema debido al tamaño y la estructura de la vegetación de mangle que se encuentra.

Los sitios de muestreo estuvieron dominados por las especies *Rhizophora* spp., *Pelliciera rhizophorae* y *Mora oleifera*. Estructuralmente el manglar corresponde a dos tipos de vegetación: ribereño en Quebrada Valencia y San Pedro y de Borde en Piangüita. Los resultados muestran que las especies de mangle son principalmente cosechadas por su madera, *Rhizophora* spp. es la principal fuente para combustibles, mientras que *Mora oleifera* (Triana ex Hemsl.) Ducke, un asociado a los manglares, proporciona el 100% de la madera utilizada para la construcción de palafitos.

La extracción selectiva de estas especies ha alterado la composición y estructura del bosque. Los sitios de muestreo sometidos a cosecha tienen densidades relativamente bajas de

árboles mangle; Sin embargo, Quebrada Valencia muestra señales de regeneración (> 9.000 plántulas/ha).

Existen diferencias significativas en la estructura (altura, DAP y área basal) entre las estaciones y las parcelas de estudio. Las estaciones 2 y 3 de Quebrada Valencia presentan los árboles de mayor envergadura (altura y área basal) para las especies *Mora oleífera* ($17,32 \pm 8,46$; $1082,82 \pm 38,86$) y *Rhizophora* spp. ($11,29 \pm 8,93$; $235,13 \pm 24,82$). La mayor densidad de individuos adultos se encontró Quebrada Valencia con 28000 ind/Ha.

El análisis de correlación entre la estructura del bosque y los parámetros fisicoquímicos mostró una correlación significativa entre los nitritos, nitratos, la salinidad y el oxígeno disuelto, explicando el 78,6% de la varianza entre las variables estructurales. La altura de los árboles se explica mediante estos componentes.

Las reservas de carbono total en el ecosistema sobre la base de la estructura del manglar son de 45389,21 Mg C /Ha en Quebrada Valencia, 36943,49 Mg C /Ha en San Pedro y 41955,54 Mg C /Ha en Piangüita. La biomasa subterránea represento el mayor compartimento de carbono de estos bosques con 16718,86 Mg C/ha (36,83%) en Quebrada Valencia, 5620,89 Mg C /ha (15,21%) en San Pedro y 13217,96 Mg C/ha (31,50%) en Piangüita.

Los resultados obtenidos de la estructura de los bosques estudiados en función de la tasa de regeneración, DAP y área basal sugieren una intervención del bosque debido al uso de la madera y del aprovechamiento sistemático de *Mora oleífera* convirtiéndose en una amenaza potencial para la sostenibilidad del bosque de manglar. Esta problemática influye en las características estructurales del bosque de manglar, resultando en la pérdida de estas reservas

de carbono del suelo. La evaluación de las reservas de Carbono en los bosques estudiados permite comprender la importancia de estas variables para la formulación de estrategias de conservación y mitigación del cambio climático en Colombia.

Debido a la importancia de los manglares para la subsistencia de las comunidades costeras en la zona de estudio, la gestión de estos ecosistemas debe ser una prioridad para los actores responsables del manejo sustentable de este ecosistema estratégico.

Palabras clave: madera manglar, Servicios ecosistémicos, estructura, captura, almacenamiento de carbono. *Mora oleifera*, *Rhizophora* spp.

ABSTRACT

Mangroves provide ecosystem services to local communities. Carbon storage as an ecosystem service (Provision and regulation) was evaluated in mangrove forests of the Colombian Pacific coast, in the Bay of Málaga: Quebrada Valencia (QV) and Buenaventura Bay: San Pedro (SP) and Piangüita (P). The information was obtained through interviews with local communities examining the impact of the mangrove harvest on the forest structure. The composition, structure and abundance analysis of mangrove species in different types of forests was carried out using circular plots. The variation of carbon stocks analysis in the compartments of the system, and the difference in carbon stocks of the ecosystem due to the size and structure of the mangrove vegetation was done.

The species *Rhizophora* spp., *Pelliciera rhizophorae* and *Mora oleifera* dominated the sampling sites. The mangrove structure corresponds to two types of vegetation: riparian in Quebrada Valencia and San Pedro and of Edge in Piangüita. The results show that mangrove species are mainly harvested by their wood, the main source for fuels is *Rhizophora* spp., while *Mora oleifera* (Triana ex Hemsl.) Ducke, a mangrove associate, provides 100% of the timber used for the construction of stilts.

The selective extraction of these species has altered the composition and structure of the forest. Harvested sampling sites have relatively low mangrove densities; However, a site in Quebrada Valencia shows signs of regeneration (> 9000 seedlings/ha).

There are significant differences in the structure (height, DBH and basal area) between the stations and the study plots. Stations 2 and 3 of Quebrada Valencia have the largest trees (height and basal area) for the *Mora* olive species (17.32 ± 8.46 , 1082.82 ± 38.86) and

Rhizophora spp. (11.29 ± 8.93 , 235.13 ± 24.82). The highest density of adult individuals was found Quebrada Valencia with 28000 ind / Ha.

The correlation analysis between the forest structure and the physicochemical parameters showed a significant correlation between nitrites, nitrates, salinity and dissolved oxygen, explaining 78.6% of the variance among the structural variables. The height of the trees is explained by these components.

The total carbon reserves in the ecosystem based on the mangrove structure is 45389.21 Mg C /Ha Quebrada Valencia, 36943.49 Mg C /Ha en San Pedro y 41955.54 Mg C /Ha en Piangüita. The underground biomass represented the largest carbon compartment of these ecosystems, with 16718.86 Mg C/ha (36.83%) Quebrada Valencia, 5620.89 Mg C /ha (15.21%) San Pedro and 13217.96 Mg C/ha (31.50%) en Piangüita.

The results obtained from the structure of the studied forests according to the regeneration rate, DAP and basal area suggest a forest intervention due to the use of wood and the systematic use of olive oil, becoming a potential threat to the sustainability of the forest Of mangrove. This problem influences the structural characteristics of the mangrove forest, resulting in the loss of these soil carbon reserves. The evaluation of the carbon reserves in the studied forests makes it possible to understand the importance of these variables for the formulation of strategies for the conservation and mitigation of climate change in Colombia.

Due to the importance of mangroves for the subsistence of coastal communities in the study area, the management of these ecosystems should be a priority for the actors responsible for the sustainable management of this strategic ecosystem.

Keywords: mangrove wood, ecosystem services, structure, capture, carbon storage,
Mora oleifera, *Rhizophorae* spp.

INTRODUCCIÓN GENERAL

MARCO CONCEPTUAL

MANGLARES

Los bosques de manglar, constituyen una fuente de biodiversidad que es sostenida por especies de árboles que toleran y sobreviven en ambientes salinos, que son propios de la zona tropical y algunas áreas subtropicales; su productividad sustenta directa o indirectamente cadenas tróficas que pueden estar vinculadas a otros ecosistemas y al mismo ser humano. Su atractivo natural, como hábitat de especies de aves, crustáceos y peces, también constituye un recurso que ha sido recientemente explorado para el ecoturismo y se ha relacionado con valores estéticos (Clarck, 1996). Además, proporciona un importante número de bienes y servicios ambientales que son compartidos con otros ecosistemas costeros, como protección ante amenazas naturales, reducción de la erosión, formación del suelo, acumulación de carbono, regulación hídrica, entre otros (Millenium Ecosystem Assessment, 2005; Beaumont *et al.*, 2007).

Por otra parte, la zona costera es considerada en efecto un sumidero para recibir una gran cantidad de efluentes de las actividades realizadas en tierra que contribuyen a la degradación de las costas, la contaminación, la eutrofización, sedimentación y disminución de la calidad de las aguas (Mycoo & Gobin, 2010).

SERVICIOS ECOSISTÉMICOS

Los servicios ecosistémicos (SE) y sus beneficios son derivados de los recursos biológicos y renovables. Sin embargo, estos no excluyen recursos no renovables. Los SE también integran recursos no vivos a través de la interacción de la biodiversidad con su

sustrato, con la litosfera y la atmósfera, a través de procesos y de la creación de mosaicos entre los factores bióticos y abióticos que constituyen paisajes, ecosistemas o biomas de alta complejidad.

El uso y aprovechamiento de estos servicios producidos y garantizados por el sistema ísico-Natural (ecosistema litoral), se regula en un sistema socio-ecológico a través del uso por parte de la comunidad, las herramientas de gestión y administración de los recursos derivados del sistema socio-económico. La normatividad reglamenta las prácticas de uso de los recursos de la zona costera a partir de una estructura de conocimientos que estudia los problemas asociados a la satisfacción de las necesidades del sistema socio-económico sin el desgaste de los recursos naturales a través de prácticas de uso y aprovechamiento sostenible de los mismos.

Los servicios ecosistémicos son definidos como los beneficios derivados de la naturaleza por los cuales la comunidad puede expresar preferencias y que permiten la evaluación de las ventajas y desventajas de los mismos. Este enfoque facilita la elección de la mejor de las prácticas de manejo entre muchas que puedan coocurrir con el desarrollo de usos de la tierra y el agua (Wainger *et al.*, 2011).

Sin embargo, Fisher *et al.*, (2009) proponen otras características de los ecosistemas y sus servicios. Entre ellas incluyen: La dinámica espacial y temporal, la producción conjunta de servicios y beneficios, la interdependencia de los beneficios proporcionados por el ecosistema, la complejidad de los ecosistemas y las interacciones de todas las anteriores.

Los servicios ecosistémicos son regulados a través de sistemas de gobernabilidad, mercados, usos informales y otros controles o normas que son empleados para beneficiarse de los

sistemas ecológicos (Fisher *et al.*, 2009; Daily *et al.*, 2009). Esto impone categorías dentro de los servicios ecosistémicos que corresponden a bienes que pueden ser rivales o excluyentes en su uso, es decir: Bienes públicos, privados, comunes y de elite (Fisher *et al.*, 2009). Además, para propósitos de valoración en un esquema de clasificación, se puede considerar los servicios como intermedios, finales y de beneficios (Boyd & Banzhaf, 2006; Fisher *et al.*, 2009; Wainger *et al.*, 2011).

Según Fisher *et al.*, (2009) son muy comunes las siguientes definiciones de Servicios Ecosistémicos:

- i. Las condiciones y procesos a través de los cuales los ecosistemas naturales y las especies que los constituyen sostienen la calidad de la vida humana; son los beneficios que las poblaciones humanas derivan, directa o indirectamente, de las funciones ecosistémicas (Constanza *et al.*, 1997);
- ii. Son los beneficios que la gente obtiene de los ecosistemas (Millennium Ecosystem Assessment, 2005).

Esta última definición ha promovido una clasificación general de los servicios ecosistémicos que ha sido utilizada en los trabajos más recientes (Tabla 1.1). Sin embargo, Fischer *et al.*, (2009), aclara que "no son los beneficios que los humanos obtienen de los ecosistemas, pero sí corresponden a los componentes ecológicos directamente consumidos o disfrutados para el bienestar humano"; entonces los servicios son directamente derivados de los componentes ecosistémicos que son utilizados por el ser humano incluyendo la organización y estructura de un ecosistema, también como sus procesos y funciones si estas

son consumidas o utilizadas por los humanos; si no existen beneficiarios humanos entonces los servicios ecosistémicos no existen.

Por otro lado, Beaumont *et al.*, 2007 presentan una clasificación de bienes y servicios ecosistémicos de la biodiversidad marina que incluyen los beneficios que de estos se derivan (Tabla 1.1). Dicha clasificación es amplia en el sentido que implican bienes y servicios de ecosistemas costeros, bien sea los del borde costero emergido o sumergido y los de aguas lejanas a la costa (offshore). Esta clasificación puede aplicable a los ecosistemas costeros del pacífico colombiano, considerándose los conceptos de Fischer & Turner (2008), Fischer *et al.*, (2009) y Johnston & Russell (2011).

Tabla 0.1 Servicios ecosistémicos obtenidos a partir del manglar

CATEGORÍA		BIENES Y SERVICIOS	DESCRIPCIÓN
SERVICIOS DE PROVISIÓN	DE	Alimentos	Extracción de organismos para el consumo humano. Productos de pesca artesanal y acuicultura: Moluscos, crustáceos, peces.
		Materias primas, fibras	Provisión de madera y fibras. Extracción de productos vegetales para múltiples propósitos: artesanías, implementos de pesca.
		Combustible	Uso de maderas como combustible (producción de carbón vegetal)
		Recursos genéticos	Banco de información genética
		Productos Bioquímicos, médicos y farmacéuticos	Extracción de taninos, moléculas de importancia farmacéutica y recursos bioquímicos tomados de microorganismos del ecosistema
		Recursos ornamentales	Provisión de conchas y peces para uso ornamental
SERVICIOS DE REGULACIÓN	DE	Regulación Atmosférica y de gases	Balance y el mantenimiento de la composición química de la atmósfera y del océano a través del ecosistema de manglar. Contribución de los ecosistemas para remover sustancias químicas que afectan la calidad del aire y atmósfera; Acumulación de carbono.
		Regulación climática	Contribución en el control del clima, es decir en la precipitación, temperatura emisión o secuestro de gases invernadero tipo CO2

CATEGORÍA	BIENES Y SERVICIOS	DESCRIPCIÓN
	Regulación hídrica	Control, almacenamiento y protección de fuentes y flujos de agua.
	Regulación de la Erosión	Interceptación del transporte de sedimentos, estabilización del sustrato y reductor del proceso erosivo
	Purificación y tratamiento de aguas	Filtración y descomposición de desechos orgánicos o compuestos tóxicos disueltos en aguas o en mezclas de suelo que provienen de escorrentías desde zona terrestre.
	Biorremediación de residuos*	Remoción del exceso de nutrientes a través del almacenamiento y reciclaje de los mismos.
	Regulación de enfermedades	Presencia de Insectos controladores de vectores de fiebre amarilla y dengue en humedales asociados y en manglares de cuenca.
	Polinización	Control en el cambio de las abundancias, distribución y efectividad de los insectos polinizadores y control de la diversidad genética de las plantas con flor del ecosistema.
	Regulación de amenazas naturales, Prevención de disturbios*	Protección a ecosistemas conectados como arrecifes coralinos y pastos marinos ante entrada de agentes externos provenientes de tierra adentro; Estabilización y protección costera contra eventos naturales extremos (Inundaciones, Huracanes y

CATEGORÍA	BIENES Y SERVICIOS	DESCRIPCIÓN
		Tsunami) y efectos del cambio climático. Amortiguamiento de los disturbios ambientales: aumento en el nivel del mar debido a marejadas, maremoto, tormentas.
SERVICIOS CULTURALES	Diversidad, Herencia e identidad cultural	Beneficios de la biodiversidad que son de importancia en la evolución cultural de las comunidades (Piangua)
	Valores educativos, Sistemas de conocimiento tradicional y formal.	El ecosistema como fuente de información, conocimiento y formación. Desarrollo de nuevos conocimiento a través de la investigación,
	Beneficios cognitivos	
	Ocio, recreación y ecoturismo	Atracción hacia los atributos del ecosistema que generan disfrute, descanso.
	Sensación de bienestar (beneficios de no uso)	Beneficios que resultan de los organismos marinos sin hacer uso de ellos; contempla los valores de legado y de existencia.
	Valores espirituales y religiosos (Spiritual and religious values)	Importancia religiosa o espiritual que presenta el ecosistema o algunos componentes del mismo.
	Inspiración (Inspiration) / Sensación de bienestar (beneficios de no uso)*	Inspiración brindada por el ecosistema o sus componentes que se reflejan en las artes y tradiciones de la comunidad
	Valores estéticos (Aesthetic values)	Valores inmateriales del paisaje y su aprovechamiento estético

CATEGORÍA	BIENES Y SERVICIOS	DESCRIPCIÓN
SERVICIOS GENERALES DE APOYO O SOPORTE	Resiliencia y resistencia	El grado en el que los ecosistemas pueden absorber perturbaciones humanas o naturales recurrentes regenerándose sin una degradación lenta o cambios inesperados a estados alternativos.
	Formación de suelo	Creación o fertilización del suelo
	Fotosíntesis	Asociado a la captura de CO ² y producción de oxígeno empleado para la respiración de muchos animales y el humano.
	Producción primaria	Acumulación de energía y materia orgánica aprovechable para consumidores
	Reciclaje de nutrientes	El almacenamiento, reciclaje y mantenimiento de nutrientes por organismos marinos vivos. Filtrado de nutrientes a través de los flujos internos del manglar para disponerlos en la biomasa del ecosistema y especies asociadas.
	Reciclaje de aguas	Mantenimiento de los flujos de agua de origen marino y de origen terrestre (escorrentías y arroyos).
	Hábitat mediado biológicamente *	Espacio de conservación de la biodiversidad (Crustáceos, Moluscos, Anélidos, Peces, Plantas, Algas, Mamíferos). Espacio de conservación de especies nativas y endémicas de Aves, Lagartos, Ranas.

CATEGORÍA			BIENES Y SERVICIOS			DESCRIPCIÓN
VALOR	DE	USO	Beneficios	desconocidos	y	Aquellos servicios que no han sido descubiertos. Potencialidades y prospección de
OPCIONAL		O	especulativos*			los beneficios derivados de los ecosistemas. Usos futuros y potenciales de la
POTENCIAL						biodiversidad marina que actualmente son desconocidos.

Fuente: Adaptado de Millennium Ecosystem assessment (2005) y Beaumont *et al.* (2007)

CAPTURA Y ALMACENAMIENTO DE CARBONO COMO SERVICIO ECOSISTÉMICO

La ciencia ha investigado durante las últimas décadas, las causas del calentamiento global y las consecuencias del cambio climático. Actualmente es bien conocido que las principales causas del cambio climático (CC) están asociadas con procesos de origen antrópico que alteran el balance energético de la tierra tales como la quema de combustibles fósiles, el aumento de los gases efecto invernadero (GEI), incluyendo dióxido de carbono (CO_2), metano (CH_4), vapor de agua, óxidos de nitrógeno (NO_x), el uso de aerosoles, las producciones de hidrocarburos halogenados y clorofluorocarbonos, entre otros (Figura 1.1).

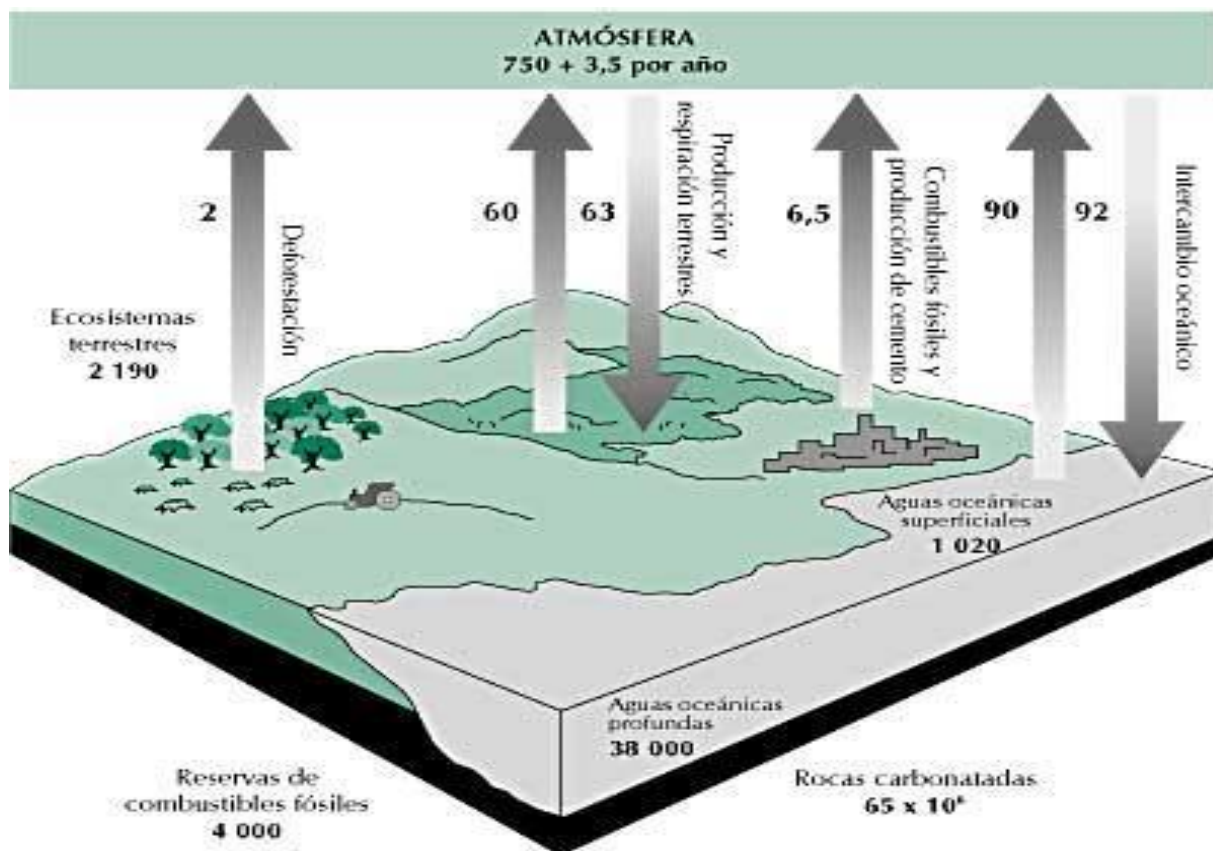
Las consecuencias de este fenómeno no son menos dramáticas. Con herramientas como las imágenes de satélite han encontrado que las capas de hielo se están derritiendo paulatinamente y los niveles del mar están aumentando rápidamente. Al calentarse el agua del océano también se expande, lo que contribuye al aumento en el nivel del mar. El calentamiento dará lugar a una mayor evaporación y precipitación global, pero esto puede variar en regiones particulares. Algunas regiones serán más húmedas, mientras que otras serán más secas. Actualmente, los fenómenos meteorológicos extremos en diferentes partes del mundo, (tasa de precipitación extrema, sequías severas, inundaciones, huracanes, tifones y ciclones) son más frecuentes e intensos. De acuerdo con informes presentados en la Conferencia de las Partes (COP), las ciudades son altamente vulnerables al cambio climático y en consecuencia millones de personas en áreas urbanas se verán afectadas por el aumento en el nivel del mar, aumento en las precipitaciones, inundaciones, eventos climáticos más frecuentes y más fuertes.

Esta preocupación de orden mundial, motivó la realización de la convención Marco de las Naciones Unidas sobre Cambio Climático (UNFCCC, por sus siglas en inglés) Y La XXI Conferencia de las partes (COP21) en diciembre de 2015, en París, Francia. El principal resultado fue establecer una meta de calentamiento global de menos de 2°C comparado con los niveles preindustriales, los países participantes convienen en actuar sobre la reducción de los GEI, en especial las concentraciones de CO₂.

Captura de carbono y carbono azul

Uno de los principales factores a tener en cuenta en la mitigación del cambio climático, es la capacidad de los bosques y los océanos de capturar y retener CO₂. La contribución de los bosques en el secuestro de carbono, llamado carbono verde, ha sido bien conocida y apoyada (Trumper *et al.*, 2009). Los bosques almacenan una gran cantidad de carbono, tanto en la vegetación como en los suelos, y tienen un papel muy activo en el intercambio de dióxido de carbono entre la biosfera y la atmósfera. Por estas razones, los bosques son vistos como una posibilidad de reducir las concentraciones de efectos de gases invernadero (GEI), así como un gran potencial para aumentar la retención de carbono, de manera tal que contribuyan con la mitigación del cambio climático.

Figura 0.1 Estimación del ciclo mundial del carbono¹. Valores expresados en gigatoneladas (Gt) de carbono (1 Gt = 1 000 millones de toneladas)



Fuente: FAO, 2001.

En contraste, el papel fundamental de los océanos para la captura de CO₂ ha sido pasado por alto, (Nellemann, *et al*, 2009). El CO₂ capturado por los océanos y los ecosistemas costeros como manglares, lechos de algas marinas, pastos marinos, pantanos salados y otros humedales costeros es llamado CARBONO AZUL. Esta captura de carbono es un proceso natural mediante el cual los ecosistemas marinos captan las emisiones de carbono de la atmósfera y lo almacenan durante milenios en el sedimento.

¹ Nota: Todavía no se conoce con certeza la magnitud de los flujos entre la atmósfera y los océanos y la biosfera terrestre, aspectos que se están investigando.

El carbón azul costero es un valioso servicio ambiental ecosistémico que ha sido recientemente reconocido para la mitigación al clima, teniendo un adecuado manejo, y como tal puede proporcionar nuevos incentivos para priorizar la restauración y conservación de los ecosistemas costeros.

Cuando estos ecosistemas se protegen o se restaura, secuestran y almacenan carbono. Cuando estos ecosistemas se degradan o destruyen, emiten el carbono que habían almacenado por cientos de años, a la atmósfera y a los océanos convirtiéndose en fuentes de GEI. Los expertos estiman que cerca de 1,02 billones de toneladas de Dióxido de carbono está siendo liberado anualmente de los ecosistemas costeros degradados, esto es equivalente al 19% de las emisiones provenientes de la deforestación tropical global.

Además, estos hábitats proporcionan otros importantes servicios ecosistémicos tales como hábitats para los peces, la vida silvestre y las especies sensibles; protección contra tormentas e inundaciones, mejora la calidad del agua, el empleo y tiene beneficios económicos. El mantenimiento de estas funciones es fundamental para mantener la ecología costera y las comunidades. Se estima que los manglares proporcionan cerca de US\$1,6 billones de dólares cada año en servicios ecosistémicos que soportan las poblaciones humanas alrededor del mundo (Constanza, *et al.* 1997).

Colombia cuenta con una longitud de 2.900 kilómetros de costa: 1.600 kilómetros en el Mar Caribe y 1.300 kilómetros en el Océano Pacífico (Cantera & Contreras, 1993). Esta área sostiene la forma de vida de miles de colombianos que dependen de mares saludables para su sustento.

Ya que los sumideros de carbono se encuentran en la línea de costa, debemos investigar el potencial de mitigación de las emisiones de CO₂ y mejorar estos recursos costeros protegiendo y restaurando sus sumideros de carbono azul. Esta es una estrategia Gana – Gana (comparable con las estrategias de proteger y recuperar la capacidad como sumideros de carbono en el bosque húmedo) lo cual ayudará a hacer frente a los compromisos adquiridos por el país en la convención de Diversidad Biológica y cambio climático de las Naciones Unidas.

Estudios recientes demuestran que los manglares pueden almacenar hasta cinco veces el carbono presente en los bosques tropicales (McLeod *et al.* 2011). Al carbono almacenado por los manglares y los ecosistemas costeros asociados se le ha denominado carbono azul. Estos ecosistemas pueden secuestrar más de dos toneladas de carbono por hectárea por año, equivalente a hasta 5 veces la capacidad de secuestro de carbono de los bosques tropicales. La conversión de manglares a otros usos y la alteración de su drenaje causan la oxidación de sus suelos, que es donde se almacena más carbono. Se estima que la deforestación del manglar puede generar emisiones de 0,02-0,12 Pg de carbono por año – alrededor del 10 % de las emisiones procedentes de la deforestación global, a pesar de que estos bosques constituyen sólo el 0,7 % de la superficie ocupada por bosques tropicales (Donato *et al.*, 2011).

El conocimiento sobre el carbono azul es todavía escaso y la investigación está en fase de desarrollo. Por lo tanto, es necesario realizar estudios pilotos en zonas marino-costeras para poder contar con más información respecto a las cantidades de carbono almacenadas por estos sistemas, la proporción almacenada por la planta en comparación con

sus suelos orgánicos, las emisiones que se liberan al transformar el uso del suelo y cómo estas mismas varían dependiendo del nuevo uso, etc. Asimismo, desarrollar estos estudios es crítico, para poder incluir estos ecosistemas de manera más formal en las estrategias de mitigación al cambio climático.

MANEJO INTEGRADO DE ZONA COSTERA

Manejo Integrado de Zona Costera (MIZC) se refiere a:

Un proceso dinámico de carácter integrado que, basado en la formulación de estrategias y la adopción de las decisiones por los diferentes niveles de poder público, tiene el propósito de reforzar el equilibrio entre los distintos usos de los recursos costeros, con la finalidad de lograr la conservación y el uso sostenible de la Zona Costera (CCO 2010).

En el mismo sentido:

El MIZC constituye hoy uno de los enfoques más importantes y necesarios a considerar, en aras de ejecutar acciones hacia el desarrollo sustentable de las costas a escala mundial, permitiendo así balancear el desarrollo de las actividades socioeconómicas sin comprometer el potencial y la protección de los recursos naturales (CCO 2010).

Un Manejo Sostenible de la zona costera se interpreta:

como el uso racional de los recursos disponibles con el interés de asegurar que las generaciones presentes y futuras de la humanidad tienen acceso y son capaces de utilizar los recursos para satisfacer no sólo sus necesidades básicas, sino también las necesidades secundarias de toda la jerarquía de necesidades (Mycoo & Gobin, 2010).

Esto implica los tres ámbitos del litoral dentro de un esquema socio - ambiental: el ecosistémico, el socio – económico - productivo y el político - normativo (Barragán, 2003; Ostrom *et al.*, 2009). Además, un esquema socio ambiental contempla subsistemas que están en interacción entre sí, mientras generan resultados y consecuencias que pueden alterar cada

uno de los componentes del socio-ecosistema evaluado, y a la vez crear cambios que pueden afectar los tres ámbitos.

La zona costera es singular y de vital trascendencia para los ámbitos en los que se mueve el ser humano. Desde diferentes puntos de vista es estratégico e importante porque:

- i) Como espacio físico y natural: convergen todas las esferas naturales, presenta interacciones y procesos complejos, contiene ecosistemas con la mayor productividad y diversidad biológica del mundo, son frágiles y vulnerables ante el uso, son zonas de cría de especies ecológica y económicamente importantes, contiene unidades ambientales claves para la protección contra eventos naturales extremos;
- ii) Como espacio económico y productivo: es escaso y socialmente muy deseado, es fuente de recursos naturales, materias primas y servicios ambientales, contiene suelos aprovechables para actividades agrícolas, paisajes de gran atractivo y de provecho turístico, posee puntos de intercambio comercial-portuario, zonas de gran concentración asentamientos, equipamientos e infraestructura;
- iii) Como espacio jurídico y administrativo (normativo-político): contiene espacios públicos, recursos de uso común, recursos renovables y no renovables regulados o no por el estado, elevado número de intereses privados en convergencia, conflictos de ordenamiento y de aprovechamiento (Barragán, 2003).

Como espacio jurídico y administrativo exige normativas que garanticen el acceso a los recursos, la regulación del espacio público, la conservación y protección de unidades ambientales y de la diversidad étnica. Por lo anterior es necesario la planeación y ejecución de planes de manejo integrado de zona costera que incluye la captura y almacenamiento de carbono como una de las alternativas de conservación.

PREGUNTA DE INVESTIGACIÓN

¿Cómo se distribuye el carbono almacenado en el ecosistema de manglar y su relación con las propiedades estructurales del bosque en la costa pacífica colombiana?

HIPÓTESIS PROPUESTA

La distribución y el almacenamiento de carbono en el bosque de manglar en la costa pacífica colombiana están relacionados con las propiedades estructurales del ecosistema.

OBJETIVOS

General

- Evaluar el uso y el almacenamiento de carbono del bosque de manglar como un servicio ecosistémico para su manejo integrado en la costa pacífica colombiana.

Específicos

- Identificar el uso de las especies de mangle como un servicio ecosistémico del bosque de manglar (recurso maderable) en tres áreas de manglares del pacífico colombiano,
- Analizar las características estructurales de los bosques de manglar y su correlación con el almacenamiento de carbono.
- Evaluar el almacenamiento de carbono, como servicio ecosistémico en el manglar en tres localidades de la costa pacífica vallecaucana con el fin de incorporar el concepto de carbono azul como un lineamiento conceptual para el manejo de áreas de manglar.

JUSTIFICACIÓN E IMPORTANCIA DEL TRABAJO

Los bosques de manglar están considerados como ecosistemas estratégicos, altamente productivo con una gran biodiversidad (Lugo y Snedaker, 1974; Sánchez-Páez *et al.*, 2000). Sus características, funciones ambientales y la relevancia para las comunidades que viven alrededor han sido ampliamente descritas. Son característicos de zonas tropicales y subtropicales, alcanzan su máximo desarrollo sobre la línea ecuatorial, en climas húmedos. Su estructura y función están en relación con diferentes gradientes físicos y químicos, dentro de los cuales se pueden citar la magnitud, frecuencia y duración de las mareas, la salinidad del agua intersticial, la disponibilidad de nutrientes y la textura de los suelos sobre los que crecen, dependen fuertemente de la dinámica topográfica y crecen en suelos de turbas o arcillo-limosos, donde son visibles sus raíces respiratorias, que captan el oxígeno atmosférico y lo transmiten a las raíces enterradas, esta adaptación les permite sobrevivir en un suelo fangoso, sin oxígeno y con altas concentraciones salinas. Son especies adaptadas a la escasez de agua dulce y sus hojas son capaces de eliminar el exceso de sal.

Desde el punto de vista biótico, los manglares sirven de hábitat como área nodriza, de refugio, incubadora, y para alimentación (Holland, 1996; Reyes-Forero, 2000) a diferentes grupos de organismos; especies de mamíferos, aves, reptiles, anfibios, peces e invertebrados (crustáceos, moluscos), y hábitat para algas, hidrozoarios, y esponjas, entre otros. Juega papel importante en la circulación de los nutrientes, principalmente como sumideros de carbono (CO₂). En el ámbito físico, los manglares suplen la atmósfera con grandes cantidades de humedad, ocasionando lluvias locales; participan en los procesos de formación de suelo sirviendo como trampa de sedimentos y de contaminantes, favoreciendo la calidad del agua

de otros ecosistemas. Así mismo, protegen la zona costera de la erosión, fijando las playas y llegando a formar suelos maduros. Durante tormentas pueden disminuir la fuerza de los vientos y el oleaje, reduciendo daños en poblaciones costeras. Además de su función en la transferencia de energía.

Se ha considera que los manglares desempeñan un papel importante en el ciclo global del carbono como un importante sumidero de carbono costero (Laffoley & Grimsditch, 2009). Los bosques de manglares capturan el dióxido de carbono de la atmósfera a través de la actividad fotosintética. La biomasa producida por los manglares puede ser consumida directamente por la fauna. El carbono también podría ser exportado a los ecosistemas adyacentes en forma orgánica donde está enterrado en los sedimentos, mineralizado o utilizado como fuente de alimento por las comunidades faunísticas (Laffoley y Grimsditch, 2009). Algún carbono se emite de vuelta a la atmósfera a través de la respiración y la oxidación o se exporta como carbono inorgánico disuelto (Laffoley y Grimsditch, 2009; Murray *et al.*, 2011; Nellemann *et al.*, 2009).

Los manglares están entre los bosques más ricos en carbono en los trópicos (Donato *et al.*, 2011). El almacenamiento de carbono en los sedimentos o el carbono orgánico del suelo y la biomasa viva aérea y la biomasa subterránea son las reservas de carbono más abundantes en los manglares como sumideros de carbono eficientes e intensos (Laffoley & Grimsditch, 2009). De hecho, la cantidad de carbono capturado en los bosques no humedales es significativamente menor que en los manglares y se ha estimado que la destrucción de una hectárea de manglar puede potencialmente liberar tanto carbono como una destrucción de 3-5 hectáreas de bosque tropical Forestal (Murray *et al.*, 2011, Ong, 1993). El carbono

capturado y almacenado por los ecosistemas costeros marinos y de humedales, como los manglares, se conoce como "carbono azul" (Murray *et al.*, 2011; Nellemann *et al.*, 2009).

Los principales problemas que ocasionan la disminución de la diversidad en los bosques de manglar y las tierras bajas están relacionados con: 1) las prácticas productivas no sustentables: uso para actividades ilícitas que producen un gran impacto cultural, económico, político y social. 2) la destrucción del hábitat: captura indiscriminada de peces, moluscos y crustáceos, para el consumo y la venta sin control, que conduce a la disminución de algunas especies como es el caso en muchas áreas de manglar en el pacífico colombiano, la tala indiscriminada del manglar (*Mora oleifera*, *Rhizophora mangle*) para uso de madera para muebles, cocina, industria, vigas para la construcción, polines y en algunos casos material para extracción de taninos en la industria de curtiembres, entre otras. Los desechos y residuos de la tala interrumpen los flujos de agua dulce y marina alterando la dinámica del medio, la contaminación causada por vertidos o derrames de productos químicos procedentes de actividades ilícitas, desechos de aceite de motosierras o barcos y 3) la ausencia de una planificación costera adecuada que propicia un crecimiento desordenado en la zona, además de interferir con los planes de conservación si es que los hay en la región.

En los últimos años ha tomado auge la relación entre el ecosistema de manglar y el mantenimiento del bienestar humano ha sido muy discutida, pero tanto la capacidad de generar alternativas productivas como las precarias condiciones socioeconómicas en las áreas de manglar hacen su manejo difícil y complicado. Por tal motivo se hace evidente que el mantenimiento de las funciones ecológicas de los manglares debe ser el objetivo central a considerar en el desarrollo de las políticas de manejo. En este sentido el enfoque ecosistémico

es una estrategia para la gestión integrada del bosque de manglar por la que se promueve la conservación y uso sostenible de los recursos de modo equitativo.

El carbón azul costero es un valioso servicio ambiental ecosistémico recientemente reconocido para la mitigación al clima, teniendo un adecuado manejo, y como tal puede proporcionar nuevos incentivos para priorizar la restauración y conservación de los ecosistemas costeros.

BIBLIOGRAFÍA

Barragán M., J. M. 2003. Medio ambiente y desarrollo en áreas litorales. Introducción a la planificación y gestión integradas. Cádiz: Servicio de Publicaciones de la Universidad de Cádiz. 301 p.

Beaumont, N. J., M. C Austen, Atkins, J. P., D. Burdon, Degraer, S., T. P Dentinho. 2007. Identification, definition and quantification of goods and services provided by marine biodiversity: implications for the ecosystem approach. *Marine Pollution Bulletin*, 54(3), p.253-65.

Boyd, J. & S. Banzhaf. 2006. What Are Ecosystem Services? The Need for Standardized Environmental Accounting Unites. *Ecological Economics*, 63(2–3), 616–626.

Cantera, J. R. & R. Contreras. 1993. Ecosistemas costeros. I: 64-79 pp. En: P. Leyva (ed) Colombia Pacifico. Fondo FEN Colombia, Santa fé de Bogotá.

Clarck, J. R. 1996. *Coastal Zone Management Handbook*. New York: Lewis Publishers. 694p.

Conference of the Parties (COP). 2012. The 18th, 19th and 20th Sessions of the Conference of the Parties to the UNFCCC and in particular the 18th session of the Conference

of the Parties, held in Qatar National Convention Centre, Doha, Qatar on 26 November to 8 December.

Costanza, R., R. Arge, De Groot, R., S. Farberk, Grasso, M., H. Hannon & Limburg, K. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387, (May): 253-260.

Daily, G. C., S. Polasky, Goldstein, J., P. M. Kareiva, Mooney, H. A., L. Pejchar. 2009. Ecosystem services in decision making: time to deliver. *Front. Ecol. Environ.*, 7(1), 21-28.

Donato, D. C., J. B. Kauffman, Murdiyarso, D., S. Kurnianto, Stidham, M. & M. Kanninen. 2011. Mangroves among the most carbon-rich forests in the tropics. *Nature Geoscience*. DOI: 10.1038/NGEO1123

Dosskey, M., G. Wells, Bentrup, G. & D. Wallace. 2012. Enhancing ecosystem services: Designing for multifunctionality. *Journal of Soil and Water Conservation* 67(2), 37A-41A.

Fisher, B. & Turner, R. 2008. Ecosystem services: Classification for valuation. *Biological Conservation*, 141(5), p.1167-1169.

Fisher, B., B. Turner & Morling, P. 2009. Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological Economics*, 68(3), p.643-653.

Johnston, R. J. & M. Russell. 2011. An operational structure for clarity in ecosystem service values. *Ecological Economics*, 70(12), p. 2243-2249.

Mcleod, E., G. L. Chmura, Bouillon, S; Salm R., M. Björk, Duarte, C. M., Lovelock, C. E., W. H. Schlesinger, Silliman, B. R. 2011. A blueprint for blue carbon: toward an

improved understanding of the role of vegetated coastal habitats in sequestering CO₂. *Front. Ecol. Environ.* 9,552–560. doi:10.1890/110004

Márquez, G., J. James, Márquez, A. I., O. Castellanos & Taylor, S. 2011. Consideraciones sobre desarrollo y sostenibilidad del Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina. *AGUAITA*, (22), p.62-87.

Millennium ecosystem assessment. 2005. *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Washington, DC.: Island Press, 137 p.

Ministerio del medio ambiente (MMA). 2002. *Uso sostenible, manejo y conservación de los ecosistemas de manglar: Programa Nacional*. Bogotá D. C., Colombia: Dirección General de Ecosistemas, Ministerio del Medio Ambiente -MMA. 59 p.

Ministerio del medio ambiente (MMA). 2002. Documento Conpes 3164. *Política nacional ambiental para el desarrollo sostenible de los espacios oceánicos y las zonas costeras e insulares de Colombia plan de acción 2002 – 2004*. Bogotá D. C.: Ministerio de Medio Ambiente (MMA). 27 p.

Mycoo, M. & J. Gobin. 2010. *Sustainable Management in Small Coastal Communities in the Caribbean: Policy Lessons from Case Studies*. In UNESCO, (ed.) *The Shades of Blue, Upgrading Coastal Resources for the Sustainable Development of the Caribbean SIDS* (pp. 36-51). Kingston: UNESCO Office for the Caribbean.

Nellemann, C., E. Corcoran, Duarte, C. M., L. Valdés, DE Young, C., L. Fonseca, Grimsditch G. (Eds). 2009. *Blue Carbon. A Rapid Response Assessment*. United Nations Environment Programme, GRID - Arendal. p. 78.

Ostrom, E., J. Burger, Field, C. B., R. B. Norgaard & D. Policansky. 1999. Revisiting the Commons: Local Lessons, Global Challenges. *Science*, 284(5412), 278-282.

Spangenberg, J. H. & J. Settele. 2010. Precisely incorrect? Monetising the value of ecosystem services. *Ecological Complexity* 7(3), 327-337.

Trumper, K., M. Bertzky, Dickson B., G. van der Heijden, Jenkins M. & P. Manning. 2009. The Natural Fix? The role of ecosystems in climate mitigation. A UNEP rapid response assessment. United Nations Environment Programme, UNEPWCMC, Cambridge, UK, 65 p. http://www.unep.org/pdf/BioseqRRA_scr.pdf.

Wainger, L., D. MKing, Mack, R. N., E. W. Price & Maslin, T. 2010. Can the concept of ecosystem services be practically applied to improve natural resource management decisions? *Ecological Economics* 69(5), 978-987.

Mangrove timber use as an ecosystem service in the Colombian Pacific

Martha L. Palacios · Jaime R. Cantera

Received: 21 November 2016 / Revised: 6 July 2017 / Accepted: 12 July 2017
© Springer International Publishing AG 2017

Abstract Mangroves provide ecosystem services for local communities. However, in coastal systems it is yet unknown how human settlements are directly interacting with mangroves. We assessed the use of mangroves as an ecosystem service at Málaga and Buenaventura bays, on the Colombian Pacific coast, by interviewing local communities and examining the impact of mangrove harvest on the structure of the forest, an often overlooked effect. Results showed that mangroves are mainly harvested for their wood. *Rhizophora* spp. are the main source of wood for fuel purposes, whereas *Mora oleifera* (Triana ex Hemsl.) Ducke, a mangrove associate, provides 100% of the wood used for the construction of stilt houses. The selective extraction of these species has altered the composition and structure of the forest. Sample sites

undergoing harvest have relatively low densities of mangroves; however, one site at Quebrada Valencia shows signs of copious regeneration (>9000 seedlings/ha). Due to the importance of mangroves for the subsistence of coastal communities, and the threat that mangroves are exposed to in Colombia, the management of mangroves should be a priority. Managers must address the sustainability of critical species as part of conservation strategies in order to maintain ecosystem services for local communities.

Keywords Building material · Colombia · Fuel wood · Interview surveys · *Mora oleifera* · *Rhizophora* spp.

Electronic supplementary material The online version of this article (doi:[10.1007/s10750-017-3309-x](https://doi.org/10.1007/s10750-017-3309-x)) contains supplementary material, which is available to authorized users.

Guest editors: K. W. Krauss, I. C. Feller, D. A. Friess, R. R. Lewis III / Causes and Consequences of Mangrove Ecosystem Responses to an Ever-Changing Climate

M. L. Palacios (✉)
Departamento de Ciencias Ambientales, Universidad
Autónoma de Occidente, Cali, Colombia
e-mail: mlpalacios@uao.edu.co

J. R. Cantera
Departamento de Biología, Universidad del Valle, Cali,
Colombia

Introduction

Mangroves are highly productive biological habitats supporting marine and terrestrial species (Nagelkerken et al., 2008) and local human communities. Due to their importance to local livelihoods, mangrove natural resources have been also considered an important economic source as well for local communities. Mangroves have been very important for subsistence economies since Pre-Columbian times; there are accounts of mangrove/human interactions for more than 95% of the known history of the human-occupied Neotropics (López-Angarita, et al., 2016). They provide a variety of ecosystem services related to soil formation; the dense root systems of mangrove forests

trap sediments flowing down rivers and off the land. This helps stabilize the coastline and prevents erosion from waves and storms. Breeding sites, refuge, nesting, and feeding areas of many faunal species are provided by mangrove forests. Mangroves are highly valuable as breeding and nursery habitats for juvenile and migratory marine fish and mammal species, and are responsible for producing as much as 600 kg/ha of fish in nearby coastal ecosystems (Melana et al., 2000; Kathiresan & Bingham, 2001; Krumholz & Jadot, 2009; Valle et al., 2011). These fisheries form an essential source of food for thousands of coastal communities around the world.

Mangrove forests perform crucial ecological functions in coastal areas, including protection of coastal communities against natural hazards such as cyclones, tsunamis, and shoreline erosion (Saenger, 2002; FAO, 2007). These human communities also collect medicinal plants from mangrove ecosystems and use mangrove leaves as animal fodder. Additionally, mangrove forests are significant oxygen producers and CO₂ fixers, one of the gases that generate the greenhouse effect contributing to global warming (Ulloa-Delgado et al., 1998; Sanchez-Páez et al., 2000; MMA, 2002). Mangrove ecosystem services also include provisioning human societies for aquaculture, agriculture, alcohol, medicines, fodder, and other local subsistence use (Spalding, 1998; Hogarth, 1999; Alongi, 2002; Walters et al., 2008). Mangroves are increasingly utilized for wood products such as timber, poles, posts, fuel wood, and charcoal. The wood is resistant to rot and insects, making it extremely valuable. Many coastal and indigenous communities rely on this wood for construction material as well as for fuel and charcoal (Field, 1998; Bosire et al., 2008).

Despite the highly recognized functional importance of mangrove forests, in the last decades, there has been a rapid degradation of the mangrove forest resource. Kauffman & Donato (2012) estimate 14.7 million ha of mangrove forest ecosystems extend along tropical shorelines of the world, with annual losses of about 2% since 1990 (Valiela et al., 2001; Alongi, 2002; Duke et al., 2007; Bosire et al., 2008). The global decline of mangrove habitats has impaired at least three critical ecosystem services: (1) fisheries (33% decline); (2) nursery habitat, including effects on associated ecosystems such as oyster reefs, sea grass beds, and other wetland types (69% decline);

and (3) filtering and detoxification services provided by suspension feeders, including influences on associated ecosystems such as submerged vegetation and other wetland types (63% decline) (Worm et al., 2006; Barbier et al., 2011).

The largest area of mangroves in western South America covers the tropical coastline of the Colombian Pacific and the northern Ecuador (Esmeraldas region) (Spalding, et al., 2007; Spalding et al., 2010). Although the geographic distribution of species composition and structural characteristics of mangroves are mainly determined by interactions between regional factors (e. g., tides, freshwater hydrology) and geomorphology (Krauss et al., 2008), anthropogenic exploitation has substantially altered the biological characteristics of individual forests. As a result, these forests are among the most threatened ecosystems worldwide (Dahdouh-Guebas, 2000; Álvarez-León, 2003; Blanco, 2009). Polidoro et al. (2010) report that the highest proportion of threatened mangrove species in the world occurs in Costa Rica, Colombia, and Panama, with 25–40% of mangrove species classified as threatened under the IUCN Red List Categories of Critically Endangered, Endangered and Vulnerable. The most prejudicial human activities for mangrove forests include (a) construction of dwellings, docks, and roads, and (b) harvesting of mangrove wood to be used as fuel or construction material for homes, boats, and aquaculture ponds.

Colombia holds 379,954 ha of mangrove habitat, of which 292,724 ha extend along the Pacific coast (INDERENA, 1991). Mangrove forests are composed mainly of seven species: *Avicennia germinans* (L.), (black mangrove), *Rhizophora mangle* L., (red mangrove), *Laguncularia racemosa* (L.) C. F. Gaertn., (white mangrove), *Conocarpus erectus* L. (button mangrove), *Pelliciera rhizophorae* Planch. & Triana, (piñuelo), *Rhizophora racemosa* G. Mey., and *Mora oleifera* (Triana ex Hemsl.) Ducke (nato) (Prah, 1989; Peña et al., 2014). The Cauca Valley Environmental Corporation (CVC) regulates coastal forest conservation, and since 1999, mangrove wood use has been prohibited (INDERENA, 1991; CVC, 2007). Only local communities are authorized to use mangrove wood for non-commercial purposes.

The aim of this study was to evaluate mangrove wood use as an ecosystem service for local communities in three localities in Málaga and Buenaventura bays of the Colombian Pacific coast. Additionally, the

study surveyed the structure and composition of mangrove forests, and correlated the impact of wood use with forest composition. These data will contribute to establishment of appropriate conservation policies along the Pacific coast of Colombia. The compilation of basic information of mangrove use, identification of different practices of wood collection and the mangrove species affected could be address for a wider scientific audience.

Materials and methods

Study area

The study was conducted in Buenaventura, Colombia (Tropical Eastern Pacific), and included two Bays with different levels of human influence: Málaga Bay, which is a National Natural Park, and Buenaventura Bay, which is a main port on the Colombian Pacific coast. Málaga Bay (3°56′–4°05′N, 77°19′–7°21′W) is a tectonic estuary covering 126 km² (Cantera et al., 2013). It has approximately 12,000 inhabitants, divided into small human settlements, including Juanchaco, Ladrilleros, and La Barra, among others. The economy is based on ecotourism, especially during the whale-watching season (between June and October) when more than 1,100 humpback whales (*Megaptera novaeangliae*, Borowski, 1781) migrate north from the southeast Pacific (Flórez-Gonzalez et al., 2007). Buenaventura Bay (3°54′N, 77°12′W) is a drowned valley estuary covering 70 km² (Fig. 1), where Buenaventura is the main cargo port on the Colombian Pacific (moving 9,500,000 Ton/Year), (Perez, 2016). The estuary is surrounded by extensive mangrove swamps, especially in the southern part of the bay (Sánchez-Páez & Álvarez-León, 1997; Cantera & Blanco, 2001). Within Buenaventura Bay, our research was conducted in the area between Bazán—Bocana, which includes approximately 1700 inhabitants distributed in the small towns of Pianguüita, Vista Hermosa, La Bocana, and Changai.

Local details and interviews

In Málaga Bay, important local details and the number of people interviewed from La Barra, Ladrilleros and Juanchaco were as follows:

- *La Barra* This is a settlement located at the lower tide limit, with approximately 140 families. Some

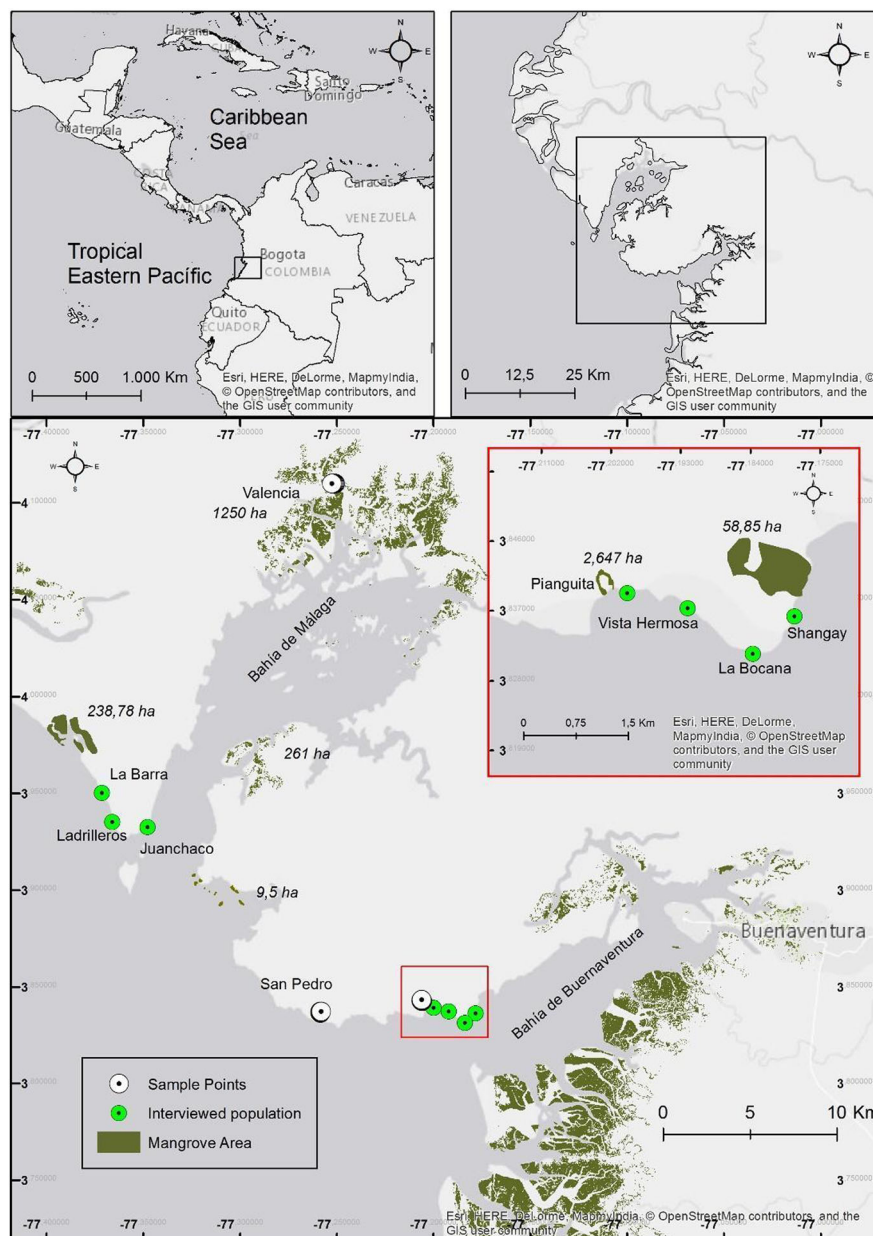
of the wooden houses are used as hotels with up to twenty rooms, with electricity, refrigeration, stereo, TV, and gas stoves. The area is affected by flooding during the highest tidal events or by tidal surge, and several houses have been lost from erosion. La Barra is connected to Ladrilleros by a 3 km beach that is emergent and accessible only during low tide, or alternatively by a path through the forest. We interviewed 10 people here.

- *Ladrilleros* This is a settlement of about 150 families, whose main source of income is ecotourism. Houses are used mainly for commercial activities, restaurants, craft making, and peddling. Most houses are built of bricks and cement. Ladrilleros is connected to Juanchaco through a 5 km trail accessible to any motor vehicle. We interviewed 60 people here.
- *Juanchaco* This is a settlement located at the northern entrance of Málaga Bay. It historically served as a fishermen's village, but now is used mainly for ecotourism. Juanchaco has a dock that receives boats carrying tourists and products such as food and fuel. Some hotels, cabins, and residences are used for lodging; some are built with bricks and mortar, and others with wood. We interviewed 40 people here.

In Buenaventura Bay, people from Pianguüita, Vista Hermosa, La Bocana and Changai were interviewed. The region itself is often referred to as Punta Bazan, which is a settlement with approximately 1700 people. Most of the residents are natives of the area; afro-descendants have lived in the area for at least three generations. Here also we identified a small population group that depends on the mangrove ecosystem. These individuals depend on the functions of the mangrove as a place for the reproduction, spawning, hatching, and nursery of several marine species. Important local details and the number of people interviewed from Pianguüita, Vista Hermosa, La Bocana, and Changai were as follows:

- *Pianguüita* This settlement belongs to the Special Natural Reserve of the Collective Territory. It is located in the eastern part of Buenaventura Bay. Buildings are used mostly for tourism, and there are hotels with up to four floors and cabins, mostly built with bricks and mortar. There is no dock for the community to use. We interviewed 40 people here.

Fig. 1 Map of the study area on the Colombian Pacific. *Green dots* indicate human settlements where surveys took place. *White dots* indicate where mangrove forest structure was measured *Source* Mangrove cover Giri et al. (2011)



- *Vista Hermosa* This settlement comprises a group of 30 wooden houses along a beach, which lies between Pianguita and La Bocana. Most of the villagers cater to tourists. We interviewed 10 people here.
- *La Bocana* This settlement has buildings for residences, hotels, restaurants, and a variety of stores. Access to the settlement is by boat from Buenaventura City or Málaga Bay. There is a

dock for the community to use. We interviewed 20 people here.

- *Changai* This settlement has approximately 160 families, with wooden houses mostly built on stilts (see Figure S1), with an average of five family members in each. These inhabitants are primarily fishermen and shellfish harvesters. We interviewed 30 people here.

Local use of mangroves

To obtain information on the use of mangroves by local communities, we interviewed households from Málaga and Buenaventura bays (Dahdouh-Guebas, et al., 2000; Satyanarayana, et al., 2013). A detailed list of questions posed to each person (head of household) interviewed is provided as On-line Supplementary Material. On each bay 100 interviews were conducted by the authors and a team of five college students, following the protocol of Martínez (2012); One adult person per household was interviewed to avoid repetition among family members. A local guide provided guidance and facilitated communications with respondents. Questions in the interview were intended to provide general information about local economic activities and different uses of mangrove resources. The questions sought to obtain information on how each inhabitant of a given community performs activities in and around the mangrove forests. The main topics covered in the interview included: (1) The socio-demographic and economic situation of the persons interviewed. (2) Their knowledge about mangroves and their main interaction with mangroves (e.g., as individual vegetation and as an ecosystem). (3) The use of mangrove vegetation as wood (for construction or fuel), food, medicine, or the manufacture of handicrafts, and (4) Their use of the mangrove ecosystem for the extraction of fishes, mollusks, and crustaceans.

The people who were interviewed were fishermen, national park officials, educational institutional employees, or members of the general public. Three population groups were identified: Indigenous (10%), afro-descendants (80%), and settlers (10%).

Local impact on mangroves

The anthropogenic impact on mangrove forest structure was assessed by conducting forest surveys on three sampling sites located within the study areas: Quebrada Valencia (Málaga Bay), San Pedro (midway between Málaga and Buenaventura bays), and Pianguüita (Buenaventura Bay) (Fig. 1). The composition and structure of the forests were determined following the methods described by Cintrón & Schaeffer-Novelli (1984) and Kauffman & Donato (2012). Transects were established perpendicular to the coastline, on which circular plots

with a radius of 7 m were established every 25 m along the transect (i.e., at 10, 35, 60, 85, 110, and 135 m from the coastline). Therefore, along each transect, eighteen plots were established (six locations with three plots each). According to their height, individual mangroves were classified as mature trees (> 4 m), young trees (1–4 m), and seedlings (< 1 m) (Ashton & Macintosh 2002). Mature trees were identified to species level, and values were expressed as density (number of trees/ha). The height of the trees (m) was measured using a clinometer and trigonometric calculations. The circumference was measured at the standard point for diameter at breast height (DBH, or 1.3 m), using a tape measure following the methods of English et al. (1997).

Results

Local use of mangroves

The local communities at Málaga and Buenaventura bays had different levels of knowledge in regard to the mangrove ecosystem. The first group of people, which we considered “experts,” could identify mangrove species using morphological characteristics of the leaves, flowers, and embryos. These people had received training from environmental authorities within the area, having been part of non-governmental organizations (NGOs) or having served as local tour guides (Fig. 2). “Experts” in mangroves represented only 5% of the interviewees in Málaga Bay, but 30% of the interviewees in Buenaventura Bay.

The second group, which we considered as having “good knowledge” about the mangroves, could usually distinguish distinct types of mangroves based

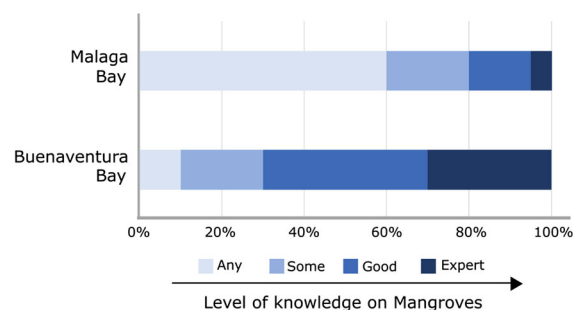


Fig. 2 Levels of knowledge about mangroves among the survey respondents

on the characteristics of the root system and the products they obtain from them. While locals with “good knowledge” represented 15% of the population sampled at Málaga Bay, they represented 40% of the sampled locals from Buenaventura Bay. Results from the interviews showed that most people with “good knowledge” of mangroves had gained empirical knowledge from their direct interactions and visits to the ecosystems. Most lived in the sector of Changai and are mainly bivalve harvesters and fishermen.

The third group, which we considered as having “some knowledge” about the mangroves, represented 20% of the population surveyed at Málaga and Buenaventura bays. These people had heard of the mangrove system, but could not distinguish among species. This group included people who occasionally visit the area, such as merchants, tourists, and technicians (e.g., electricians and systems engineers). Tourists who visit the beach for a few days typically have no knowledge of mangroves.

Use of mangroves

Local communities used mangroves for many purposes: for recreation, and to obtain fishing products, edible plants, and medicine. Different mangrove species are used as fuel wood and building materials (Table 1; Fig. 3).

Fish products The interviewed population recognized the importance of mangrove swamps as a breeding ground for fish species and other organisms

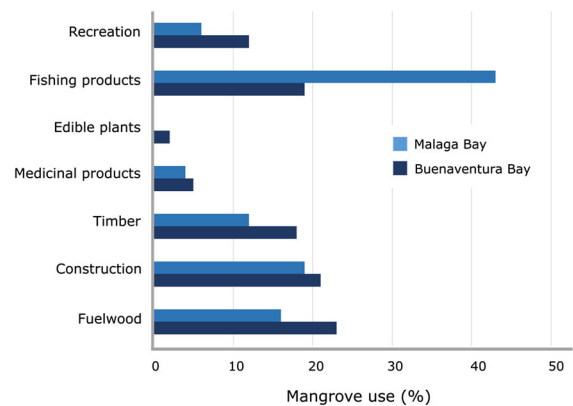


Fig. 3 Uses given to mangrove species found in the study area

of economic as well as subsistence importance to the inhabitants of the area (43% in Málaga Bay and 19% in Buenaventura Bay). This is interesting because the fisherman do not carry out their activity inside the mangrove forest; rather, the fishing takes place in the mouth of the river or in the coastal zone. Nevertheless, the association between mangrove forest area and fishing success was recognized among the interviewed population. In Changai, there is a group of at least 30 women whose economy depends directly on collection of bivalve mollusks. The species commonly collected include *Anadara tuberculosa* (Sowerby) and *Anadara similis* (Adams), which together are locally called “piangua.” These species are collected in the soil under *Rhizophora* spp. roots (see Figure S2). Each woman collects

Table 1 Mangrove species wood use in the study area in Málaga and Buenaventura bays, Colombian Pacific

Species	Use	Part used
<i>Mora oleifera</i> (Triana ex Hemsl.) Ducke	Posts, beams, pilings to protect from erosion and tides, bridges and houses. Floors. Staircase steps	Trunk
<i>Avicennia germinans</i> (L.) Stearn	It is used as house columns, canoes, spikes, fences, baskets, tool handles. Fuelwood and charcoal, posts, piles, structural wood, furniture construction, tool handles, musical instruments, craft objects The bark contains tannins that are used to tan skins The infusion is used in cases of diarrhea, to heal wounds and to treat hemorrhoids. The flowers are rich in nectar and honey, and of excellent quality	Trunk
<i>Laguncularia racemosa</i> (L.) C. F. Gaertn.	Its wood is used as firewood, in the construction and manufacture of furniture, house columns, canoes, spikes, fences, baskets, tool handles	Trunk
<i>Rhizophora</i> spp.	Charcoal, mangrove wood for construction, and fuel wood Constructions and rustic instruments, extraction of tannins, construction of fishing gear	Branches
<i>Pelliciera rhizophorae</i> Triana & Planch	Wood used for pitchforks, sills, fence posts, and fuel wood	Trunk

between 20 and 30 dozen piangua per day, with an average size of 5 cm (Delgado et al., 2010a, b). Collections are made during low tide. Piangua are sold to an intermediary at \$ 0.70 USD per dozen and the intermediary sells the product to restaurants in the area or in Buenaventura City at \$ 5.30 USD a pound or \$ 10 USD a dozen. In some households, mollusks or fish species without value in the market are consumed, such as the gastropod mollusk *Littoraria zebra* (Wood, 1828), which is commonly prepared with rice.

Edible plants there is no information on the existence of edible plants in the mangrove, either for Málaga or for Buenaventura Bays.

Medicinal uses It is not common to find medicinal uses of mangrove species. However, during the interviews, native Americans of the Waunan tribe in the Málaga Bay area reported that leaves of *Rhizophora* spp. were chewed before social celebrations to compensate for the consequences of alcohol consumption. In addition, an infusion of *Avicennia germinans* (L.) bark is used in cases of diarrhea and to heal wounds and hemorrhoids.

Wood Depending on the mangrove species, part of the mangrove plant is used to obtain building materials or fuel wood. The trunk is the most useful part of the mangrove tree, as it is used for construction or fuel. Mangrove wood harvesting activities occur in different parts of the forest. Harvesting depends on where the required species is located and on the size and availability of timber, rather than on accessibility. Harvesting usually occurs when planks or logs for different uses in the home are needed; harvest is not a recurring activity, nor is it seasonal. Harvesting activities vary according to the level of formality. A local level of formality in harvesting involves the interested party approaching a professional sawyer, who is authorized by the community council to carry out wood cutting activities in the forest. The sawyer cuts and piles trees and sells them to the person who requests them; this wood is sold unpolished. Otherwise, harvested wood must be taken to Buenaventura or purchased directly there, which adds value to the wood.

Wood for construction Wood is the main building material for the construction of stilt houses (also known as pile dwellings) (Figure S1). Since mangroves produce very hard and solid wood, the local community uses it to build the foundations, floor,

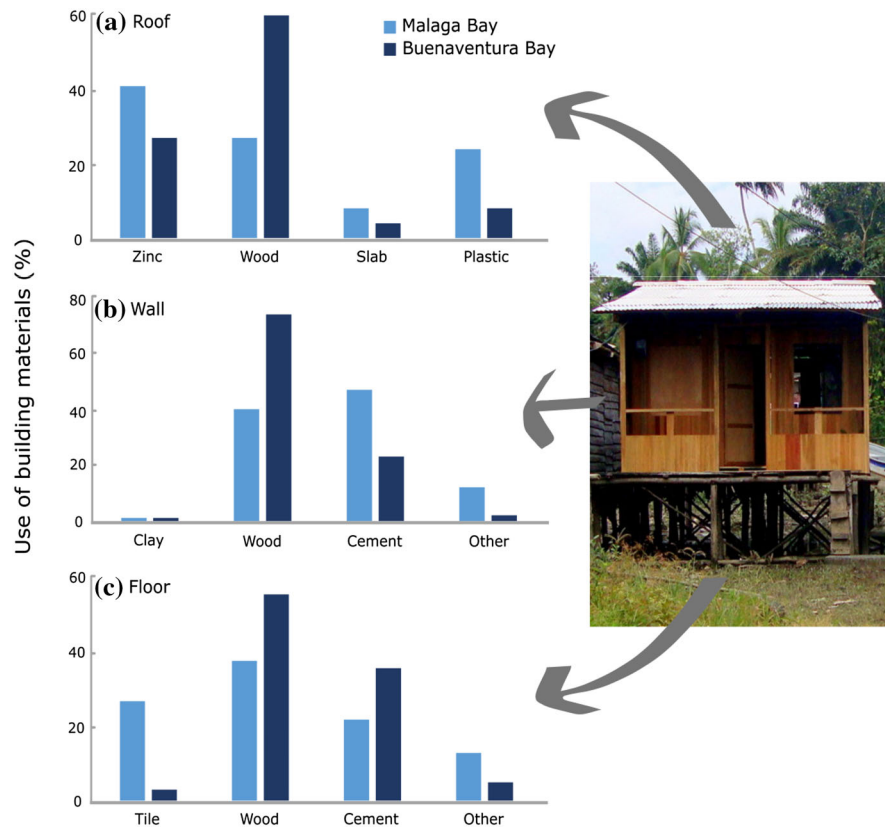
walls, and roof of their houses. According to the surveys, *Rhizophora* spp. (red mangrove), *Laguncularia racemosa* (L.) C. F. Gaertn (white mangrove), *Avicennia germinans* (L.) (black mangrove), *Pelliciera rhizophorae* Planch. & Triana (piñuelo) and *Mora oleifera* (Triana ex Hemsl.) Ducke (nato) are the main species used for this purpose.

Ceiling beams of homes are built with mangrove wood (48% at Málaga Bay vs. 61% at Buenaventura Bay); the walls of dwellings of most people interviewed in Málaga Bay and in Buenaventura Bay were built with wood (40% Málaga Bay, 74% Buenaventura Bay). Concrete was also used in some instances, such as for hotel construction, where better foundations are required. In most cases, houses built on stilts (9% in Málaga Bay, 30% in Buenaventura Bay) and floors are made of wood (38% Málaga Bay, 56% Buenaventura Bay), whereas taller dwellings and hotels had floors covered in concrete or ceramic tiles (Fig. 4).

The construction of stilt houses, which are found mainly in Changai, requires the use of wood posts and planks. A standard house requires ≥ 16 posts of *Mora oleifera* (Triana ex Hemsl.) Ducke, each > 6 m long. Each post costs \$ 5 USD. The posts are buried approximately 1.5 m deep in the mud, with > 6 m above ground, due to the high tide. The floor of the house is built on top of these posts using wooden planks. Each plank is about 25×400 cm long and costs \$ 5 USD. When buying a dozen, each unit costs \$ 3 USD. At least 36 planks are needed to build a room. Taking into account that a standard stilt house requires 16 posts of *Mora oleifera* (Triana ex Hemsl.) Ducke at the base, and that in the town of Changai there are about 160 houses, we can estimate that in this sector, at least 2560 trees have been logged to support this unique activity.

Wood for fuel The direct use of *Rhizophora* spp. was recorded as fuel wood for cooking in places where there is no electric energy or where people do not have the money to pay for energy or gas. The average monthly payment for energy consumption in a dwelling where approximately five persons live is about \$10 USD. The species of mangrove most used as fuelwood are from the taxonomic genus *Rhizophora*, with 62% of the users in Málaga Bay and 45% of the users in Buenaventura Bay, followed by *Laguncularia racemosa* (23% in Málaga Bay and 33% in Buenaventura Bay; Fig. 4). A low proportion

Fig. 4 The relative use of mangrove wood as a building material among survey respondents



of the population used *Avicennia germinans*(L.) (15% Málaga Bay and 22% in Buenaventura Bay). No monetary value was registered for purchase or sale of this wood, as it is taken directly from the mangrove forest (Fig. 5).

Local impact on mangrove forests

The composition and structure of mangrove forest were analyzed at three sites. The species present in

the sampling sites were *Rhizophora* spp., *Pelliciera rhizophorae* Planch. & Triana, and *Mora oleifera* (Triana ex Hemsl.) Ducke. The most common and important species were *Rhizophora* spp. (including *R. mangle* and *R. racemosa*, which are very difficult to distinguish from each other during field surveys) (Table 2). The density of mangrove trees in Quebrada Valencia was $28,000 \pm 413$ (mean $\pm$ standard deviation) individuals/ha; in San Pedro, it was $15,400 \pm 1335$ ind/ha, and in Pianguüita was

Fig. 5 Proportion of mangrove species use as fuel wood and construction material in Málaga and Buenaventura bays

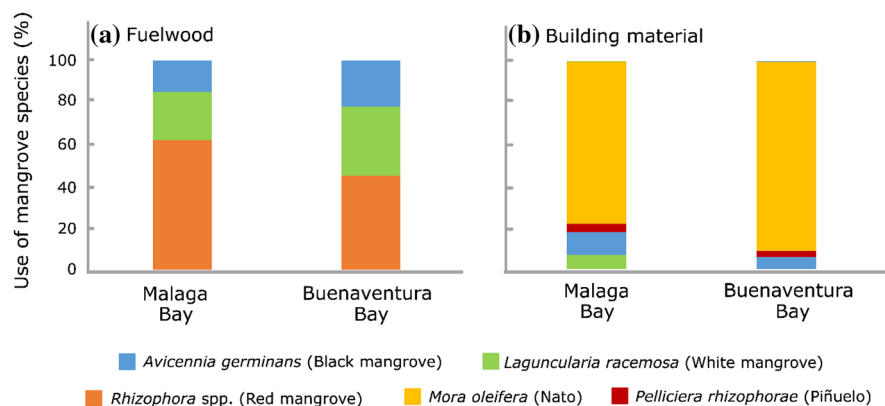


Table 2 Importance Value Index (I.V.I) corresponding to plant species of Quebrada Valencia, Pianguita y San Pedro, Colombian Pacific

Species	Quebrada valencia	San Pedro	Pianguita
<i>Mora oleifera</i>	32.68	0	36.30
<i>Pelliciera rhizophorae</i>	0	76.00	58.00
<i>Rhizophora</i> spp.	168.32	125.04	106.76

8100 $\pm$ 3,110 ind/ha (Fig. 6), with this result attributed to forest maturity. The main height of the canopy (5.9 ± 2.6 to 17.5 ± 1.1 m) and the basal area (2.03 ± 2.6 to 1082.80 m²/ha) were higher in Quebrada Valencia, followed by San Pedro, and then Pianguita (Table 3), indicating that the trees of Quebrada Valencia riverine forest are mature.

The total number of seedlings and juveniles up to 4 m is shown in Fig. 6. In Quebrada Valencia, there were 10,400 $\pm$ 2.2 ind/ha, followed by San Pedro with 4,700 $\pm$ 932.6 ind/ha, and Pianguita with 4,100 $\pm$ 717 ind/ha.

Discussion

This study documents the importance of mangrove resources for local communities of the Colombian Pacific coast. Surveys were conducted to ascertain mangrove knowledge and local dependence on mangrove wood for subsistence, including household needs, fuel wood, and income. These findings contribute to a greater global appreciation for identifying what mangrove forests provide to people. Indeed, the importance of the mangroves as an ecosystem service

has been reported worldwide (Dahdouh-Guebas & Koedam, 2006; FAO, 2007; Nagelkerken et al., 2008; Walters et al., 2008).

The difference in knowledge about mangroves among the respondents is very clear. The two populations have a rather different pattern of knowledge: in Málaga Bay, the majority of the respondents do not know about mangroves, since very few people visit the ecosystem; their relationship is based on fishery products obtained indirectly from this ecosystem. In Buenaventura Bay, most respondents have a good or excellent knowledge about the mangrove. Here, we found more people who work as ecotourism guides in the mangrove area, or who use mangrove wood directly or collect shellfish.

In the study area, the collection of mangrove resources differs between men and women. Women and children mostly devote their time to bivalve harvesting, especially *Anadara tuberculosa* (Sowerby), *Anadara similis* (Adams), and in some cases *Grandiarca grandis* (Broderip & Sowerby, 1829) and *Striostrea prismatica* (Gray, 1825). Not many studies have focused on these gender divisions in mangrove resource exploitation, with some exceptions in fishery related activities (Howard, 2003;

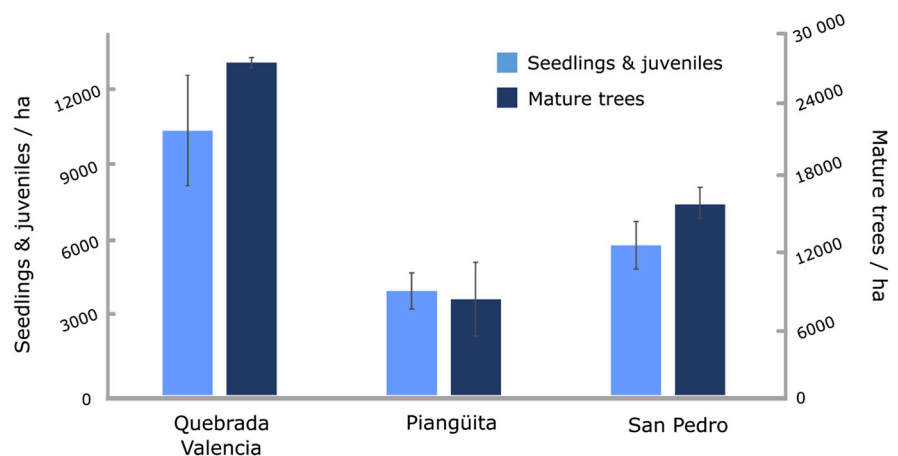
Fig. 6 Total mangrove density in three sites of the Colombian Pacific coastal zone

Table 3 Average and standard deviation for density (Ind/ha), height (m), and basal area (m²/ha) of the mangrove trees in three sites of Colombian Pacific coastal zone

Sample site/species	Density (Ind/ha)	Total species	Height (m)	Basal Area (m ² /ha)
Quebrada Valencia				
<i>Rhizophora</i> spp.	28000 ± 414		11.3 ± 8.9	235.1 ± 24.8
<i>Mora oleifera</i>			17.3 ± 8.5	1082.8 ± 38.9
San Pedro				
<i>Rhizophora</i> spp.	15400 ± 1335		17.5 ± 1.1	28.1 ± 76.8
<i>Pelliciera rhizophorae</i>			6.1 ± 3.8	93.6 ± 4.1
Pianguita				
<i>Rhizophora</i> spp.	8100 ± 3110		6.8 ± 5.1	6.0 ± 6.0
<i>Mora oleifera</i>			6.8 ± 3.6	2.0 ± 2.6
<i>Pelliciera rhizophorae</i>			5.9 ± 2.6	3.25 ± 55.6

Magalhães et al., 2007). This also was observed by Feka et al. (2011), where women, harvest small mangrove trees near their homes and men, whose harvesting practices are less frequent, practice small scale, selective harvesting of larger trees. In this study, men are usually involved in fishing activities; women play an important role in subsistence collection of mollusks and food preparation. Of the 100 people interviewed in Buenaventura Bay, 30 women are mainly involved in activities related to mollusk collection, while men are engaged in collecting timber or fishing.

Mangrove wood

Among coastal communities globally, fuel wood is one of the major extractable uses of mangroves (Dahdouh-Guebas et al., 2000; Glaser, 2003; Walters, 2005; Lopez-Hoffman et al., 2006; Rönnbäck et al., 2007; Walters et al., 2008), but this use is also a major threat along with timber for the mangroves in Asia and Africa (Hernández-Cornejo et al., 2005). In the Philippines, it is common to make charcoal or to use mangrove wood as fuel (Walters, 2006; Walters et al., 2008). In the Colombian Pacific, local users also use mangrove wood to make charcoal. The consequences of the use of wood as fuel and for the construction of pile dwellings in the study area should be analyzed to establish appropriate conservation policies, and to identify the main affected mangrove species. The use of wood in the study area resulted in selective cutting of mangrove trees, especially *Rhizophora* spp., *Laguncularia racemosa* (L.) C. F. Gaertn and *Avicennia germinans* (L.), which are used primarily as fuel wood. *Mora oleifera* (Triana ex

Hemsl.) Ducke is used in greater proportion in the construction of houses and as posts for basement construction and for area-specific erosion control.

The mangrove forest of Málaga and Buenaventura bays have low structural development compared with other mangrove forest on the Colombian Pacific coast in terms of height and basal area (Sánchez-Páez & Álvarez-León, 1997; Peña-Salamanca et al., 2014). These data suggest the influence of selective mangrove cutting for construction and timber resources near local settlements. Measurements of basal area and mean height of all mangrove individuals indicated the possible influence of anthropogenic effects, mainly due to selected extraction of mature individuals, which have better wood. Similar patterns have been shown in Brazilian mangroves (Calegario et al., 2015). The most abundant tree in the study area was *Rhizophora* spp. (red mangrove), followed by *Pelliciera rhizophorae* (piñuelo) and *Mora oleifera* (Triana ex Hemsl.) Ducke (nato). At present, *Rhizophora* spp. is strongly dominant. This study did not record the presence of *Laguncularia racemosa* (L.) C. F. Gaertn or *Avicennia germinans* (L.). The number of adult individuals and seedlings of *Pelliciera rhizophorae* Planch. & Triana and *Mora oleifera* (Triana ex Hemsl.) Ducke in the three localities is low, and for *Mora oleifera* (Triana ex Hemsl.) Ducke only a few of the oldest trees survive, indicating a low regeneration rate of the forest. The structural properties of this mangrove forest imply that there has been over-exploitation of *Mora oleifera* (Triana ex Hemsl.) Ducke, which is the main wood resource in the study area.

The higher proportion of seedlings and juveniles also indicates higher growth rate of the seedlings.

Gan (1995) recommends a density of 5000–10,000 seedlings per hectare to ensure good regeneration potential for logged areas, while Srivastava & Bal (1984) indicate a minimum of 2500 seedlings per hectare to ensure natural regeneration. In this case, the natural regeneration potential of mangroves is low in San Pedro (4700 seedlings/ha) and Piangiüita (4100 seedlings/ha), indicating that harvesting pressures might not be sustainable in the long term.

Edible and medicinal mangrove plants

Wild food plants are used by agricultural societies because of their rich contribution to culinary and cultural diversity as well as for food security and nutrition (Cotton, 1996; Price, 2003). In the study area, *Rhizophora* spp. leaves are used to avoid hangovers after excessive alcohol consumption. An infusion of *Avicennia* leaves is used as medicine in cases of diarrhea, as well as to heal wounds and hemorrhoids. Flowers of this species are also used for honey and nectar extraction, although local communities consider it bitter to the taste.

Mangrove fishery resources

Mangrove ecosystems have proven to be important as food and shelter for several finfish and shellfish communities (Adeel & Pomeroy, 2001; Primavera et al., 2004; Crona & Rönnbäck, 2005; Dahdouh-Guebas et al., 2006; Dahdouh-Guebas & Koedam 2008, Walters et al., 2008; Cannicci et al., 2008; Mwandya et al., 2009). In the Colombian Pacific, fishermen sell the products to restaurants directly or to intermediaries who transport the products to Buenaventura and other cities.

Mangrove conservation and management

The lack of accurate information on the part of environmental managers and policymakers, coupled with the fact that these environments have been classified often as uncultivated land, explains the poor management of mangroves in many developing countries (Sánchez-Páez et al., 2000; Adeel & Pomeroy, 2001; Gammage et al., 2002; Lynagh & Urich, 2002; Sánchez-Páez et al., 2004). In

Colombia, national and regional environmental authorities are responsible for forest protection and management. Artisanal uses and community-based use of mangrove resources are permitted, such as the integrated management Bazan—Bocana District, which includes the natural protected areas in which exploitation by ethnic populations is permitted. This is an example in which local communities are involved in environmental planning and programs of mangrove conservation and management.

In Colombia, there have been many projects for mangrove conservation (MMA, 2002; Álvarez-León, 2003; Flórez & Etter, 2003), but there is evidence of some loss caused by different human activities along the Pacific coastline. The decrease of mangrove cover causes a variety of problems, ranging from environmental degradation and loss of diversity, to the breakdown of socio-economic systems. Pressure on coastal areas can exceed the carrying capacity of these areas and cause resource and environmental quality degradation (Valiela et al., 2001; Barbier & Cox, 2003; Polidoro et al., 2010).

Conclusions

The results of this study show that the main uses of mangroves in the study area are fuel wood, construction, and fishery products. Of these three categories of use, the local population depends on fishing resources (30%), use of wood for fuel (15–21%) and for construction (42–75%). These data indicate that these mangrove uses are mainly determined by the economic situation of the local communities. Local communities also use the mangrove creeks as fishing areas.

Mangrove management strategies in the Colombian Pacific area must be applied with adequate scientific management. Considering the importance of mangrove resources for the livelihoods of local peoples, it is necessary to prioritize participatory approaches with local communities in a planning, decision making and implementation of forestry activities. It is necessary to provide alternatives to the use of mangrove species as fuel wood and the construction of dwellings, which will permit both the conservation of mangrove forests and the subsistence of populations.

Acknowledgements This study was supported by a grant from COLCIENCIAS (Code 1106-659-44115) in call 659 of 2014 “Análisis de la dinámica trófica en dos manglares del Pacífico colombiano mediante el uso integrado de isótopos estables y modelación ecosistémica.”. We thank the Universidad Autónoma de Occidente and the Universidad del Valle for their financial and logistical support during the study, the local communities of Málaga and Buenaventura Bays for their participation in the interviews, and the community leaders for their help during the fieldwork in the mangrove forest, especially the women “Piangueras” for sharing such a valuable experience. We thank Juan C. Mejía for his help with cartography and Enrique J. Peña and Maria del Mar Palacios for their insightful comments on earlier versions of this manuscript. This study was presented at the 2016 Mangrove and Macro-benthos Meeting (MMM4), Saint Augustine, Florida, U.S.A.

References

- Adeel, Z. & R. Pomeroy, 2001. Assessment and management of mangrove ecosystems in developing countries. *Trees* 16: 235–238.
- Alongi, D. M., 2002. Present state and future of the world's mangrove forests. *Environmental Conservation* 29: 331–349.
- 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.
- Ashton E. C. & Macintosh D. J. 2002. Preliminary assessment of the plant biodiversity and community ecology of the Sematan mangrove forest, Sarawak, Malaysia. *Forest Ecology and Management* 166: 111–129.
- Barbier, E. B. & M. Cox, 2003. Does economic development lead to mangrove loss? A cross-country analysis. *Contemporary Economic Policy* 21(4): 418–432.
- Barbier, E. B., S. D. Hacker, C. Kennedy, E. W. Koch, A. C. Stier & B. R. Silliman, 2011. The value of estuarine and coastal ecosystem services. *Ecological Monographs* 81(2): 169–193.
- Blanco, J. F., 2009. Banana crop expansion and increased river-borne sediment exports to the Gulf of Urabá, Caribbean Coast of Colombia. *AMBIO: A Journal of the Human Environment* 38: 181–183.
- Bosire, J. O., F. Dahdouh-Guebas, M. Walton, B. I. Crona, R. R. Lewis III, C. Field, J. G. Kairo & N. Koedam, 2008. Functionality of restored mangroves: a review. *Aquatic Botany* 89(2): 251–259.
- Calegario, G., M. S. Salomao, M. B. Rezende & C. E. Bernini, 2015. Mangrove forest structure in the São João River Estuary, Rio de Janeiro, Brazil. *Journal of Coastal Research* 31(3): 653–660.
- Cannicci, S., D. Burrows, S. Fratini, T. J. Smith III, J. Offenberg & F. Dahdouh-Guebas, 2008. Faunistic impact on vegetation structure and ecosystem function in mangrove forests: a review. *Aquatic Botany* 89: 186–200.
- Cantera, J. R. & J. F. Blanco, 2001. The estuary ecosystem of Buenaventura Bay, Colombia. In Seeliger, U. & B. Kjerfve (eds), *Coastal Marine Ecosystems of Latin America*, Ecological studies. Springer, New York: 265–280.
- Cantera, J. R., E. Londoño-Cruz, L. M. Mejía-Ladino, L. Herrera-Orozco, C. A. Satizabal & N. Uribe-Castañeda, 2013. Environmental issues of a marine protected area in a tectonic Estuary in the Tropical Eastern Pacific: Uramba (Málaga Bay Colombia): context, biodiversity, threats and challenges. *Journal of Water Resource and Protection* 5: 1037–1047.
- Cintrón, G. & Y. Schaeffer-Novelli, 1984. Methods for studying mangrove structure. In Snedaker, S. C. & J. G. Snedaker (eds), *The mangrove ecosystem: research methods* On behalf of the UNESCO/SCOR working group 60 on mangrove ecology. United Nations Educational and Cultural Organization, Bungay: 251.
- Corporación Autónoma Regional del Valle del Cauca (CVC). 2007. http://www.avancejuridico.com/actualidad/documentosoficiales/2007/46652/a_cvc_0015_2007.html.
- Cotton, C. M., 1996. *Ethnobotany: Principles and Applications*. Wiley, Singapore.
- Crona, B. I. & P. Rönnbäck, 2005. Use of replanted mangroves as nursery grounds by shrimp communities in Gazi Bay, Kenya. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 65: 535–544.
- Dahdouh-Guebas, F. & N. Koedam, 2006. Coastal vegetation and the Asian Tsunami. *Science* 311: 37–38.
- Dahdouh-Guebas, F. & N. Koedam, 2008. Long-term retro-spection on mangrove development using transdisciplinary approaches: a review. *Aquatic Botany* 89: 80–92.
- Dahdouh-Guebas, F., C. Mathenge, J. G. Kairo & N. Koedam, 2000. Utilization of mangrove wood products around Mida Creek (Kenya) amongst subsistence and commercial users. *Economic Botany* 54: 513–527.
- Dahdouh-Guebas, F., S. Collin, D. Lo Seen, P. Rönnbäck, D. Depommier, T. Ravishankar & N. Koedam, 2006. Analysing ethnobotanical and fishery-related importance of mangroves of East-Godavari Delta (Andhra Pradesh, India) for conservation and management purposes. *Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine* 2: 24.
- Delgado, M. F., W. Gualteros, S. Espinosa, C. Lucero, A. M. Roldan, L. A. Zapata, J. R. Cantera, C. Candelo, C. Palacio, O. Muñoz, G. Mayor & D. L. GilAgudelo, 2010a. Potencial productivo de las poblaciones naturales de la piangua *Anadara tuberculosa* y *Anadara similis* dentro de una perspectiva espacio-temporal en la costa Pacífica colombiana-Informe Final. INVEMAR, ASCONAR, WWF Colombia, Universidad del Valle, UAESPNN – PNN Sanquianga; Co-financiado por el Ministerio de Agricultura, Cali: 20.
- Delgado, M. F., W. Gualter, S. Espinosa, C. Lucero, M. Cortes, A. M. Roldan, L. A. Zapata, J. R. Cantera, C. Candelo, C. Candelo, O. Muñoz, G. Mayor & D. L. Gil-Agudelo, 2010b. Pianguando- Estrategias para el manejo de la piangua” (cartilla). INVEMAR, ASCONAR, WWF Colombia. Universidad del Valle, UAESPNN-PNN Sanquianga; Co-financiado por el Ministerio de Agricultura. Serie de publicaciones generales INVEMAR N°.45, Cali.
- Duke, N., S. Meynecke, J. Dittmann, M. Ellison, K. Anger, U. Berger, S. Cannicci, E. Diele, C. Fierd, N. Koedam, S. Lee, C. Marchand, I. Nordhaus & F. Dahdouh-Guebas, 2007. A world without mangroves? *Science* 317: 41–42.

- English, S., C. Wilkinson & V. Baker, 1997. Survey Manual for Tropical Marine Resources, 2nd ed. Australian Institute of Marine Science, Townsville.
- Feka, N. Z., M. G. Manzano & F. Dahdouh-Guebas, 2011. The effects of different gender harvesting practices on mangrove ecology and conservation in Cameroon. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management* 7(2): 108–121.
- Field, C. D., 1998. Rehabilitation of mangrove ecosystems: an overview. *Marine Pollution Bulletin* 37: 383–392.
- Flórez, A. & A. Etter, 2003. Caracterización ecológica de las islas Múcura y Tintipán, archipiélago de San Bernardo, Colombia. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias* 27(104): 343–356.
- Flórez-González, L., I. C. Ávila, J. Capella, P. Falk, F. Félix, J. Gibbons, H. Guzmán, B. Haase, J. Herrera, V. Peña, L. Santillán, I. C. Tobón & K. Van Warebeek, 2007. Estrategia para la conservación de la ballena jorobada del Pacífico Sudeste. Lineamientos de un plan de acción regional e iniciativas nacionales. Fundación Yubarta, Cali: 106.
- Food and Agriculture Organization, FAO, 2007. Evaluación de los recursos forestales mundiales 2005. Estudio temático sobre manglares, Colombia: 14.
- Gammage, S., M. Benítez & M. Machado, 2002. An Entitlement approach to the challenges of mangrove management in El Salvador. *Ambio* 31(4): 285–294.
- Gan, B. K., 1995. A Working Plan for the Matang Mangrove Forest Reserve (fourth revision). Published by the State Forest Department of Perak Darul Ridzuan, Malaysia: 214.
- 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 (version 1.3, updated by UNEPWCWC). *Global Ecology and Biogeography* 20(1): 154–159. doi:10.1111/j.1466-8238.2010.00584.x.
- Glaser, M., 2003. Interrelations between mangrove ecosystem, local economy and social sustainability in Caeté Estuary, North Brazil. *Wetlands Ecology and Management* 11: 265–272.
- Hernández-Cornejo, R., N. Koedam, A. Ruiz-Luna, M. Troell & F. Dahdouh-Guebas, 2005. Remote sensing and ethnobotanical assessment of the mangrove forest changes in the Navachiste-San Ignacio-Macapule lagoon complex, Sinaloa, Mexico. *Ecology and Society* 10(1): 16.
- Hogarth, P. J., 1999. *The Biology of Mangroves*. Oxford University Press, Oxford: 228.
- Howard, P. L. (ed.), 2003. *Women and Plants: Gender Relations in Biodiversity Management and Conservation*. Zed books, London: 298.
- Instituto Nacional de los Recursos Naturales Renovables (INDERENA). 1991. Diagnostico exploratorio de los manglares en Colombia. Instituto Nacional de los Recursos Naturales Renovables y del Ambiente/Subgerencia de Bosques y Aguas. Santa Fe de Bogotá D.C. Informe. Técnico: 1–43.
- Kauffman, J. B. & D. C. Donato. 2012. Protocols for the Measurement, Monitoring and Reporting of Structure, Biomass and Carbon Stocks in Mangrove Forests. Working Paper 86 CIFOR, Bogor, Indonesia.
- Kathiresan, K. & B. L. Bingham, 2001. Biology of mangroves and mangrove ecosystems. *Advances in Marine Biology* 40: 81–251.
- Krauss, K. W., C. E. Lovelock, K. McKee, L. López-Hoffman, S. M. L. Ewe & W. P. Sousa, 2008. Environmental drivers in mangrove establishment and early development: a review. *Aquatic Botany* 89: 105–127.
- Krumholz, J. & C. Jadot, 2009. Demonstration of a new technology for restoration of red mangrove (*Rhizophora mangle*) in high-energy environments. *Marine Technology Society Journal* 43(1): 64–72.
- López-Angarita, J., R. Callum, M. Tilley, A. Hawkins, J. Cooke & G. Richard, 2016. Review and synthesis: mangroves and people: Lessons from a history of use and abuse in four Latin American countries. *Forest Ecology and Management* 368: 151–162.
- Lopez-Hoffman, L., I. E. Monroe, E. Narvaez, M. Martinez-Ramos & D. D. Ackerly, 2006. Sustainability of mangrove harvesting: how do harvesters' perceptions differ from ecological analysis? *Ecology and Society* 11(2): 14.
- Lynagh, F. M. & P. B. Urich, 2002. A critical review of buffer zone theory and practice: a Philippine case study. *Society and Natural Resources* 15: 129–145.
- Magalhães, A., R. M. da Costa, R. da Silva & L. C. C. Pereira, 2007. The role of women in the mangrove crab (*Ucides cordatus*, Ocypodidae) production process in North Brazil (Amazon region, Pará). *Ecological Economics* 61: 559–565.
- Martínez-Bencardino, C., 2012. Estadística y muestreo, 13a ed. Ecoe Ediciones, Bogotá: 900.
- Melana, D. M., J. Atchue III, C. E. Yao, R. Edwards, E. E. Melana & H. I. Gonzales, 2000. *Mangrove Management Handbook*. Through the Coastal Resource Management Project, Cebu City, Philippines. Department of Environment and Natural Resources, Manila: 96.
- Ministerio del Medio Ambiente (MMA). 2002. *Uso sostenible, Manejo y Conservación de los Ecosistemas de Manglar en Colombia*. Programa Nacional. Dirección General de Ecosistemas—Ministerio del Medio Ambiente. Bogotá, pp 59.
- Mwandya, A. W., M. Gullström, M. C. Öhman, M. H. Andersson & Y. Mgaya, 2009. Fish assemblages in Tanzanian mangrove creek systems influenced by solar salt farm constructions. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 82: 193–200.
- Nagelkerken, I., S. J. M. Blaber, S. Bouillon, P. Green, M. Haywood, L. G. Kirton, J. O. Meynecke, J. Pawlik, H. Penrose, M. Sasekumar & P. J. Somerfield, 2008. The habitat function of mangroves for terrestrial and marine fauna: a review. *Aquatic Botany* 89: 155–185.
- Peña-Salamanca, E. J., J. R. Cantera-Kintz & P. A. Silverstone-Sopkin, 2014. Mangrove forest of the Pacific coast of Colombia. Páginas 12–20 en: Cornejo, X. (ed.), *Plants of the South American Pacific Mangrove swamps*. Publicaciones del Herbario GUAY, Facultad de Ciencias Naturales de la Universidad de Guayaquil, Guayaquil.
- Pérez, C. 2016. Buenaventura, Cartagena, Santa Marta y Barranquilla, los puertos claves del comercio exterior colombiano. <http://revistadelogistica.com/actualidad/buenaventura-cartagena-santa-marta-y-barranquilla-los-puertos-claves-del-comercio-exterior-colombiano/>.

- Polidoro, B. A., K. E. Carpenter, L. Collins, N. C. Duke, A. M. Ellison, J. C. Ellison, E. J. Farnsworth, E. S. Fernando, K. Kathiresan, N. E. Koedam, S. R. Livingstone, T. Miyagi, G. E. Moore, V. N. Nam, J. E. Ong, J. H. Primavera, S. G. Salmo III, J. C. Sanciango, S. Sukardjo, Y. Wang & J. W. Hong-Yong, 2010. The loss of species: mangrove extinction risk and geographic areas of global concern. *PLoS ONE* 5(4): 1–10.
- Price, L. L., 2003. Farm women's rights and roles in wild plant food gathering and management in Northeast Thailand. In Howard, P. L. (ed.), *Women and Plants: Gender Relations in Biodiversity Management and Conservation*. Zed books, London: 101–114.
- Primavera, J. H., R. B. Sadaba, M. J. H. L. Lebata & J. P. Altamirano, 2004. *Handbook of Mangroves in the Philippines—Panay*. SEAFDEC Aquaculture Department, Iloilo: 106.
- Rönnbäck, P., B. Crona & L. Ingwall, 2007. The return of ecosystem goods and services in replanted mangrove forests—perspectives from local communities in Gazi Bay, Kenya. *Environmental Conservation* 34: 313–324.
- Saenger, P., 2002. *Mangrove ecology, silviculture and conservation*. Kluwer Academic publishers, The Netherlands: 360.
- Sánchez-Páez, H. & R. Álvarez-León, 1997. Diagnóstico y zonificación preliminar de los manglares del Pacífico colombiano. Ministerio del Medio Ambiente-OIMT, Santa Fé de Bogotá: 343.
- Sánchez-Páez, H., R. Álvarez-León, O. A. Guevara-Mancera & G. A. Ulloa-Delgado, 2000. Lineamientos estratégicos para la conservación y uso sostenible de los manglares de Colombia. Ministerio del medio ambiente, ACOFORE, OIMT, Bogotá. D.C: 290.
- Sánchez-Páez, H., G. Ulloa-Delgado & H. Tavera-Escobar, 2004. Manejo integral de los mangles por comunidades locales Caribe de Colombia Ministerio de Ambiente Vivienda y Desarrollo Territorial, Corporación Nacional de Investigación y Fomento Forestal-CONIF, Organización Internacional de Maderas Tropicales-OIMT. Proyecto Manejo Sostenible y Restauración por las Comunidades Locales del Caribe de Colombia, Bogotá: 335 pp.
- Satyanarayana, B., S. Mulder, L. P. Jayatissa & F. Dahdouh-Guebas, 2013. Are the mangroves in the Galle-Unawatuna area (Sri Lanka) at risk? A social-ecological approach involving local stakeholders for a better conservation policy. *Ocean & Coastal Management* 71: 225–237.
- Spalding, M. D. 1998. Patterns of biodiversity in coral reefs and mangroves: global and local scales. PhD thesis, University of Cambridge.
- Spalding, M. D., H. E. Fox, G. R. Allen, N. Davidson, Z. A. Ferdana, M. Finlayson, B. S. Halpern, M. A. Jorge, A. L. Lombana, S. A. Lourie, K. Martin, E. McManus, J. Molnar, C. A. Recchia & J. Robertson, 2007. Marine ecoregions of the world: a bioregionalization of coastal and shelf areas. *Bioscience* 57: 573–583.
- Spalding, M. D., M. Kainuma & L. Collins, 2010. *World Atlas of Mangroves*. Earthscan, London.
- Srivastava, P. B. L. & H. S. Bal, 1984. Composition and distribution pattern of natural regeneration after second thinning in Matang mangrove reserve, Perak Malaysia. In: Soepadimo, E., A. N Rao, D. J. Macintosh, (eds), *Proceedings of the Asian Symposium on Mangrove Environment: Research Managements*, Kuala Lumpur, Malaysia, pp 761–784.
- Ulloa, G., H. Sánchez-Páez, W. Gil-T, J. C. Rengifo, H. Rodríguez & R. Álvarez León, 1998. Conservación y uso sostenible de los manglares del Caribe colombiano. Ministerio del Medio Ambiente, ACOFORE, OIMT, Bogotá D.C: 224.
- Valiela, I. & J. L. Bowen Yor, 2001. Mangrove forests: one of the world's threatened major tropical environments. *Bioscience* 51: 807–815.
- Valle, A. G., A. M. Osorno & D. L. Gil, 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 de Investigaciones Marinas y Costeras* 40(1): 115–130.
- von Prah, H., 1989. *Manglares de Colombia*. Villegas Editores, Bogotá: 205.
- Walters, B. B., 2005. Patterns of local wood use and cutting of Philippine mangrove forests. *Economic Botany* 59: 66–76.
- Walters, B. B., 2006. Mangrove forests and environmental security. In Innes, J. I., I. K. Edwards & D. J. Wilford. (eds), *Forests in the balance: linking tradition and technology*. Abstracts, XXII IUFRO World Congress, Brisbane, Australia, August 8–13, 2005. International Union for forest organizational Research. 7(5): 290.
- Walters, B. B., P. Ronnback, J. M. Kovacs, B. Crona, S. A. Hussain, R. Badola, J. H. Primavera, E. Barbier & F. Dahdouh-Guebas, 2008. Ethnobiology, socio-economics and management of mangrove forests: a review. *Aquatic Botany* 89: 220–236.
- Worm, B., E. B. Barbier, N. Beaumont, J. E. Duffy, C. Folke, B. S. Halpern, J. B. C. Jackson, H. K. Lotze, F. Micheli, S. R. Palumbi, E. Sala, K. A. Selkoe, J. J. Stachowicz & R. Watson, 2006. Impacts of biodiversity loss on ocean ecosystem services. *Science* 314: 787–790.
- Wood, W., 1828. *Index testaceologicus, or a catalogue of shells, British and foreign, arranged according to the Linnean system: with the Latin and English names, references to authors, and places where found: illustrated with 2300 figures*.

CAPITULO III

3. ALMACENAMIENTO DE CARBONO EN DOS TIPOS DE BOSQUES DE MANGLAR EN LA COSTA PACIFICA COLOMBIANA



Fuente: Carlos Andrés Palacios P.

RESUMEN

Entre los muchos servicios ecosistémicos proporcionados por el ecosistema de manglar, su papel en la captura y almacenamiento de carbono es bastante alto en comparación con otros bosques tropicales. Los bosques de manglar ocupan menos del 1% de las áreas boscosas tropicales, pero representan aproximadamente el 3% de la captura mundial de carbono de los bosques tropicales. Sin embargo, todavía hay muchos lugares donde no existen datos sobre el tamaño y la variación del almacenamiento de carbono en manglares. Para abordar estos vacíos de información y examinar la variación de reservas de carbono en tres boques de manglar del pacifico colombiano, se cuantifico los compartimentos de carbono, examinando la diferencia en las reservas de carbono del ecosistema debido al tamaño y la estructura de la vegetación de mangle que se encuentra. Las reservas de carbono en el ecosistema sobre la base de la estructura del manglar fueron de 45389,21 Mg/Ha en Quebrada Valencia, 36943,49 Mg/Ha en San Pedro y 41955,54 Mg/Ha en Piangüita. Se encontraron diferencias significativas en el almacenamiento de C en las diferentes estaciones de muestreo con base a la ubicación (Bahía Málaga – Bahía de Buenaventura), tipo de manglar (borde o ribera) y los compartimentos de almacenamiento de carbono.

La biomasa subterránea represento el mayor compartimento de carbono de estos bosques con ecosistemas, con 16718,86 Mg C (36,83%) en Quebrada Valencia, 5620,89 Mg C (15,21%) en San Pedro y 13217,96 Mg C (31,50%) en Piangüita.

La conversión de manglares en otros tipos de uso de la tierra como la acuicultura o la agricultura podría resultar en la pérdida de estas reservas de carbono del suelo debido a la mineralización y la oxidación. Junto con sus otros servicios ecosistémicos, una comprensión

del tamaño de las reservas de carbono de los ecosistemas de manglares resalta sus valores en la formulación de estrategias de conservación y mitigación del cambio climático en Colombia.

Palabras clave: ecosistemas costeros, suelos orgánicos, dinámica de carbono.

ABSTRACT

Among the many ecosystem services provided by the mangrove ecosystem, their role in carbon capture and storage is quite high, compared to other tropical forests. Mangrove forests occupy less than 1% of tropical forest areas, but account for approximately 3% of the global carbon sequestration of tropical forests. However, there are still many places where there is no data on the size and variation of carbon storage in mangroves. To address these information gaps and examine the carbon stock change in three mangrove swamps of the Colombian Pacific, carbon pools were quantified by examining the difference in carbon stocks in the ecosystem due to the size and structure of the vegetation. Mangrove found. The carbon stocks in the ecosystem based on the mangrove structure were 45389.21 Mg C/ Ha in Quebrada Valencia, 36943.49 Mg / Ha in San Pedro and 41,955.54 Mg / Ha in Piangüita. Significant differences were found in C storage at different sampling stations based on location (Bahía Málaga - Bahía de Buenaventura), type of mangrove (edge or bank) and storage compartments of carbon.

The below ground biomass represented the largest carbon compartment of these forests with ecosystems, with 16718.86 Mg C (36.83%) in Quebrada Valencia, 5620.89 Mg C (15.21%) in San Pedro and 13217.96 Mg C (31.50%) in Piangüita.

Conversion of mangroves to other types of land use such as aquaculture or agriculture could result in the loss of these carbon reserves from the soil due to mineralization and oxidation. Along with its other ecosystem services, an understanding of the size of the carbon reserves of mangrove ecosystems highlights its values in the formulation of strategies for the conservation and mitigation of climate change in Colombia.

Key words: coastal ecosystems, organic soils, carbon dynamics

3.1 INTRODUCCIÓN

Los bosques de manglar proporcionan una amplia gama de beneficios que abarcan el ámbito de la regulación, el aprovisionamiento, los servicios culturales y los ecosistemas (Millennium Ecosystem Assessment, 2005). En términos económicos, se estima que los servicios de los ecosistemas de manglares proporcionan entre 14.000 y 16.000 USD/ha/año (Barbier *et al.*, 2011), totalizando 1.600 millones de dólares anuales para todas las áreas mundiales de manglares combinadas (Polidoro *et al.*, 2010).

Los bosques de manglar cubren menos del 1% de las áreas boscosas tropicales, pero debido a las altas tasas de productividad, capturan aproximadamente 24 TgC y⁻¹ de carbono, lo que representa alrededor del 3% de la captura global de carbono de los bosques tropicales. Los ecosistemas de manglar tienen una de las mayores reservas de carbono por unidad de superficie en el mundo, y la mayoría de este carbono se almacena en los suelos del manglar (Donato *et al.*, 2011), donde las condiciones anóxicas debidas a la presencia de agua limitan la oxidación y proporcionan el almacenamiento de carbono a largo plazo.

La capacidad de los manglares de capturar el carbono atmosférico y almacenarlo durante períodos prolongados sugiere que podrían ser ecosistemas valiosos para su inclusión en las estrategias de adaptación y mitigación del cambio climático. Estudios recientes que revelan las cantidades masivas de almacenamiento de carbono en los manglares (Donato *et al.*, 2012) han puesto el papel de los manglares en los programas de mitigación y adaptación al cambio climático en un enfoque más nítido y destacan la urgente necesidad de detener la disminución mundial del manglar (IPCC 2014; PNUMA, 2014). La cuantificación de las reservas de manglar carbono es necesaria para su inclusión en actividades propias de

mitigación del cambio climático a nivel nacional, tales como Reducción de emisiones por deforestación y degradación (Murdiyarso *et al.*, 2012).

Dadas las graves consecuencias del cambio climático a través de la biosfera, se han buscado factores de mitigación, el conocimiento de estos factores se utiliza para formular y desarrollar estrategias para combatir el cambio climático o, al menos, minimizar sus efectos desastrosos. Una de estas estrategias implica el potencial de captura de carbono de los ecosistemas forestales que busca conocer como los árboles y el suelo puede actuar como sumideros de carbono y reducir los excesivos niveles de CO₂ en la atmosfera (Newell & Stavins, 2000). De acuerdo con Gibbs *et al.*, (2007), la alta remoción y almacenamiento de carbono en los ecosistemas forestales pueden proporcionar un freno en el fenómeno de cambio climático.

Siendo uno de los bosques mejor establecidos a lo largo de la zona costera tropical y subtropical, se piensa que los manglares son los mejores en el proceso global de captura de carbono. En consecuencia, los manglares tienen la capacidad de remover y almacenar carbono de la atmosfera aún mejor que otro tipo de bosques (Alongi 2002; Fatoyinbo & Armstrong, 2010; Donato *et al.*, 2011).

Hay pocos datos disponibles y accesibles sobre la dinámica de la población y la capacidad de almacenamiento de carbono de los bosques de manglar en la zona. Teniendo en cuenta que los bosques del manglar son parte del paisaje marino, comprendiendo su estructura y potencialidades, es necesario aplicar adecuadamente los programas de conservación y maximizar el papel de los bosques en el desarrollo de mejores estrategias de mitigación del cambio climático en la región.

El objetivo de este estudio fue cuantificar las reservas de C en los manglares de tres lugares en la costa pacífica colombiana examinando la diferencia en el almacenamiento de C en dos Bahías: Bahía Málaga (Quebrada Valencia) donde se encuentra ubicado el Parque Nacional Natural Uramba y la Bahía de Buenaventura principal puerto colombiano sobre el pacifico, además de las diferencias en el almacenamiento de C dependiendo de la estructura y composición del bosque de manglar en tres estaciones de muestreo Quebrada Valencia, San Pedro y Piangüita ubicados en estas dos bahías. Los manglares en estas ubicaciones se clasificaron de acuerdo con la cercanía a centros poblados.

3.2 MATERIALES Y MÉTODOS

3.2.1 ÁREA DE ESTUDIO

Se ubicaron tres estaciones de muestreo en el pacifico del Valle del Cauca en Bahía Málaga (Quebrada Valencia) y Bahía de Buenaventura (San Pedro y Piangüita), presentando un gradiente de menor a mayor intervención antrópica (Figura 1.1). La costa pacífica colombiana es un sitio ideal para analizar las diferencias en almacenamiento de carbono debido al diferente tipo de bosque de manglar que se presenta en Bahía Málaga y en la Bahía de Buenaventura.

La costa Pacífica colombiana tiene un clima húmedo tropical bimodal con dos estaciones secas de diciembre a febrero y de junio a agosto, así como dos estaciones lluviosas entre septiembre – noviembre y marzo – mayo, con una precipitación anual promedio de 4000 mm y temperatura mayor a 24°C, el rango mareal fluctúa entre 0 y 4 m., y un área aproximada de 32.000 ha (INVEMAR, 2013).

3.2.2 MUESTREO EN EL CAMPO

En cada uno de los sitios de muestreo se midió las reservas totales de C del ecosistema siguiendo las metodologías descritas por Kauffman & Donato (2012). En cada sitio muestreado, se establecieron seis parcelas circulares de 7 m de radio (153,86 m²), cada 25 m en una dirección perpendicular desde la interface manglar-océano. El punto central de cada parcela se ubicó sobre el transecto. Se fijó el cero en el borde del canal y se estableció la primera parcela a los 10 m; las siguientes parcelas cada 25 m hasta completar la colocación de las 6 parcelas en cada transecto. En cada parcela, se recolectaron los datos necesarios para calcular las reservas totales de C derivadas de la biomasa de árboles en pie, los desechos vegetales (madera muerta y hojarasca en el suelo del bosque), la biomasa subterránea y los suelos.

Se determinó la biomasa de vegetación y los compartimentos de almacenamiento de carbono a través de la medición del diámetro del tallo principal de los árboles dentro de cada una de las seis parcelas circulares en cada sitio de muestreo. Se midió el diámetro a la altura del pecho a 1,3 m de altura (DAP) dentro de la parcela de 7 m de radio. El diámetro de los tallos principales de los árboles con raíces en zancos (*Rhizophora* spp.) se midió a 30 cm por encima de la raíz más alta. En cada una de las 6 parcelas en cada sitio, se establecieron 4 transectos para determinar la masa de madera derribada. La madera caída ≥ 7.6 cm de diámetro en el punto de intersección se clasificó como "grande" y se midió a lo largo de toda la longitud de un transecto de 12 m de largo. Los grandes detritos de madera se separaron en dos categorías de deterioro: sólido y en descomposición. Los restos de madera que eran $\geq 2,5$ cm, pero $< 7,6$ cm de diámetro en el punto de intersección se midieron a lo largo de los últimos

5 m del transecto. No se midieron detritos de madera menores de 2,5 cm de diámetro ya que la contribución total de C de este compartimento es relativamente mínima.

Se colocaron estructuras con el fin de coleccionar la hojarasca, pero estas se perdieron entre los muestreos, además según Snedaker y Lahmann 1988 y Kauffman *et al.*, 2011; este valor en los manglares es generalmente insignificante. En cada parcela, las muestras de suelo se recogieron utilizando un nucleador con los extremos abiertos con un metro de altura y un volumen de 1963,5 cm³. El núcleo del suelo se dividió en tres secciones con intervalos de profundidad de 0-33, 33-66, 66-100 cm. y se llevó al laboratorio para un análisis posterior.

3.2.3 TRABAJO DE LABORATORIO

Vegetación y madera caída

Se calculó la biomasa arbórea por encima del suelo usando ecuaciones alométricas específicas de especies desarrolladas por Chave *et al.* 2005.

Ecu (1)

$$B = \rho * \exp (-1,349 + 1,980 * \ln(D) + 0,207 * (\ln(D))^2 - 0,0281 * (\ln(D))^3)$$

La bioma subterránea del árbol se calculó utilizando una ecuación alométrica general propuesta por Komiyama *et al.* 2008

Ecu (2)

$$B = 0,199 * \rho^{0,899} (DAP)^{2,22}$$

Esta ecuación requiere el valor de la densidad específica de madera (ρ =g/cm³). Para *Rhizophora* spp se usó el valor 0,88 g/cm³ tomada del Global Wood Density Database (Chave *et al.* 2009, Zanne *et al.* 2009), para *Mora Oleifera* el valor de 0,74 g/cm³ de acuerdo con Cordero (1971), y para *Pelliciera rhizophorae* el valor de 0,75 g/cm³, según Southwell

and Bultman (1971). Se convirtió la biomasa seca de árboles, el sotobosque y la madera caída a masa de C utilizando las proporciones de conversión de biomasa a carbono.

Almacenamiento de carbono en el suelo

Se analizaron muestras de suelo de varias profundidades 0-30; 30-60 y 60-100 cm. Se utilizó 100 cm como la profundidad máxima del suelo, secándose hasta un peso constante a 60°C usando un horno en el laboratorio. Se utilizó el peso seco de la muestra para determinar la densidad aparente del suelo. La concentración total de C se determinó usando el método de combustión seca (LOI).

Se obtuvieron los valores de C en los compartimentos de suelo como el producto de la concentración de carbono en el suelo, la densidad aparente y las mediciones específicas de la profundidad del suelo. Se agregó la masa de carbono de cada sección del suelo para determinar las reservas totales de C en cada lugar de muestreo.

Existencias de carbono del ecosistema

La reserva total del almacenamiento de C en el ecosistema se definió como la suma del C orgánico total en la vegetación (aérea y subterránea), madera caída, hojarasca y el suelo hasta 100 cm.

Análisis Estadístico

Las diferencias en las reservas de C de los bosques de manglar entre los diferentes lugares (Quebrada Valencia, San Pedro y Piangüita) se analizaron a través de la prueba de Kruskal-Wallis, en el caso de la biomasa subterránea se utilizó la transformación de Cox Box y posteriormente las comparaciones múltiples de Tukey.

Almacenamiento de carbono del ecosistema

La reserva total del almacenamiento de C en el ecosistema se definió como la suma del C orgánico total en la vegetación (aérea y subterránea), madera caída, hojarasca y el suelo hasta 100 cm.

3.3 RESULTADOS

Composición estructural de los manglares

El bosque de manglar en Quebrada Valencia registró los mayores valores promedio en área basal (Tabla 3.1), la cual para *Rhizophora* spp. fue de 235.13 ± 24.82 m², seguido por San Pedro con valores 28.13 ± 76.85 m² y finalmente Pianguita con los menores valores de área basal 6.01 ± 6.01 m². Para la especie *Pelliciera rhizophorae*, el área basal varió entre 3.25 ± 55.56 m² en Pianguita y 93.64 ± 4.10 m² en San Pedro, en Quebrada Valencia no se registró la especie. La densidad de los individuos adultos en el manglar osciló entre 8100 ± 3110 ind/Ha en Pianguita, 15400 ± 1335 ind/Ha en San Pedro y 28000 ± 414 ind/Ha en Quebrada Valencia. Estos resultados indican un bosque de mayor envergadura se encuentra en Quebrada Valencia comparado con las áreas boscosas de Pianguita y San Pedro. La densidad de plántulas encontradas fue mayor en Quebrada Valencia (10400 ± 2176 ind/Ha), seguido por San Pedro (5900 ± 933 ind/ha) y finalmente Pianguita donde se encontró el menor número de plántulas por Ha promedio (4100 ± 717 ind/Ha).

Tabla 3.3.1 Promedio de Altura y Área basal para las especies encontradas en las tres estaciones de muestreo

SITIOS DE MUESTREO/	ALTURA	ÁREA BASAL	DENSIDAD DE POBLACIÓN	SALINIDAD
---------------------	--------	------------	-----------------------	-----------

ESPECIES	(m)	(m2/0.1 ha)	Plántulas Ind/ha	Arboles adultos Ind/ha	PSU
QUEBRADA VALENCIA			10400±2176	28000±414	24,38±1,84
<i>Rhizophora spp.</i>	11.29± 8.93	235.13± 24.82			
<i>Mora Oleifera</i>	17.32± 8.46	1082.82±38.86			
SAN PEDRO			5900±933	15400±1335	27,86±1,50
<i>Rhizophora spp</i>	17.53±1.1	28.13±76.85			
<i>Pelliciera</i>	6.13±3.81	93.64± 4.10			
<i>rhizophorae</i>					
PIANGÜITA			4100±717	8100±3110	35,02±1,19
<i>Rhizophora spp.</i>	6.78±5.07	6.01±6.01			
<i>Mora Oleifera</i>	6.82±3.57	2.03±2.56			
<i>Pelliciera</i>	5.76±2.56	3.25±55.565			
<i>rhizophorae</i>					

Fuente: Elaboración Propia

Almacenamiento de carbono en el bosque de Manglar

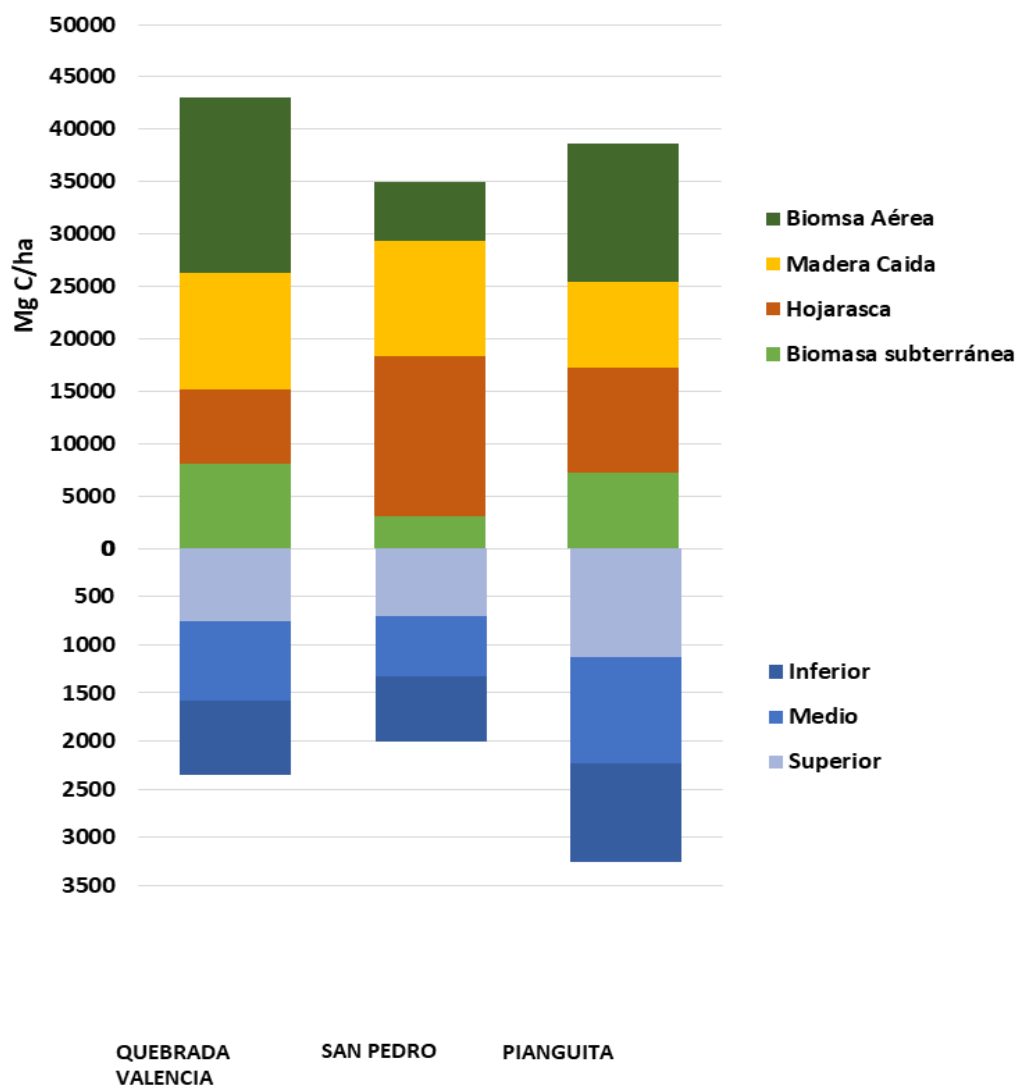
El almacenamiento de carbono incluyendo los compartimentos de biomasa aérea, biomasa subterránea, madera caída, hojarasca, y suelo hasta 100 cm; de los tres lugares en la costa pacífica colombiana fue de 45389,31Mg C/Ha, en Quebrada Valencia, 36943,49 Mg C/Ha en San Pedro y 41955,54 Mg C/Ha en Piangüita (Tabla 3.2, Figura 3.1). Las reservas de la biomasa de carbono subterráneo en las localidades de estudio fueron significativamente más altas que la reserva de carbono de la biomasa aérea. La fracción de las reservas totales de Carbono almacenado en la biomasa subterránea se puede apreciar en la tabla 3.1.

Tabla 3.3.2 Carbono total almacenado (Mg C/ha) y la Fracción total del ecosistema C (%) en los compartimentos del ecosistema medido en los diferentes tipos de manglar en el pacifico colombiano

LOCALIZACIÓN	Reserva de C (Mg C/ha)										
	Biomasa Aérea	%	Hojarasca	%	Madera Caída	%	Biomasa subterránea	%	Suelo	%	TOTAL
QUEBRADA VALENCIA	8075,12	17,79	7146,97	15,75	11103,37	24,46	16718,86	36,83	2344,99	5,17	45389,31
SAN PEDRO	3099,83	8,39	15309,84	41,44	10906,46	29,52	5620,89	15,21	2006,47	5,43	36943,49
PIANGÜITA	7299,53	17,40	9980,66	23,79	8202,60	19,55	13217,96	31,50	3254,79	7,76	41955,54

Fuente: Elaboración propia

Figura 3.3.1 Grafico Carbono total almacenado (Mg C/ha) en los compartimentos del ecosistema medido en los diferentes tipos de manglar en el pacifico colombiano



Fuente: Elaboración propia

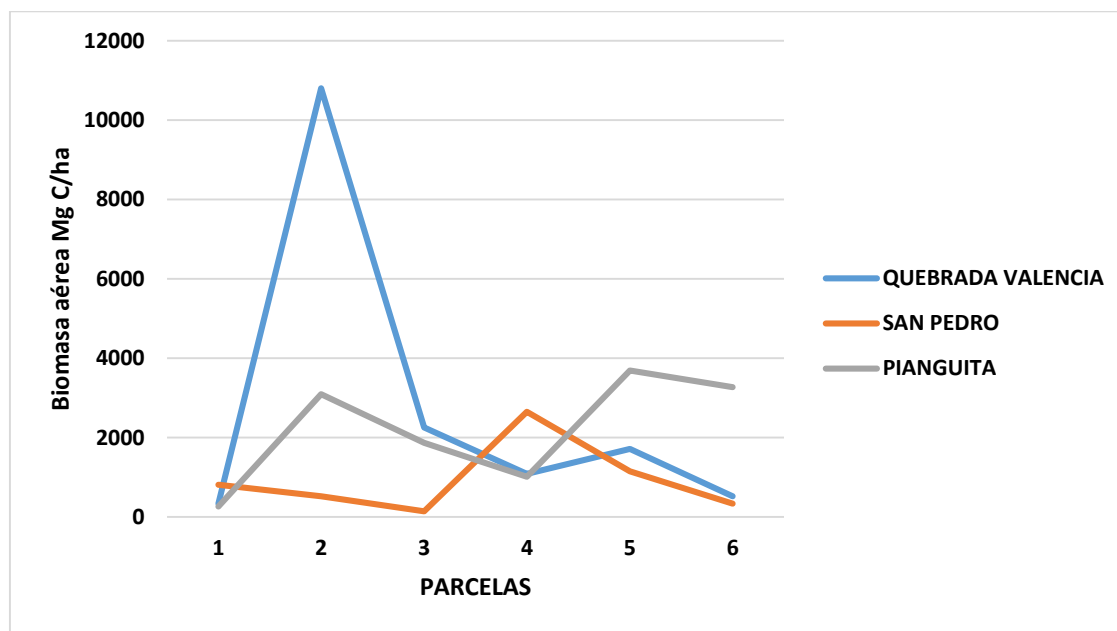
Almacenamiento de Carbono en la Biomasa aérea

En las localidades de estudio, el bosque de manglar mostró diferencias en el carbono almacenado, en la estación de Quebrada Valencia fue mayor comparado con los otros

bosques de estudio, con valor de 8075,12 Mg C/Ha (17,79%). Este manglar dominado por *Rhizophora spp* y *Mora oleífera*, registró los individuos más altos, y con mayor DAP. La estación de muestreo de Pianguita 7299,53 Mg C/Ha (17,40%), manglar que presenta las tres especies *Rhizophora spp*, *Mora oleífera* y *Pelliciera rhizophorae*; finalmente San Pedro con un valor de 3099,83 MgC/Ha (8,39%), cuyas especies representativas son *Rhizophora spp* y *Pelliciera rhizophorae*.

La prueba de Kruskal-Wallis indica que existen diferencias significativas entre las estaciones de muestreo y las parcelas a un nivel de significancia de P valor de 0,0000 entre la estación de Quebrada Valencia, parcela 1 (bosque de ribera); Pianguita, parcela 1 y 5 (bosque de cuenca) (Material suplementario).

Figura 3.3.2 Almacenamiento de carbono en la biomasa aérea en las estaciones de muestreo.

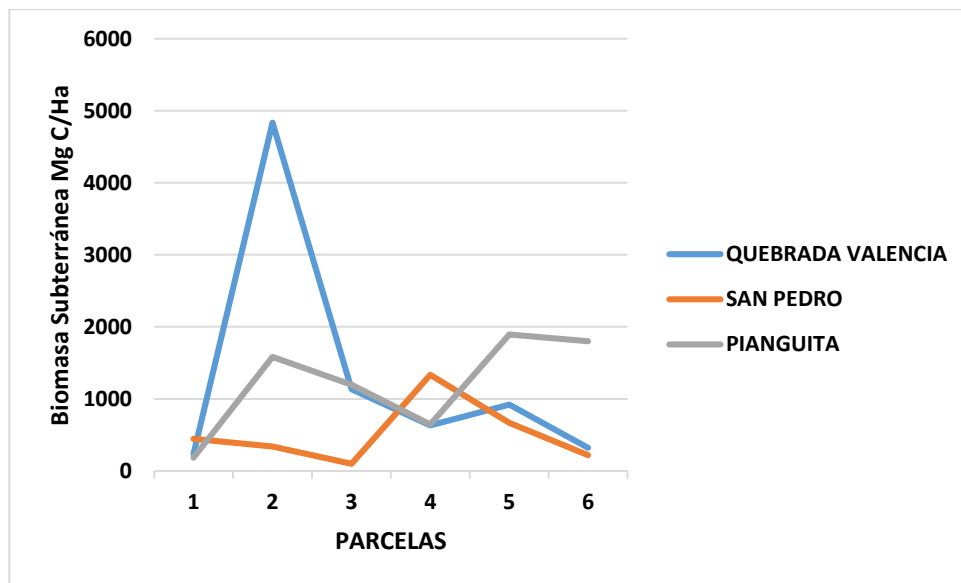


Fuente: Elaboración propia

Almacenamiento de Carbono en la Biomasa subterránea

Es el compartimento que contribuye en mayor proporción al almacenamiento de C, en los boques estudiados, especialmente la estación de muestreo de Quebrada Valencia 16718,86 Mg C/Ha (36,83%), seguido por Pianguita con 13217,96 MgC/Ha (31,50%) y finalmente San Pedro con 13217,96 MgC/Ha (15,21%). A través de la transformación Cox-Box y análisis de comparaciones de Tukey se encontró que existen diferencias significativas entre las estaciones de muestreo en este caso en el sitio de muestreo Quebrada Valencia la parcela 2 y las otras estaciones de muestreo y parcelas (Figura 3.3.2 y 3.3.3).

Figura 3.3.3 Almacenamiento de carbono en la biomasa subterránea en las estaciones de muestreo.



Fuente: Elaboración propia

Almacenamiento de Carbono en la madera caída

La contribución total de carbono correspondiente al compartimento de la madera caída en los bosques de manglar es alta. El almacenamiento de carbono en la madera caída varió (Tabla 3.3) entre 11103,37 Mg C/ha en Quebrada Valencia (24,46%), 10906,46 Mg C/ha en San Pedro (29,52%) y 8202,60 Mg C/ha en Piangüita (19,55 %). El estadístico de prueba (H) con un p – valor de 0.728, indica que no existen diferencias significativas entre las estaciones de muestreo ni entre las parcelas con relación al contenido de carbono en la madera caída (Tabla Material suplementario S2).

Almacenamiento de Carbono en hojarasca

El aporte de carbono por parte de la hojarasca se encuentra el menor valor en Quebrada Valencia 7146,97 Mg C/ha (15,75 %), seguido por Piangüita 9980,66 Mg C/ha (23,79%), finalmente San Pedro 15309,84 Mg C/ha (41,44 %). De acuerdo con el estadístico de prueba (H) con un p – valor de 0.014 existe diferencias significativas entre las estaciones de muestreo y las parcelas. La parcela 2 de la estación de Quebrada Valencia difiere significativamente de la estación de muestreo Piangüita en sus parcelas 1, 3 y 6 (Tabla Material suplementario S3).

Carbono en el Suelo

El almacenamiento de C es menor en la parte superior y va aumentando a medida que se va profundizando en el suelo (Tabla 3.6). Así mismo se encuentran los mayores valores en Piangüita 3254,79 Mg C/ha (7,76 %), seguido por Quebrada Valencia 2344,99 Mg C/ha (5,17%) y el menor valor se encontró en San Pedro 2006,47 Mg C/ha (5,43 %).

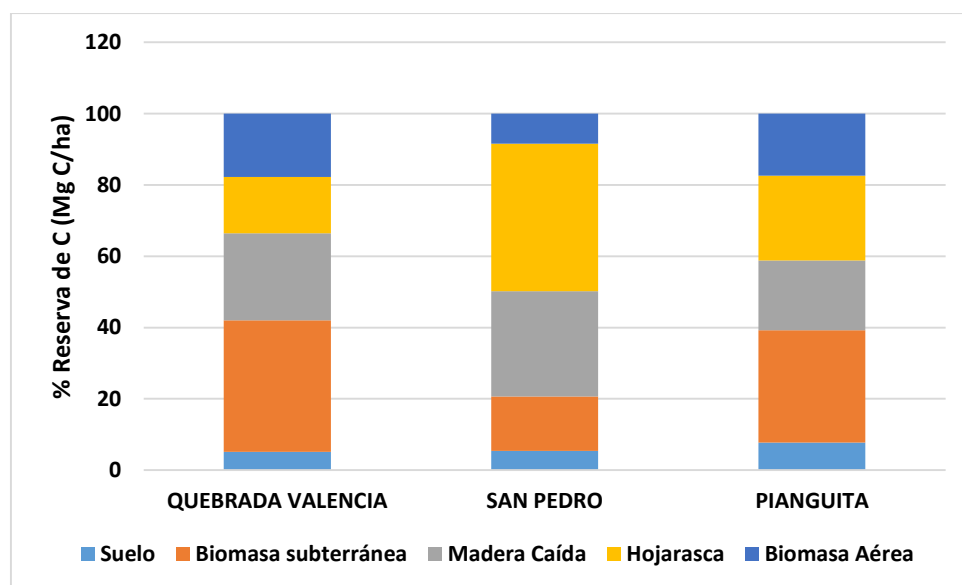
El estadístico de prueba (H) con un p – valor de 0.000, indica que existen diferencias significativas entre las estaciones de muestreo y las parcelas, la estación 2 de Quebrada

Valencia es significativamente diferente de la estación 1 y 2 de Piangüita y la parcela 4 de San Pedro (Tabla S4). La densidad en el suelo de manglar fue mayor en Piangüita en comparación con las otras estaciones de muestreo (3.6)

Almacenamiento total de Carbono en los compartimentos

La hojarasca y la biomasa subterránea representan los compartimentos con mayor almacenamiento de carbono en el ecosistema, alcanzando el 50% del almacenamiento. Se encontraron diferencias significativas entre los bosques y las parcelas, los otros compartimentos (Biomasa aérea, Madera caída y suelos) aportan en menor porcentaje a la captura y almacenamiento de carbono.

Figura 3.3.4 Porcentaje Reserva de Carbono



Fuente: Elaboración propia

Tabla 3.3.3 Reserva de C (Tg C/ha) por área de manglar en las estaciones del Pacífico colombiano

LOCALIZACIÓN	Reserva de C (Mg C/ha)	Área del bosque de Manglar (ha)	Reserva de C (Tg C/ha)
QUEBRADA VALENCIA	45389,31	1250,00	56,74
SAN PEDRO	36943,49	0,50	0,018
PIANGÜITA	41955,54	2,65	0,020

Fuente: Elaboración propia

3.4 DISCUSIÓN

Carbono almacenado en la Biomasa vegetal, suelo y los compartimentos de carbono en el ecosistema del manglar

En las estaciones estudiadas en el pacífico colombiano, el mayor aporte de carbono por parte de la vegetación se encuentra en Quebrada Valencia donde se asoció con el aporte de agua dulce (lluvia y escorrentía). Esta relación entre el mayor almacenamiento de carbono de la vegetación de los manglares y la salinidad indica un papel positivo del agua dulce en el crecimiento y altura de los manglares. El poco aporte de agua dulce que resulta en una mayor salinidad del suelo y/ o acumulación de sustancias químicas (por ejemplo, sulfuro de hidrógeno, McKee *et al.*, 1988) da como resultado un mayor estrés y una menor productividad (Twilley & Day, 1999). Esta asociación de una mayor biomasa vegetal en manglares con mayor altura con una mayor presencia de agua dulce también fue observada en los manglares mexicanos por Adame *et al.* (2013). Esto sugiere que las poblaciones de mangle con un mayor aporte de C se atribuyeron a disponibilidad de agua dulce y nutrientes del suelo (específicamente fósforo). La productividad de los manglares también se ha relacionado con la disponibilidad de agua dulce y nutrientes esenciales en manglares en otros lugares (Twilley y Day, 1999). La baja biomasa aérea de los manglares de San Pedro y Piangüita puede ser consecuencia de una mayor incidencia humana en la zona que hace aprovechamiento y reduce el número de árboles maduros.

La biomasa subterránea resultó ser el mayor aporte en el sistema, para Quebrada Valencia 16718,86 Mg C/Ha (36,83%), Piangüita 13217,96 MgC/Ha (31,50%) y San Pedro 5620,89 Mg C/Ha (15,21%). Las mediciones de biomasa subterránea a nivel mundial son

escasas (Tabla 3.6), registrándose valores mayores en la biomasa subterránea que en otros compartimentos en Australia (Briggs, 1977) y Panamá (Golley, *et al.* 1975).

El carbono subterráneo fue significativamente mayor que el aéreo. Esta característica la comparten los manglares con otros humedales costeros (marismas y pastos marinos). Al carbono almacenado en estos ecosistemas se le conoce como “Carbono Azul” y es hasta 5 veces más alta su concentración en los sedimentos, que la que se reporta en ecosistemas terrestres (Mcleod *et al.*, 2011; Pendleton *et al.*, 2012).

El análisis de almacenamiento de C en el suelo arrojó valores bajos donde el aporte porcentual varió entre 7,76% en Pianguita, 5,43% en San Pedro y 5,17% en Quebrada Valencia. Los suelos de manglares a nivel mundial son el mayor compartimento de depósito de C en los manglares (Donato *et al.*, 2011, Kauffman *et al.*, 2011, Donato *et al.*, 2012, Ajonina *et al.*, 2014, Kauffman *et al.* 2014, Tue *et al.*, 2014). Se sabe que los bosques de manglares tienen altas tasas de almacenamiento de C y un análisis reciente de las tasas de almacenamiento de diferentes sistemas de manglares sugiere un valor promedio global de 163 g C /m² año (Breithaupt *et al.*, 2012). Las condiciones anóxicas predominantes en ambientes de manglares saturados ofrecen una preservación a largo plazo del C almacenado contra la oxidación, dando como resultado altas concentraciones de C en los suelos de manglares.

Las existencias totales de carbono en el ecosistema entre los diferentes tipos de manglares (Ribera – Cuenca) en Colombia fueron significativamente diferentes. Esto contrasta con las mediciones de almacenamiento de carbono en manglares de México y

República Dominicana (Kauffman *et al.*, 2014). Esta variación en la relación entre las reservas totales de carbono y la altura del manglar es el resultado de una proporción relativamente mayor de C almacenada en la biomasa subterránea.

Los manglares de tipo ribereño presentaron los mayores almacenes de carbono total, siendo el principal compartimento el subterráneo, aunque no difieren significativamente de los resultados de manglares de tipo cuenca (Figura 4). Los manglares ribereños se relacionan con aportes frecuentes de agua que reciben por lluvia o escorrentía. Los tiempos de inundación se correlacionan con la conexión lluvias-escorrentías-nivel del río y el nivel de inundación llega a ser de varios metros (Krauss *et al.*, 2009)

La existencia de C total en el ecosistema del pacifico colombiano (para Quebrada Valencia 45389,31 Mg C/ha, Piangüita 41955,54 Mg C/ha y para San Pedro 36943,49 Mg C/ha) refleja la amplia gama de sitios y diferentes configuraciones geomorfológicas muestreadas en este estudio.

Tabla 3.4.1 Valores de Biomasa aérea (BAS) y Biomasa subterránea (BS), (H) altura y (AB) Area basal, de bosques de mangle a nivel mundial. Adaptado de Komiyama *et al*, 2008.

Región	Localidad	Condición o edad	Especies	BA (t ha1)	BS(t ha1)	H (m)	AB (m2 ha1)	Referencia
Pacífico y Australia								
Indonesia (Halmahera)	1°10'N, 127°57'E	Bosque primario	Bosque de B. gymnorhiza	436.4	180.7.	22.4	35,9	Komiyama <i>et al.</i> (1988)
Indonesia (Halmahera)	1°10'N, 127°57'E	Bosque primario	Bosque de B. gymnorhiza	406.6	110.8	26.4	36.2	Komiyama <i>et al.</i> (1988)
Indonesia (Halmahera)	1°10'N, 127°57'E	Bosque primario	Bosque de R. apiculata	356.8	196.1	21.2	25.1	Komiyama <i>et al.</i> (1988)
Australia	27°24'S, 153° 8'E	Bosque primario	Bosque de A. marina	341.0	121.0	16.4		Mackey (1993)
Tailandia (Ranong Southern)	9°58'N, 98 ° 38'E	Bosque primario	Bosque de Rhizophora spp.	298.5	272.9**		31.0	Komiyama <i>et al.</i> (1987)
Indonesia (Halmahera)	1° 10'N, 127°57'E	Bosque primario	Bosque de R. apiculata	299.1	177.2	15.5	22.8	Komiyama <i>et al.</i> (1988)
Tailandia (Ranong Southern)	9°N, 98°E	Bosque primario	Bosque de Rhizophora spp.	281.2	11.76	10.6	24.0	Tamai <i>et al.</i> (1986)
Tailandia (Ranong Southern)	9°N, 98°E	Bosque primario	Bosque de B. gymnorhiza	281.2*	106.3**		31.30	Komiyama <i>et al.</i> (1987)
Tailandia (Ranong Southern)	9°N, 98°E	Bosque primario	Bosque de Sonneratia	281.2*	68.1**		31.30	Komiyama <i>et al.</i> (1987)

Región	Localidad	Condición o edad	Especies	BA (t ha ⁻¹)	BS(t ha ⁻¹)	H (m)	AB (m ² ha ⁻¹)	Referencia
Indonesia (Halmahera)	1°10'N, 127°57'E	Bosque primario	Bosque de R. apiculata f	216.8	98.8		18.7	Komiyama <i>et al.</i> (1988)
Indonesia (Halmahera)	1°10'N, 127°57'E	Bosque primario	Bosque de R. stylosa	178.2	94.0	22.3	14.0	Komiyama <i>et al.</i> (1988)
Indonesia (Halmahera)	1°10'N, 127°57'E	Bosque primario	Bosque de Sonneratia	169.1	38.5	15.9	21.2	Komiyama <i>et al.</i> (1988)
Australia	33 ° 50'S, 151°9'E	Bosque primario	Bosque de A. marina	144.5	147.3	7.0		Briggs (1977)
Tailandia (Trat Eastern)	12°12'N, 102°33'E	Bosque secundario	Bosque mezclado	142.2	50.3	10.8	19.0	Poungparn (2003)
Australia	33 ° 50'S, 151°9'E	Bosque primario	Bosque de A. marina	112.3	160.3	7.0		Briggs (1977)
Tailandia (SatunSouthern)	7°22'N, 100°03'E	Bosque secundario	Bosque de C. tagal	92.2	87.5	5.2	15.2	Komiyamaetal.(2000)
Tailandia (Southern Pang-nga)	8°15'N, 79°50'E	Bosque secundario	Bosque mexclado	62.2	28.0	6.5	11.4	Poungparn (2003)
Panamá	9°N	Bosque primario	Bosque de Rhizophora f	279.2	306.2			Golley <i>et al.</i> (1975)
Puerto-rico	18°N, 67°E		R. mangle	62.9	64.4	7.5—		Golley <i>et al.</i> (1962)

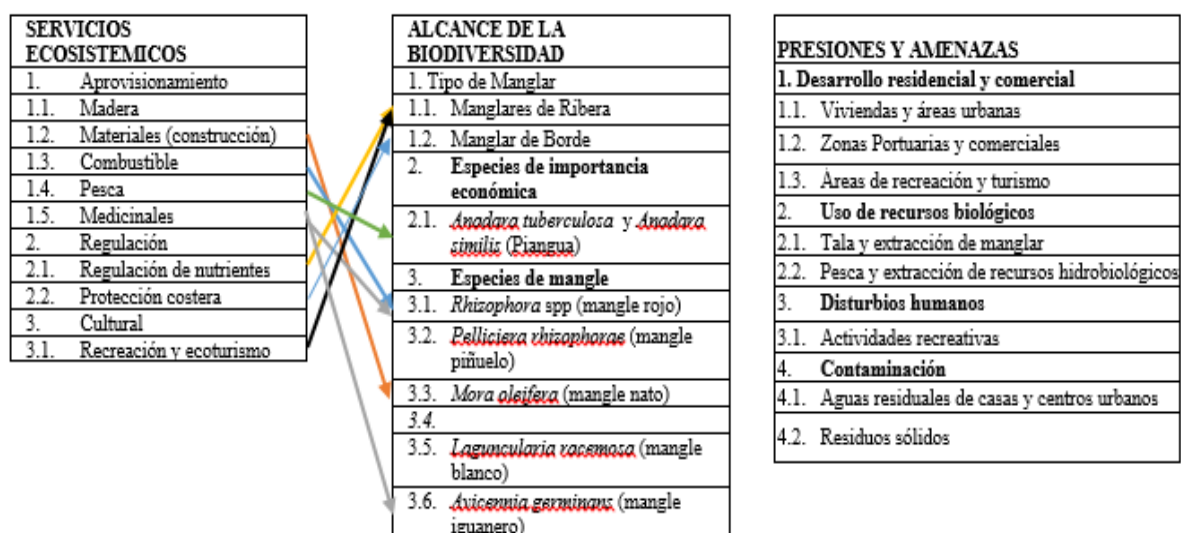
*fracción de raíces final se excluyó de la BS.

Fuente: Elaboración propia

4. EL ALMACENAMIENTO DE CARBONO DE LOS MANGLARES Y LOS RIESGOS DEBIDOS AL CAMBIO CLIMÁTICO

Se presenta un modelo conceptual de síntesis de los servicios ecosistémicos del bosque de manglar cuyo resultado es la integración de la identificación de las fuentes de carbono, de su distribución en el ecosistema y de la caracterización del uso de las diferentes especies maderables del bosque. El modelo propone además los principales factores que pueden estar interviniendo en la dinámica del carbono en los diferentes compartimentos del ecosistema (figura 4.1).

Figura 4.1 Modelo conceptual de síntesis de los servicios ecosistémicos del bosque de manglar



Fuente: Elaboración propia

Los ecosistemas costeros y los manglares en particular son esenciales para la resiliencia y vitalidad de muchos sistemas socio-ecológicos costeros (PNUMA 2014). En un largo periodo de tiempo, es probable que los bienes y servicios (almacenamiento de carbono,

aumento de la producción pesquera o purificación de agua) proporcionados por los manglares sean más valiosos que los beneficios a corto plazo de sistemas insostenibles de agricultura o acuicultura, incluso sin incluir su Servicios de protección costera (Feagin *et al.*, 2010). El C almacenado en el manglar, ya sea en forma de biomasa vegetal o como suelos orgánicos, pueden derivarse de la producción local (autóctona) o lateralmente importados de otras fuentes (alóctonas), dependiendo del rango de mareas, acción de las olas y fisiografía del sitio (Middelburg *et al.*, 1997, Bouillon *et al.*, 2003). La cantidad de C almacenad en los manglares del pacifico colombiano (Quebrada Valencia 870390235,8 Mg C/Ha (95,2%), Piangüita 239136386,2 Mg C/Ha (88,7%) y San Pedro 181565503,5 Mg C/Ha (88,8%)) refleja los resultados de dichos procesos. Este almacenamiento de C es extremadamente vulnerable a la pérdida por perturbaciones inducidas por el hombre tales como la deforestación y la conversión de la tierra, el aumento del nivel del mar, o la interrupción en la cantidad y el momento de la disponibilidad de agua dulce. Además, estos ecosistemas son propensos a impactos de fenómenos naturales como huracanes o sequías severas que podrían resultar en la pérdida del C. almacenado.

A nivel mundial, la deforestación de manglares se ha producido a una tasa del 1-2% al año, pero ya se han reportado pérdidas de hasta un 30-50% (Donato *et al.*, 2011). Cualquier pérdida de bosques de manglar en el pacifico colombiano, ya sea por el cambio de uso de la tierra o por los efectos del cambio climático global, dará como resultado un aumento de las emisiones de gases de efecto invernadero a la atmósfera. Además de la presión de conversión de la tierra, los manglares de la costa pacífica colombiana son vulnerables a los impactos del cambio climático, como el aumento del nivel del mar. Estos aumentos en la perturbación y

los procesos relacionados con el estrés podrían poner en peligro la integridad de las comunidades de vegetación costera y comprometer su función de almacenamiento de C. Dada la gran cantidad de almacenamiento de C en la costa pacífica colombiana, se necesitan esfuerzos concertados en la planificación de la conservación y manejo del área del manglar para prevenir la conversión y destrucción de manglares y minimizar la pérdida de C a la atmósfera.

La cuantificación del almacenamiento de C en los manglares colombianos es valiosa para el proceso de formulación de políticas con respecto a la conservación de manglares y la restauración de sitios costeros abandonados y degradados. Los ecosistemas de manglares son cada vez más reconocidos como importantes para su inclusión en estrategias de mitigación y adaptación al cambio climático debido a su alto almacenamiento de C, tasas de captura y almacenamiento de C y vulnerabilidad a las perturbaciones inducidas por el ser humano. La generación de estrategias de conservación del manglar puede proporcionar incentivos y recursos necesarios para conservar estas áreas y mantener los stocks de C al tiempo que proporcionan otros valores que los manglares proporcionan a las comunidades locales.

4.1 CONCLUSIONES

Se cuantifico el almacenamiento de C en tres bosques de manglar del pacifico colombiano. Estos bosques tienen en promedio 41429,45 Mg C/ha. Y almacenan en promedio 18,93 Tg C/ha, dependiendo del área ocupada por la densidad del bosque. Estos resultados indican que el bosque de manglar juega un papel crítico en la captura y almacenamiento de C. dado que el área y la salud del bosque de manglar varían entre las estaciones de muestreo, el mantenimiento y la restauración de los bosques de manglar en la zona costera del pacifico colombiano una tarea urgente.

4.2 BIBLIOGRAFÍA

Adame, M. F.; Kauffman, J. B.; I. Medina, Gamboa, J. N., O. Torres, Caamal, J. P. Reza, M., J. A. Herrera-Silveira. 2013. Carbon stocks of tropical coastal wetlands within the karstic landscape of the Mexican Caribbean. PLoS One 8:e56569. doi:[10.1371/journal.pone.0056569](https://doi.org/10.1371/journal.pone.0056569)

Ajonina G.; J. Kairo, Grimsditch, G.; T. Sembres, Chuyong. G.; E. Diyouke. 2014. Assessment of mangrove carbon stocks in Cameroon, Gabon, the Republic of Congo (RoC) and the Democratic Republic of Congo (DRC) including their potential for reducing emissions from deforestation and forest degradation (REDD?). In: Diop S, Barousseau J-P, Descamps C (eds) The Land/Ocean Interactions in the Coastal Zone of West and Central Africa. Estuaries of the World. Springer International Publishing, Cham, pp 177–189. doi:[10.1007/978-3-319-06388-1_15](https://doi.org/10.1007/978-3-319-06388-1_15).

Alongi, D. M. 2012. Carbon sequestration in mangrove forests. Carbon Manag 3:313–322. doi:[10.4155/cmt.12.20](https://doi.org/10.4155/cmt.12.20)

Barbier, E. B., S. D. Hacker, Kennedy, C., E. W. Koch, Stier, A. C., B. R. Silliman. 2011. The value of estuarine and coastal ecosystem services. Ecol Monogr 81:169–193

Bouillon, S., F. Dahdouh-Guebas, Rao, A.V.V.S., N. Koedam, Dehairs, F. 2003. Sources of organic carbon in mangrove sediments: variability and possible ecological implications. Hydrobiologia 495:33–39. doi:[10.1023/A:1025411506526](https://doi.org/10.1023/A:1025411506526)

Breithaupt. J. L., J. M. Smoak, Smith, T.J., C.J. Sanders, Hoare, A. 2012. Organic carbon burial rates in mangrove sediments: strengthening the global budget. Glob Biogeochem Cycles 26(3):1–11

Chave, J., C. Andalo, Brown, S., M. A. Cairns, Chambers, J. Q., D. Eamus, Fölster, H., F. Fromard, Higuchi, N., T. Kira, Lescure, J.-P., B. W. Nelson, Ogawa, H., H. Puig, Riéra, B., & T. Yamakura. 2005. Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests, *Oecologia*, 145, 87–99, doi:10.1007/s00442-005-0100-x

Donato, D.C., J. B. Kauffman, Murdiyarso, D., S. Kurnianto, Stidham, M., Kanninen, M. 2011. Mangroves among the most carbon-rich forests in the tropics. *Nat Geosci* 4:293–297

Donato, D. C., J. B. Kauffman, Mackenzie, R. A., A. Ainsworth, Pfleeger, A. Z. 2012. Whole-island carbon stocks in the tropical Pacific: implications for mangrove conservation and upland restoration. *J Environ Manag* 97:89–96. doi:[10.1016/j.jenvman.2011.12.004](https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2011.12.004).

Fatoyinbo, T. E., A. H. Armstrong. 2010 Remote characterization of biomass measurements: case study of mangrove forests. In: Biomass. Momba M., Bux F. (eds). ISBN: 978-953-307-113-8, InTech, Available at: <http://www.intechopen.com/books/biomass/remote-characterization-of-biomassmeasurements-case-study-ofmangrove-forests> .

Feagin, R., M. Martinez, Mendoza-Gonzalez G, R. Costanza. 2010. Salt marsh zonal migration and ecosystem service change in response to global sea level rise: a case study from an urban region. *Ecology and Society*. 15(4):14. Available at <http://www.ecologyandsociety.org/vol15/iss4/art14/>

Gibbs, H. K., S. Brown, Niles, J. O. & J. A. Foley. 2007. Monitoring and estimating tropical forest carbon stocks: making REDD a reality. *Environ. Res. Lett.* 2. pp13. doi:10.1088/1748-9326/2/4/045023

INVEMAR, 2015. Informe del estado de los ambientes y recursos marinos y costeros en Colombia: Año 2014. Serie de Publicaciones Periódicas No. 3. Santa Marta. 176 p.

Intergovernmental Panel climate change. IPCC. 2014. 2013 Supplement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Wetlands. IPCC, Gene`ve.

Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras (INVEMAR). 2013. Informe del estado de los ambientes y recursos marinos y costeros en Colombia: Año 2012. Serie de Publicaciones Periódicas N.º 8. Santa Marta (Colombia): INVEMAR. p. 132.

Kauffman, J. B. & D. Donato. 2012. Protocols for the measurement, monitoring and reporting of structure, biomass and carbon stocks in mangrove forests Center for International Forestry Research Center (CIFOR) Working paper 86

Kauffman, J. B., C. Heider, T. G. Cole, Dwire, K. A., D. C., Donato. 2011. Ecosystem carbon stocks of Micronesian mangrove forests. *Wetlands* 31:343–352

Kauffman J. B., D. C. Donato & Adame, M.F. 2013. Protocolo para la medición, monitoreo y reporte de la estructura, biomasa y reservas de carbono de los manglares. Documento de Trabajo 117. Bogor, Indonesia: CIFOR.

Kauffman, J. B., C. Heider, Norfolk, J., F. Payton. 2014. Carbon stocks of intact mangroves and carbon emissions arising from their conversion in the Dominican Republic. *Ecol Appl* 24:518–527. doi:[10.1890/13-0640.1](https://doi.org/10.1890/13-0640.1)

Komiyama, A., J. E. Ong, Pongpan, S. 2008. Allometry, biomass, and productivity of mangrove forests: a review. *Aquat Bot* 89:128–137. doi:[10.1016/j.aquabot.2007.12.006](https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2007.12.006)

McKee, K. L., I. A. Mendelssohn, Hester, M.W. 1988. Reexamination of pore water sulfide concentrations and redox potentials near the aerial roots of *Rhizophora mangle* and *Avicennia germinans*. *Am J Bot* 75:1352–1359

Middelburg, J., J. Nieuwenhuize, Lubberts, R., O. Van de Plassche. 1997. Organic carbon isotope systematics of coastal marshes. *Estuar Coast Shelf Sci* 45:681–687

Millennium Ecosystem Assessment. 2005. Ecosystems and human well-being, vol 5. Island Press, Washington, DC

Monsalve, A., D. Herrera & Bolívar – Cardona, J. 2015. Caracterización de la estructura y contenido de carbono de diez parcelas permanentes establecidas en el área de jurisdicción del consejo comunitario la plata, Bahía Málaga, Valle del Cauca. Centro de investigación en ecosistemas y cambio global. *Carbono y Bosques*. Medellín. pp 58.

Murdiyarso, D., J. B. Kauffman, Warren, M, Pramova E, K. Hergoualc’h. 2012. Tropical wetlands for climate change adaptation and mitigation: science and policy imperatives with special reference to Indonesia. Center for International Forest Research, Bogor

Newell, R. G. & R. N. Stavins. 2000. Climate Change and Forest Sinks: Factors Affecting the Costs of Carbon Sequestration. *Journal of Environmental Economics and Management*. Vol: 40; is: 3. pp: 211-235. <https://doi.org/10.1006/jeem.1999.1120>

Polidoro, B.A., K. E. Carpenter, Collins. L., N. C. Duke, Ellison, A. M., J.C. Ellison, Farnsworth, E.J., E.S. Fernando, Kathiresan, K., N. E. Koedam, Livingstone, S. R., T. Miyagi, Moore, G.E., V.N. Nam, Ong, J.E., J. H. Primavera, Salmo III, S. G., J. C. Sanciangco, Sukardjo, S., Y. Wang, Hong-Yong, J.W. 2010. The loss of species: Mangrove

extinction risk and geographic areas of global concern. PLoS ONE, 5: e10095.
doi:10.1371/journal.pone.0010095

Programa de las Naciones Unidas, PNUMA. 2014. Informe Anual.
http://staging.unep.org/annualreport/2014/es/pdf/es_UNEP_Annual_Report_2014.pdf

Tue, N.T., L.V. Dung, Nhuan, M.T., K. Omori. 2014. Carbon storage of a tropical mangrove forest in Mui Ca Mau National Park. Vietnam Catena 121:119–126.
doi:10.1016/j.catena.2014.05.008

Twilley, R. R, J. W. Day. 1999. The productivity and nutrient cycling of mangrove ecosystem. In: Ecosistemas de manglar en Ame´rica Tropical. Instituto de Ecolog´ia, A C Me´xico, UICN/ORMA, Costa Rica, NOAA/NMFS, Silver Spring, MD, pp 127–151

MATERIAL SUPLEMENTARIO

ANÁLISIS ESTADÍSTICO SOBRE EL ALMACENAMIENTO DE CARBONO EN EL ECOSISTEMA

BIOMASA AEREA (mg /Ha)

Dado que no fue posible obtener normalidad en los errores de los modelos de análisis de varianza, se optó por aplicar una prueba no para métrica. En la tabla S1, se presenta la prueba de Kruskal-Wallis, en la cual se muestran los valores de las medianas de las muestras para los tratamientos que son las combinaciones de los niveles de los factores.

El valor de Z para el nivel de la Quebrada Valencia en la parcela 1 es □□□□ en valor Z absoluto el más pequeño, este tamaño indica que la clasificación de medias para este tratamiento es el que difiere menos de la clasificación de medias para todas las observaciones, seguido de Piangüita en la parcela 1 y la parcela 5 y así sucesivamente.

La estadística de prueba (H) con un p – valor de 0.000, indica que se puede rechazar la hipótesis nula para niveles de significancia mayores de 0.000 en favor de la hipótesis alterna de que existe al menos una diferencia entre los grupos de tratamientos.

Tabla S1 Prueba de Kruskal-Wallis: Biomasa total aérea (mgC/Ha) vs. Tratamientos.

LOCALIDAD	PARCELA	N	MEDIANA	PROMEDIO	Z
Quebrada Valencia	1	21	30816046	262	0,13
Quebrada Valencia	2	12	59120443	487,6	5,41
Quebrada Valencia	3	9	54772628	464,6	4,2
Quebrada Valencia	4	15	44846733	386,5	3,4

LOCALIDAD	PARCELA	N	MEDIANA	PROMEDIO	Z
Quebrada Valencia	5	12	52186768	420,8	3,83
Quebrada Valencia	6	12	38595592	354,8	2,28
Piangüita	1	18	26566650	248,7	-0,27
Piangüita	2	21	46908606	370,8	3,55
Piangüita	3	102	26741371	215,5	-3,22
Piangüita	4	60	20944474	203,8	-3
Piangüita	5	42	34808181	281,1	1,05
Piangüita	6	37	44119957	387	5,47
San Pedro	1	32	12116660	125,3	-5,21
San Pedro	2	18	38796173	300,9	1,24
San Pedro	3	16	19941058	169,9	-2,41
San Pedro	4	32	13437459	198,6	-2,33
San Pedro	5	46	18008625	166,4	-4,38
San Pedro	6	10	39252077	347,8	1,93
	General	515		258	
	H =	192,49	GL = 17	P =	0,000

Fuente: Elaboración propia.

MADERA CAIDA

La estadística de prueba (H) con un p – valor de 0.728, (Tabla S2) indica que no se rechaza la hipótesis nula para niveles de significancia mayores de 0.728 en favor de la hipótesis nula que postula que no hay diferencias entre los grupos de tratamientos ($H_0: \mu_1 = \mu_2 = \mu_3 = \dots = \mu_{18} = \mu$)

Tabla S2 Prueba de Kruskal-Wallis: Biomasa madera caída (mg /Ha) vs. Tratamiento

Localidad	Parcela	Clasificación			
		N	Mediana	Promedio	Z
Quebrada Valencia	1	2	837	8,5	-1,65
Quebrada Valencia	2	2	1399,4	26	0,15
Quebrada Valencia	3	2	1090,7	17	-0,77
Quebrada Valencia	4	2	1582,1	28,5	0,41
Quebrada Valencia	5	2	1202	19	-0,57
Quebrada Valencia	6	2	5208,3	32	0,77
Piangüita	1	3	1071,2	22,3	-0,28
Piangüita	2	3	1156	15	-1,21
Piangüita	3	3	1435,5	21,3	-0,4
Piangüita	4	3	2081,5	40,7	2,07
Piangüita	5	3	1335,7	27,3	0,36
Piangüita	6	3	966,2	22	-0,32
San Pedro	1	3	1380,3	20,3	-0,53
San Pedro	2	3	1551,4	34,3	1,26
San Pedro	3	3	1306,9	27	0,32
San Pedro	4	3	1277,3	26	0,19
San Pedro	5	3	2013,7	30,3	0,75
San Pedro	6	3	1082,7	18	-0,83

H = 13,12 GL = 17 P = 0,728

HOJARASCA

El valor de Z para el nivel de la Quebrada Valencia en la parcela 2 es □□□□, en valor Z absoluto el más pequeño (Tabla S3), este tamaño indica que la clasificación de medias

para este tratamiento es el que difiere menos de la clasificación de medias para todas las observaciones, seguido de Piangüita en la parcela 1 y la parcela 3 y 6 y así sucesivamente.

La estadística de prueba (H) con un p – valor de 0.014, indica que se puede rechazar la hipótesis nula para niveles de significancia mayores de 0.014 en favor de la hipótesis alterna de al menos una diferencia entre los grupos de tratamientos.

Tabla S3 Prueba de Kruskal-Wallis: Biomasa hojarasca (mg /Ha) vs. tratamientos

Localidad	Parcela	N	Mediana	Clasificación	
				Promedio	Z
Quebrada Valencia	1	3	800,1	11,3	-1,68
Quebrada Valencia	2	3	1052,3	24,7	0,02
Quebrada Valencia	3	3	920,1	18,7	-0,75
Quebrada Valencia	4	3	1093	17,7	-0,87
Quebrada Valencia	5	3	422,7	3,3	-2,7
Quebrada Valencia	6	3	843,2	9	-1,98
Piangüita	1	3	1051,4	20,7	-0,49
Piangüita	2	3	820,4	11,7	-1,64
Piangüita	3	3	2371,5	27,3	0,36
Piangüita	4	3	1914,1	38,3	1,77
Piangüita	5	3	2020,1	36,3	1,51
Piangüita	6	3	1429,9	28,7	0,53
San Pedro	1	2	3515,3	44	2,01
San Pedro	2	2	2382,1	33	0,88
San Pedro	3	2	2433,1	34	0,98
San Pedro	4	2	1724,5	30	0,57

Localidad	Parcela	Clasificación			
		N	Mediana	Promedio	Z
San Pedro	5	2	2943,8	40,5	1,65
San Pedro	6	2	2311	35	1,08
General	48		24,5		

H = 32,22 GL = 17 P = 0,014

SUELOS

El valor de Z para el nivel de la Quebrada Valencia en la parcela 2 es □□□□, en valor Z absoluto el más pequeño (Tabla S4), este tamaño indica que la clasificación de medias para este tratamiento es el que difiere menos de la clasificación de medias para todas las observaciones, seguido de Piangüita en la parcela 1 y la parcela 2 y así sucesivamente.

La estadística de prueba (H) con un p – valor de 0.000, indica que se puede rechazar la hipótesis nula para niveles de significancia mayores de 0.000 en favor de la hipótesis alterna de al menos una diferencia entre los grupos de tratamientos.

Tabla S4. Prueba de Kruskal-Wallis: Biomasa Suelo (mg C/Ha) vs. Tratamientos

Localidad	Parcela	Clasificación			
		N	Mediana	promedio	Z
Quebrada Valencia	1	9	3111	26,1	3,45
Quebrada Valencia	2	9	4593	75,4	0,22
Quebrada Valencia	3	9	3962	43,3	-2,17

Quebrada					
Valencia	4	9	4314	67,3	-0,38
Quebrada					
Valencia	5	9	4461	61,1	-0,85
Quebrada					
Valencia	6	9	4108	41,9	-2,27
Piangüita	1	9	5844	76,7	0,31
Piangüita	2	9	5165	77,2	0,35
Piangüita	3	9	5698	92,6	1,49
Piangüita	4	9	4949	79	0,48
Piangüita	5	9	3984	56,6	-1,18
Piangüita	6	9	5904	91,3	1,4
San Pedro	1	6	6763	113,5	2,46
San Pedro	2	6	7367	114,2	2,5
San Pedro	3	6	5744	98,8	1,58
San Pedro	4	6	4858	78,5	0,36
San Pedro	5	6	4434	60,3	-0,73
San Pedro	6	6	5558	91,8	1,16
General		144		72,5	

H = 42,98 GL = 17 P = 0,000

Fuente: Elaboración propia.

5. CONCLUSIONES GENERALES

De acuerdo con los resultados del presente estudio

La evaluación y caracterización de los productos maderables del bosque de manglar en la Bahía de Buenaventura y Bahía Málaga permitió determinar el uso preferencial de las especies de mangle como fuente importante de madera para la construcción de vivienda.

Rizophora spp constituye la principal especie, la cual aporta un valor significativo en los servicios ecosistémicos de abastecimiento del bosque de manglar.

Mora oleífera (nato) es la especie más apetecida por su calidad y por sus costos en la cadena de la madera en la región.

El uso selectivo de las especies del mangle en los bosques estudiados, en especial, *Rhizophora* spp. y *Mora oleífera* ha traído como consecuencia cambios significativos en las propiedades estructurales del bosque.

La correlación entre el comportamiento del nitrógeno con la estructura de los bosques estudiados demuestra la importancia del manglar en los procesos de transformación de los nutrientes y la materia orgánica.

La dinámica del almacenamiento de carbono evidencia que la mayor reserva de carbono en los bosques estudiados se encuentra en la biomasa subterránea. Estos resultados sugieren que los menores valores del almacenamiento de carbono del aéreo esta siendo influenciado por la intervención antrópica. Adicionalmente, los bajos resultados del almacenamiento de carbono en el suelo sugieren una influencia de las condiciones de lavado por la marea en el área de estudio.

A partir del modelo conceptual propuesto se concluye que la respuesta del ecosistema frente a posibles disturbios antrópicos se ve reflejado en la estructura del bosque y en las diferencias del almacenamiento de C, por lo que se hace necesario proponer estrategias de manejo forestal de las especies mas afectadas para la conservación de los servicios ecosistemicos del manglar.