



CENTRO AGRONÓMICO TROPICAL DE INVESTIGACIÓN Y ENSEÑANZA

DIVISIÓN DE EDUCACIÓN

PROGRAMA DE POSGRADO

Optimización espacial para la restauración ecológica de manglares en el Parque Nacional Blanca
Jeannette Kawas Fernández, Honduras

Tesis sometida a consideración de la División de Educación y el Programa de Posgrado como requisito
para optar al grado de

Magister Scientiae en Manejo y Conservación de Bosques Tropicales y Biodiversidad

Por

Aldo Francisco Flores Marin

Turrialba, Costa Rica

2017

Esta tesis ha sido aceptada en su presente forma por la División de Educación y el Programa de Posgrado del CATIE y aprobada por el Comité Consejero del estudiante, como requisito parcial para optar por el grado de


**MAGISTER SCIENTIAE EN MANEJO Y CONSERVACIÓN DE
BOSQUES TROPICALES Y BIODIVERSIDAD**

FIRMANTES:

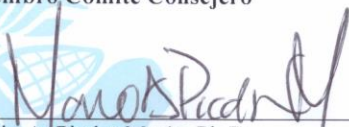


Miguel Cifuentes, Ph.D.
Codirector de tesis

Bernal Herrera, Ph.D.
Codirector de tesis



Christian Brenes, M.Sc.
Miembro, Comité Consejero



Mario A. Piedra Marín, Ph.D.
Decano Programa de Posgrado



Aldo Flores Marín
Candidato

Dedicatoria

A Dios y a toda mi familia, en especial a mi esposa, por todo el soporte, paciencia y amor durante todo este proceso.

Agradecimientos

A mis asesores Miguel Cifuentes Jara, Bernal Herrera Fernández y Christian Brenes, por su tiempo de calidad, confianza y por sus valiosos aportes para este trabajo y mi desarrollo profesional. También a Juan Carlos Zamora por su importante apoyo.

Al Proyecto Marino Costero de la Secretaría de Energía, Recursos Naturales, Ambiente y Minas (MiAmbiente+), en especial a José Peralta y Berta Miriam Maldonado, por toda la colaboración prestada para realizar este estudio.

A los amigos de Miami, Los Cerritos y El Marion, que hacen una labor importante para sus familias y la conservación de los recursos naturales con su trabajo, y de quienes aprendí muchísimo y guardo momentos espectaculares de sus hogares y oficinas de trabajo (el mar, la playa, la laguna y los manglares).

A todos los buenos amigos que compartieron su tiempo conmigo y me apoyaron, haciendo especial mi estancia en Costa Rica.

Este estudio ha sido posible gracias al apoyo de la Agencia de los Estados Unidos para el Desarrollo Internacional (USAID) a través del Programa Regional de Cambio Climático. Los contenidos y opiniones expresadas aquí no son responsabilidad del Programa Regional de Cambio Climático y no reflejan necesariamente las opiniones de USAID o del Gobierno de los Estados Unidos. CATIE no asume la responsabilidad por las opiniones y afirmaciones expresadas por los autores. Las ideas de los autores no reflejan necesariamente el punto de vista de la institución. Se autoriza la reproducción parcial o total de la información contenida en este documento, siempre y cuando se cite la fuente.

Tabla de contenido

Dedicatoria	iii
Agradecimientos.....	iv
Índice de cuadros.....	vii
Índice de figuras	viii
Lista de acrónimos, abreviaturas y unidades	ix
Resumen	xi
Abstract	xii
I. Introducción	1
II. Objetivo general y específicos.....	4
2.1. Objetivo general	4
2.2. Objetivos específicos	4
III. Preguntas de investigación.....	4
IV. Marco referencial	5
4.1. Servicios ecosistémicos de los manglares	5
4.2. Cambio climático y los manglares	7
4.3. Deforestación de los manglares	7
4.4. Conservación y restauración de manglares.....	8
4.5. Retos en la medición de los servicios ecosistémicos de los manglares	10
4.6. Sensores remotos en manglares	10
4.7. Optimización espacial para la restauración y conservación de manglares	11
4.8. El Parque Nacional Blanca Jeannette Kawas Fernández	12
4.9. Bibliografía.....	13
V. Artículos de investigación.....	20
5.1. Artículo 1.	20
Reservas de carbono en el bosque de manglar del Parque Nacional Blanca Jeannette Kawas Fernández, Honduras	20
Resumen	20
Carbon stocks in mangrove forest of Blanca Jeannette Kawas Fernandez’s National Park, Honduras	21
Abstract	21
5.1.1. Introducción	21
5.1.2. Materiales y métodos.....	23
5.1.2.1. Descripción del área de estudio	23
5.1.2.2. Análisis de la vegetación.....	23

5.1.2.3.	Muestreo de campo	24
5.1.3.	Resultados	27
5.1.4.	Discusión y conclusiones	29
5.1.5.	Bibliografía.....	31
5.2.	Artículo 2.	37
	Identificación de áreas prioritarias para la restauración ecológica de manglares basados en servicios ecosistémicos en el Parque Nacional Blanca Jeannette Kawas Fernández, Honduras	37
	Resumen	37
	Identification of priority areas for ecological restoration of mangroves based on ecosystem services in Blanca Jeannette Kawas Fernandez's National Park, Honduras	38
	Abstract	38
5.2.1.	Introducción	39
5.2.2.	Materiales y métodos.....	40
5.2.2.1.	Descripción del área de estudio	40
5.2.2.2.	Análisis de la vegetación.....	41
5.2.2.3.	Muestreo de campo	42
5.2.3.	Resultados	48
5.2.4.	Discusión y conclusiones	52
5.2.5.	Bibliografía.....	57
VI.	Anexos	64
6.1.	Formato para la recolección de datos de campo	64
6.2.	Formato para la entrevista semiestructurada.....	65
6.3.	Puntos de muestreo en la superficie de los manglares del Parque Nacional Blanca Jeannette Kawas Fernández, Honduras	66
6.4.	Distribución espacial de las reservas de carbono en el Parque Nacional Blanca Jeannette Kawas Fernández, Honduras	66
6.5.	Distribución espacial del esfuerzo pesquero en el Parque Nacional Blanca Jeannette Kawas Fernández, Honduras	67
6.6.	Distribución espacial del índice de protección costera en el Parque Nacional Blanca Jeannette Kawas Fernández, Honduras	67
6.7.	Mapa de irremplazabilidad de la optimización espacial para la restauración ecológica de manglares, enfocados en el servicio ecosistémico de reservas de carbono.....	68
6.8.	Mapa de irremplazabilidad de la optimización espacial para la restauración ecológica de manglares, enfocados en el servicio ecosistémico de provisión de alimento	68
6.9.	Mapa de irremplazabilidad de la optimización espacial para la restauración ecológica de manglares, enfocados en el servicio ecosistémico de protección costera	69

6.10. Mapa de irremplazabilidad de la optimización espacial para la restauración ecológica de manglares, de la combinación de los tres servicios ecosistémicos con el 30% de restauración del área total.....	69
6.11. Pruebas de sensibilidad de Marxan basado en la estimación indirecta del valor de cada servicio del ecosistema para otros servicios	70
6.11.1. Escenarios de optimización espacial para la restauración de bosques de manglar y la estimación indirecta del valor de cada SE para otros servicios (50% de recuperación de cada SE).....	70
6.11.2. Escenarios de optimización espacial para la restauración de bosques de manglar y la estimación indirecta del valor de cada SE para otros servicios (40% de recuperación de cada SE).....	70
6.11.3. Escenarios de optimización espacial para la restauración de bosques de manglar y la estimación indirecta del valor de cada SE para otros servicios (30% de recuperación de cada SE).....	71

Índice de cuadros

Cuadro 1. Objetivos y preguntas de investigación.	4
Cuadro 2. Área de los bosques de manglar en el mundo y las pérdidas totales conocidas.	8
Cuadro 3. Tipos de ecosistemas del Parque Nacional Blanca Jeannette Kawas Fernández, Honduras.	13
Cuadro 4. Ecuaciones alométricas para estimar la biomasa de manglares.....	26
Cuadro 5. Características dasométricas de los puntos de muestreo dentro del Parque Nacional Blanca Jeannette Kawas Fernández, Honduras.	28
Cuadro 6. Comparación de medias de densidad de carbono de los sitios evaluados del Parque Nacional Blanca Jeannette Kawas Fernández, Honduras.	28
Cuadro 7. Comparación de los valores promedio de densidad de carbono estimados en manglares muestreados en el Parque Nacional Blanca Jeannette Kawas Fernández, Honduras.	29
Cuadro 8. Densidad de carbono de los árboles reportados para el Caribe latinoamericano.....	30
Cuadro 9. Ecuaciones alométricas para estimar la biomasa de manglares.....	43
Cuadro 10. Índices de la vegetación para la protección costera, basados en el ancho y altura del bosque de mangle, del Parque Nacional Blanca Jeannette Kawas Fernández, Honduras.	44
Cuadro 11. Valores del índice de protección costera del bosque de mangle, del Parque Nacional Blanca Jeannette Kawas Fernández, Honduras.	44
Cuadro 12. Escenarios de optimización espacial para la restauración de bosques de mangle en el Parque Nacional Blanca Jeannette Kawas Fernández, Honduras.	47
Cuadro 13. Características dasométricas de los puntos de muestreo dentro del Parque Nacional Blanca Jeannette Kawas Fernández, Honduras.	49
Cuadro 14. Resultados del servicio de provisión de alimento en $Mg\ y^{-1}$ en el Parque Nacional Blanca Jeannette Kawas Fernández, Honduras (2016).....	51
Cuadro 15. Resultados generales del servicio de provisión de alimento según las entrevistas semiestructuradas dirigidas a pescadores de tres comunidades del Parque Nacional Blanca Jeannette Kawas Fernández, Honduras (2016). 51	51
Cuadro 16. Valores de la vegetación de mangle más eficientes para la protección costera en el Parque Nacional Blanca Jeannette Kawas Fernández, Honduras.	51
Cuadro 17. Estimación indirecta del valor de cada servicio del ecosistema para otros servicios en el Parque Nacional Blanca Jeannette Kawas Fernández, Honduras.	52
Cuadro 18. Densidad de carbono de los árboles reportados para el Caribe latinoamericano.	55

Índice de figuras

Figura 1.	Vínculos entre servicios de los ecosistemas y el bienestar humano.	5
Figura 2.	Dinámica del carbono dentro de los bosques de manglares.	6
Figura 3.	Promedio global de reservas de carbono por tipo de ecosistema en el trópico.	9
Figura 4.	Ubicación geográfica del Parque Nacional Blanca Jeannette Kawas Fernández, Honduras.	12
Figura 5.	Ubicación y puntos de muestreo en la superficie de los mangles del Parque Nacional Blanca Jeannette Kawas Fernández, Honduras.	24
Figura 6.	Representación esquemática de la distribución de las parcelas utilizadas en el estudio de bosques de manglares.	25
Figura 7.	Distribución geográfica del manglar prístino y deforestado durante el periodo 1992-2012, en el Parque Nacional Blanca Jeannette Kawas Fernández, Honduras.	27
Figura 8.	Tamaño y ubicación de las comunidades dentro del Parque Nacional Blanca Jeannette Kawas Fernández, Honduras.	41
Figura 9.	Representación esquemática de la distribución de las parcelas utilizadas en el estudio de bosques de manglar.	42
Figura 10.	Representación de la anchura del bosque de mangle según la protección costera brindada.	45
Figura 11.	Representación de las unidades de planificación necesarias para la modelación y selección eficiente de las áreas de restauración de los manglares.	46
Figura 12.	Distribución geográfica del mangle prístino, deforestado/disponibilidad para la restauración y los sitios excluidos para la restauración en el Parque Nacional Blanca Jeannette Kawas Fernández, Honduras.	49
Figura 13.	Distribución espacial de los servicios ecosistémicos del bosque de manglar en el Parque Nacional Blanca Jeannette Kawas Fernández, Honduras.	50
Figura 14.	Mapas de optimización espacial para la restauración ecológica de manglares, enfocados en los servicios ecosistémicos del Parque Nacional Blanca Jeannette Kawas Fernández, Honduras.	54

Lista de acrónimos, abreviaturas y unidades

°C	Grados Celsius
BLM	Modificador de longitud de frontera
C	Carbono
CIPF	Centro de información y patrimonio forestal
cm	Centímetros
cm ⁻³	Centímetros cúbicos
CMNUCC	Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático
CO ₂	Dióxido de carbono
CO _{2e}	Dióxido de carbono equivalente
dap	Diámetro a la altura del pecho
ENCC	Estrategia Nacional de Cambio Climático
FAO	Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura
g	Gramos
GEI	Gas de efecto invernadero
ha	Hectáreas
ICF	Instituto nacional de conservación y desarrollo forestal, áreas protegidas y vida silvestre
IDW	Distancia inversa ponderada
IPC	Índice de protección costera
IPCC	Panel Intergubernamental de Cambio Climático
kg	Kilogramos
km	Kilómetros
km ²	Kilómetros cuadrados
m	Metros
Mg	Megagramos (toneladas)
mm	Milímetros
msnm	Metros sobre el nivel del mar
m ²	Metros cuadrados

MEA	Millenium Ecosystem Assesment
NAMAs	Acciones apropiadas nacionales de mitigación
OE	Objetivo específico
PNJK	Parque Nacional Blanca Jeannette Kawas Fernández
PNUMA	Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente
REDD+	Reducción de las emisiones debidas a la deforestación y degradación
SE	Servicios ecosistémicos
SERNAM	Secretaría de Energía y Recursos Naturales Ambiente y Minas
SPF	Factor de penalidad de especies
SRTM	Misión topográfica Shuttle Radar
Tg	Teragramos
UNFCCC	The United Nations Framework Convention on Climate Change
USD\$	Dólar estadounidense
y ⁻¹	Año

Resumen

Optimización espacial para la restauración ecológica de manglares en el Parque Nacional Blanca Jeannette Kawas Fernández, Honduras

Los ecosistemas de manglares ocupan una pequeña porción de las zonas costeras del planeta. Mantienen procesos fundamentales en el funcionamiento del régimen de soporte de la tierra y para el bienestar humano. Su conversión y manejo no planificado están provocando enormes pérdidas de los bienes y servicios que proporcionan. La conservación y el manejo adecuado de estos ecosistemas sostendrán los servicios que se derivan de ellos y con la restauración se recuperarán en gran medida las propiedades y procesos ecológicos, protegiendo la producción y beneficios derivados de los servicios ecosistémicos (SE). La selección de sitios prioritarios para la restauración ecológica de manglares necesita análisis eficientes con conocimientos ecológicos, económicos y consideraciones sociales para avalar su éxito en la toma de decisiones. Esto permitirá implementar acciones en aquellos sitios que benefician más a la sociedad a través del suministro potencial de los SE.

Esta investigación desarrolló una estrategia de optimización espacial para seleccionar áreas prioritarias de restauración ecológica de manglares basados en el abastecimiento de SE en el Parque Nacional Blanca Jeannette Kawas Fernández (PNJK), localizado en el Caribe de Honduras. El parque posee aproximadamente 35 km de línea costera y una superficie de 79 381 ha y se caracteriza por tener el 3% de todos los bosques de manglar de Honduras. Es un ecosistema muy importante por sus beneficios recreativos, de protección, aprovisionamiento y mitigación.

El trabajo incluyó la medición y el suministro potencial de tres SE: reservas de carbono (C), provisión de alimento y protección costera. Se identificaron 2,125.72 ha con presencia de mangle dentro del parque y un potencial de restauración de 338.13 ha. El promedio anual de la pérdida de cobertura de mangle fue de 1.09% en un periodo de evaluación de 20 años (1992-2012). El área basal encontrada estuvo en el rango de $\sim 44.42 \pm 13.76 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$, la densidad de árboles $\sim 2,157.79 \pm 599 \text{ ha}^{-1}$ y las reservas de C de la biomasa total de los árboles (sobre y bajo el suelo) fue de $\sim 145.84 \pm 48.52 \text{ Mg C ha}^{-1}$ (≥ 5 cm de diámetro a la altura del pecho). El valor promedio de la extracción de peces y crustáceos que dependen del ecosistema de manglar en alguna etapa de su ciclo de vida fue de $674.00 \pm 114.80 \text{ Mg y}^{-1}$. Este valor se utilizó como "proxy" del SE de provisión de alimento. Se identificaron 1,758.79 ha de vegetación de mangle más eficientes para la protección costera ante eventos climáticos extremos, que representan el 82.75% del área total de mangle del parque.

Utilizando Marxan, una herramienta de priorización espacial, se hizo una optimización del suministro potencial de las reservas de C, provisión de alimento y protección costera, seleccionando eficientemente las áreas de restauración compatibles con el objetivo de maximizar la provisión de los SE y sus beneficios. La selección de las áreas para restaurar manglares con base al potencial de las reservas de C garantizó en su mayoría la restauración de los otros SE investigados.

Palabras clave: reservas de carbono, esfuerzo pesquero, manglares, Marxan, protección costera, restauración ecológica.

Abstract

Spatial optimization for the ecological restoration of mangroves in Blanca Jeannette Kawas Fernández's National Park, Honduras

Mangrove ecosystems occupy a small portion of the planet's coastal zones. They maintain fundamental processes in the operation of the Earth's support regime and human well-being. Their conversion and unplanned handling are causing huge losses of the goods and services they provide. Conservation and proper management of these ecosystems will sustain the services derived from them and restoration will greatly restore ecological properties and processes, protecting the production and benefits derived from ecosystem services. The selection of priority sites for ecological restoration of mangroves requires efficient analysis with ecological, economic and social considerations to guarantee their success in decision-making. This will allow actions to be implemented at those sites that are most beneficial to society through the potential supply of ecosystem services.

This research developed a spatial optimization strategy to select priority areas for ecological restoration of mangroves based on the provision of ecosystem services in Blanca Jeannette Kawas Fernández's National Park, located in the Caribbean of Honduras. The park has approximately 35 km of coastline and an area of 79,381 ha and is characterized by having 3% of all mangrove forests in Honduras. It is a very important ecosystem for recreational, protection, provisioning and mitigation benefits.

This work included the measurement and potential supply of three ecosystem services: carbon stocks, food supply and coastal protection. Were identified 2,125.72 ha with mangrove in the park and a restoration potential of 338.13 ha. The annual average loss of mangrove cover was 1.09% over a 20 year evaluation period (1992-2012). The basal area found was in the range of $\sim 44.42 \pm 13.76 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$, tree density $\sim 2,157.79 \pm 599 \text{ ha}^{-1}$ and carbon stocks of total biomass of trees (above ground and below ground) was $\sim 145.84 \pm 48.52 \text{ Mg C ha}^{-1}$ ($\geq 5 \text{ cm}$ in diameter at breast height). The average value of extraction of fish and crustaceans that depend on the mangrove ecosystem at some stage of their life cycles was $674.00 \pm 114.80 \text{ Mg y}^{-1}$. This value was used as a proxy for the food supply ecosystem service. Were identified 1,758.79 ha of more efficient mangrove vegetation for coastal protection of extreme climatic events, representing 82.75% of the total mangrove area of the park.

Using Marxan, a tool of spatial prioritization, was optimized the potential supply of C reserves, food supply and coastal protection, efficiently selecting restoration areas compatible with the objective of maximizing the provision of ecosystem services and their benefits. Selection areas for restoring mangroves based on the potential of carbon stocks guaranteed the restoration of the other ecosystem services that were investigated.

Keywords: carbon stocks, coastal protection, ecological restoration, fishing effort, mangroves.

I. Introducción

La diversidad de SE de aprovisionamiento, regulación y soporte que proporcionan los ecosistemas forestales son esenciales para el bienestar humano (Costanza *et al.* 1998; Díaz y Duffy 2006; Egoh *et al.* 2009). Sin embargo, cerca del 60% de los ecosistemas a nivel mundial se están degradando o se usan de manera no sostenible (MEA 2005). El aprovechamiento incontrolado de los bosques y aumentar el suministro de otros servicios supuestamente más productivos de la tierra como los alimentos han desplazado los costos de la degradación de un grupo de personas a otras, incluyendo las generaciones futuras, provocando un ritmo de deforestación alarmante (FAO 2010; Aide *et al.* 2013; Rahman *et al.* 2013). Los costos totales de las pérdidas son difíciles de medir, pero los datos disponibles demuestran que son considerables y que van en aumento. Centroamérica reporta una tasa anual de deforestación del 1.19%; según FAO (2010), las tasas más altas se dan en los países con mayor vegetación como Guatemala (1.47%), Nicaragua (2.11%) y Honduras (2.16%).

Históricamente, los datos sobre cobertura y dinámica de los bosques en general no han sido precisos, incluyendo aquellos asociados a los bosques de manglar. Según FAO (2010), el área total de manglares para Centroamérica se calculó en 481,000 ha en 1990, frente a 443,000 ha en 2010. Sin embargo, es posible que a lo largo del tiempo esto suponga una sobrestimación del área para 1990 y una subestimación de las pérdidas, debido a las metodologías de evaluación de cada país. El último cálculo de la cobertura de bosques de manglar en Honduras estimó 51,578 ha (CIPF 2014; ICF 2014).

Los manglares mantienen importantes funciones socioeconómicas y proporcionan diversos beneficios ecológicos como la conservación de la biodiversidad, la estabilización de la línea costera, la reducción de la energía de las olas y del viento en el litoral (Roth 1992; Ewel *et al.* 1998; Lewis 2005; Koch *et al.* 2009; Adame *et al.* 2015). Sus sistemas de raíces únicas capturan sedimentos y evitan la erosión. Además alcanzan a reservar grandes cantidades de C (Alongi 2009; Donato *et al.* 2012), conocidas como carbono azul (Mcleod *et al.* 2011; Alongi 2014; Howard *et al.* 2014), que se pueden liberar en forma de dióxido de carbono (CO₂) por perturbaciones, convirtiéndose en una enorme fuente de emisión de gases de efecto invernadero (GEI; Bouillon *et al.* 2008; Kristensen *et al.* 2008; Murray *et al.* 2011; Alongi y Mukhopadhyay 2014).

A pesar de la gran contribución contra el calentamiento global (Alongi 2009; Camacho *et al.* 2011; Donato *et al.* 2012; Alongi 2014), los manglares se encuentran entre los ecosistemas más vulnerables por las perturbaciones antropogénicas y el cambio climático (Barbier *et al.* 2008; Feller *et al.* 2010; Kuenzer *et al.* 2011; Rahman *et al.* 2013). Conservar estos bosques, evitando los cambios de uso e identificando áreas prioritarias para su restauración, reducirá los efectos del calentamiento global y mejorará la disponibilidad de otros SE.

Estudios de valoración de SE brindados por los bosques de manglar sugieren beneficios considerables de importancia para el desarrollo humano. En el Golfo de Nicoya, Costa Rica, se atribuyen beneficios directos para 2,500 pescadores artesanales y 800 extractores de moluscos con un valor promedio de USD\$ 2, 758,105 y⁻¹ (Arguedas 2015). En el PNJK, ubicado en el Caribe de Honduras, la extracción de peces y crustáceos beneficia en proteína e ingreso económico en efectivo a más de 7,000 personas, con un valor promedio de USD\$ 3, 000,000 y⁻¹ (PNUMA 2013). Ni el valor, ni el potencial de estos manglares como herramientas de mitigación y adaptación del cambio climático han sido plenamente evaluados antes en Centroamérica.

Las comunidades que viven cerca de estos manglares son muy importantes en la preservación o deterioro de los SE, pero también son agentes de presión y cambio. El uso no sostenible de sus recursos ha llevado a la degradación generalizada que ahora amenaza a la salud humana y los medios de vida (Egoh *et al.* 2009). El rápido aumento de las poblaciones humanas alrededor de los bosques está creando un cambio ambiental agudo por los altos niveles de pobreza y de vulnerabilidad (Alwang 2005; Conde y Saldaña 2007; Aide *et al.* 2013). Las pérdidas de las comunidades y especies biológicas resultan lamentables por el valor específico de cada forma de vida y por sus consecuencias para la supervivencia de las demás especies, incluidos los seres humanos (Rozzi *et al.* 2001). La acuicultura, la deforestación y el desarrollo agrícola están provocando la pérdida y degradación de los ecosistemas de manglar (Valiela *et al.* 2001; Roberts *et al.* 2002; FAO 2010; Alongi 2009; Gibson *et al.* 2011; Murray *et al.* 2011; Rahman *et al.* 2013; Lewis y Brown 2014). Específicamente para el litoral atlántico de Honduras, el desarrollo de las plantaciones de palma aceitera, el cambio de uso a pastos, el turismo y la agricultura son las principales amenazas de estos bosques (ICF 2011).

En Honduras la Ley General del Ambiente (1993) y la Ley Forestal, áreas protegidas y vida silvestre (2007) promueven la conservación y restauración de los recursos naturales en general y castigan el uso inadecuado, destrucción y degradación por prácticas incorrectas. No obstante, solo la Ley de pesca (1959) hace alusión específica a sanciones por destrucción de los bosques de manglares (República de Honduras 2008). Sin embargo, a pesar de la creciente atención de iniciativas y proyectos de conservación y restauración, todavía siguen siendo pocas las áreas caracterizadas para la planificación de SE a escalas locales y regionales (Chan *et al.* 2006; De Groot *et al.* 2010; Rahman *et al.* 2013). Identificar estas áreas representa una oportunidad para canalizar esfuerzos e implementar estas estrategias (Naidoo 2008; Fonseca *et al.* 2010). Actualmente, la identificación de las áreas de manglar en la costa norte de Honduras no está bien definida ni tampoco su potencial para restaurarlas.

Honduras mantiene varios compromisos internacionales vinculantes para reducir las emisiones de CO₂ derivadas de los cambios de uso del suelo (Petkova *et al.* 2011). Es signatario de la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático (CMNUCC o UNFCCC por sus siglas en inglés), ratificada bajo decreto No. 26-95 del 29 de julio de 1995 (DNCC 2015), y también del protocolo de Kyoto, ratificado bajo decreto No. 37-2000 en junio de 2000 (República de Honduras 2000; DNCC 2015). Derivado de estas responsabilidades a nivel nacional, se tiene el documento marco de Visión de país 2010-2038 y Plan de nación 2010-2022, que cuenta con un lineamiento estratégico de adaptación y mitigación del cambio climático (República de Honduras 2010); una Estrategia Nacional de Cambio Climático (ENCC; SERNAM 2010) y; recientemente, la Ley de Cambio Climático, aprobada bajo decreto No. 297-2013 (República de Honduras 2014).

Todos los compromisos internacionales para reducir las emisiones derivadas de la deforestación y la degradación de los bosques están destinados principalmente a la conservación y al incremento de las reservas de C (Miles y Dickson 2010). Dada la relevancia de los manglares para secuestrar y reservar grandes cantidades de C y la dinámica de degradación y pérdida de área que sufren, es imperioso cuantificar la magnitud de su rol para la mitigación y adaptación del cambio climático en Honduras. Además, la conservación y el manejo adecuado de estos ecosistemas sostendrán los servicios que se derivan de ellos y con la restauración se recuperarán en gran medida las propiedades y procesos ecológicos, protegiendo la distribución de los SE y los beneficios (Rozzi *et al.* 2001; Maginnis *et al.* 2012).

La investigación se llevó a cabo en el PNJK, localizado en la Bahía de Tela, que limita con el mar Caribe. Este parque nacional es una de las 15 áreas protegidas marino costeras del norte de Honduras. Tiene aproximadamente 35 km de línea costera y una superficie de 79,381 ha (ICF 2011; Alvarado *et al.* 2012; ICF 2014). Esta área protegida se caracteriza por tener el 3% de todos los bosques de manglar de Honduras, siendo este ecosistema muy importante por su beneficio recreativo, de protección a otros ecosistemas como los arrecifes de coral y contra eventos climáticos extremos, aprovisionamiento y mitigación (Martínez 2012; PNUMA 2013; Rivera-Monroy *et al.* 2013).

Esta investigación se orientó a medir espacialmente el abastecimiento de los SE derivados de los manglares que benefician directamente a las comunidades adyacentes del bosque e indirectamente al parque en general. Con en el propósito de seleccionar áreas para la restauración ecológica de manglares que alcancen el máximo beneficio social, económico y ambiental, se hizo una optimización del suministro potencial de las reservas de C, provisión de alimento y protección costera, seleccionando eficientemente áreas de restauración compatibles con el objetivo de maximizar estos servicios y sus beneficios.

II. Objetivo general y específicos

2.1. Objetivo general

Contribuir con el diseño técnico de procesos de restauración de los ecosistemas de manglar del Parque Nacional Blanca Jeannette Kawas Fernández, en la costa norte de Honduras y sus SE asociados.

2.2. Objetivos específicos

1. Cuantificar las existencias de carbono del ecosistema boscoso de manglar en el Parque Nacional Blanca Jeannette Kawas Fernández.
2. Identificar los sitios de manglar utilizados para el servicio ecosistémico de provisión de alimento.
3. Identificar las áreas de manglares con mayor potencial para la protección costera ante eventos climáticos extremos.
4. Identificar las áreas prioritarias para la restauración ecológica de manglares y sus servicios ecosistémicos asociados.

III. Preguntas de investigación

Cuadro 1. Objetivos y preguntas de investigación.

Objetivo	Preguntas de investigación	
General	Contribuir con el diseño técnico de procesos de restauración de los ecosistemas de manglar del Parque Nacional Blanca Jeannette Kawas Fernández, en la costa norte de Honduras y sus SE asociados.	
Específicos	1. Cuantificar las existencias de C del ecosistema boscoso de manglar en el PNJK.	¿Cuál es la distribución espacial del ecosistema boscoso de manglar en el PNJK? ¿Cuál es la distribución espacial de las existencias de C en el bosque de manglar? ¿Cuál es la distribución espacial del suministro potencial de las reservas de C?
	2. Identificar los sitios de manglares utilizados para el SE de provisión de alimento.	¿Cuáles son los sitios de manglar utilizados para el SE de provisión de alimento? ¿Cuáles son los peces y crustáceos, y la magnitud de su provisión como SE para el Parque? ¿Cuál es la distribución espacial del suministro potencial de la provisión de alimento?
	3. Identificar las áreas de manglares con mayor potencial para la protección costera ante eventos climáticos extremos.	¿Cuáles son las áreas donde el manglar tiene mayor potencial para la protección costera ante eventos climáticos extremos? ¿Cuál es la distribución espacial del suministro potencial de la protección costera?
	4. Identificar las áreas prioritarias para la restauración ecológica de manglares y sus SE asociados.	¿Cuáles son las áreas prioritarias de restauración ecológica de manglares donde se optimiza espacialmente el suministro de los SE del mangle? ¿Qué implicaciones tiene la conservación y la restauración ecológica de manglares en las políticas públicas y privadas asociadas?

IV. Marco referencial

4.1. Servicios ecosistémicos de los manglares

Los servicios que ofrecen los ecosistemas son fundamentales para el funcionamiento del régimen de soporte de la tierra y para el bienestar humano (Costanza *et al.* 1998; MEA 2005; Carpenter *et al.* 2009). Estos pueden ser directos, en el caso de los relacionados con el consumo, o indirectos, a través de la influencia en los procesos de los ecosistemas que son esenciales para la vida (Díaz y Duffy 2006).

Los SE de los manglares, que son árboles y arbustos intermareales que se desarrollan en las costas tropicales y subtropicales de todo el mundo (Valiela *et al.* 2001; Giri *et al.* 2011), como en cualquier otro ecosistema, se clasifican en cuatro grandes grupos: 1) servicios de aprovisionamiento, como alimento, agua, madera y fibra; 2) servicios de regulación, que afectan el clima, inundaciones, enfermedades, desechos y calidad del agua; 3) servicios culturales, que proporcionan recreación, valores estéticos y espirituales; 4) servicios de apoyo tales como la formación del suelo, fotosíntesis y el ciclo de nutrientes (Bingham *et al.* 1995; Costanza *et al.* 1998; Ewel *et al.* 1998; MEA 2005; Barbier 2007; Barbier *et al.* 2008; Bouillon *et al.* 2008; Kristensen *et al.* 2008; Alongi 2009; FAO 2010; Kuenzer *et al.* 2011; Murray *et al.* 2011; Rahman *et al.* 2013; Howard *et al.* 2014; Figura 1).



Figura 1. Vínculos entre servicios de los ecosistemas y el bienestar humano.

Fuente: MEA (2005).

Dentro del contexto de la clasificación de los SE, los manglares tienen características distintivas, como sus adaptaciones fisiológicas especiales para tratar con la sal en sus tejidos. Además manejan un sistema radicular que les permite apoyarse en los suaves sedimentos de barro mientras se inundan por las mareas (Lewis 2005; Feller *et al.* 2010). De ahí lo valioso de sus SE únicos, tales como la estabilización de la línea costera, la reducción de la energía de las olas y las corrientes marinas, la defensa de los efectos del viento en el litoral y la protección contra la sedimentación a los arrecifes de coral, las zonas con algas marinas y los canales de navegación (Roth 1992; Ewel *et al.* 1998; Lewis 2005; Alongi 2009; Koch *et al.* 2009; FAO 2010; Kuenzer *et al.* 2011; Rahman *et al.* 2013; Adame *et al.* 2015).

También estos bosques remueven el CO₂ de la atmósfera a través de la fotosíntesis y almacenan el C restante en dos componentes principales: la biomasa (aérea y subterránea de la vegetación) y el C orgánico del suelo (Alongi 2009; Murray *et al.* 2011). Su posición en la interfaz terrestre y el océano, y el intercambio con aguas costeras sugiere que estos bosques realizan una contribución única a la biogeoquímica del C (Twilley *et al.* 1992; Bouillon *et al.* 2008; Feller *et al.* 2010; Yáñez-Arancibia *et al.* 2010). En consecuencia, su SE de regulación del clima con el proceso de captura y almacenamiento de C es intensivo (Kristensen *et al.* 2008; Donato *et al.* 2012; Alongi y Mukhopadhyay 2014; Howard *et al.* 2014; Figura 2). A este tipo de C secuestrado en manglares, marismas y pastos marinos se le conoce como carbono azul (Mcleod *et al.* 2011; Alongi 2014).

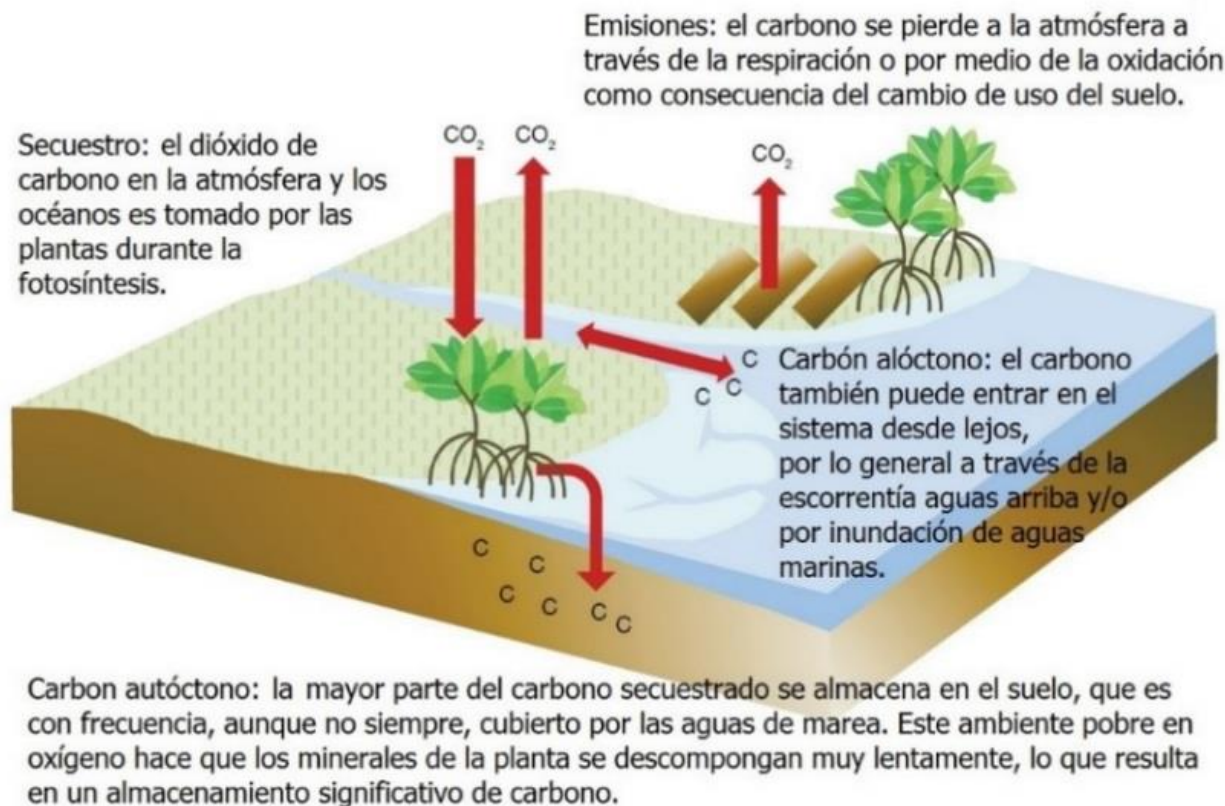


Figura 2. Dinámica del carbono dentro de los bosques de manglares.

Fuente: Adaptado de Howard *et al.* (2014).

Para evaluar el potencial y la sostenibilidad de la gestión del PNJK, el Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente, realizó un estudio de valoración de los SE que llegan a beneficiar alrededor de 3,000 personas con empleos directos y a casi 22,000 personas con uno o varios de los servicios derivados de toda el área protegida (PNUMA 2013). Los resultados incluyeron los SE de calidad de agua (USD\$ 3, 500,000 a 67 empresas, 900 empleos directos y 400,000 turistas anuales), producción agropecuaria (USD\$ 800,000 con 1,500 empleos), pesca (USD\$ 3, 000,000 con más de 350 empleos directos y fuente de proteína e ingreso económico en efectivo para más de 7,000 personas), turismo de naturaleza (USD\$ 1, 200,000 con 6,000 visitas de turistas al año y más de 180 empleos directos e indirectos), secuestro de carbono (valorado en USD\$ 11, 500,000 los 2, 100,000 Mg de CO₂ en todo el parque) y protección costera (USD\$ 794,000 en daños evitados a 3,000 hogares que equivalen a 12,600 personas).

4.2. Cambio climático y los manglares

El cambio climático plantea riesgos derivados de la interferencia antropogénica, con consecuencias negativas para el bienestar de los sistemas humanos y naturales (IPCC 2014). La CMNUCC (1992) define el cambio climático como “el cambio del clima atribuido directa o indirectamente a la actividad humana que altera la composición de la atmósfera global y que se suma a la variabilidad natural del clima observada durante períodos de tiempo comparables”. La CMNUCC (1992) y el IPCC (2014) diferencian el cambio climático atribuible a las actividades humanas que alteran la composición atmosférica y la variabilidad climática atribuible a causas naturales.

Indistintamente de su origen, el calentamiento global está afectando la dinámica natural de la biosfera (Yáñez-Arancibia *et al.* 2010). No obstante los conductores económicos y las políticas de los países son los determinantes más fuertes de las emisiones de GEI (Birch 2014; IPCC 2014), evidenciando la asociación entre el cambio climático y la actividad antropogénica (CMNUCC 1992; Gitay *et al.* 2002; McMichael *et al.* 2008; Alongi 2009; Murray *et al.* 2011; Madruga y Morales 2012), derivando consecuencias negativas en las funciones socioeconómicas y ambientales (Polidoro *et al.* 2010; Rahman *et al.* 2013), a pesar de su enorme desempeño contra el calentamiento global (Camacho *et al.* 2011; Kuenzer *et al.* 2011; Donato *et al.* 2012; Alongi 2014; Alongi y Mukhopadhyay 2014).

Los manglares representan un gran potencial para las estrategias mundiales de adaptación y mitigación del cambio climático que lidera la CMNUCC, como el mecanismo de reducción de las emisiones debidas a la deforestación y degradación (REDD+) y las acciones apropiadas nacionales de mitigación (NAMAs; Camacho *et al.* 2011; Donato *et al.* 2012; Kauffman *et al.* 2013). Además, es probable que las áreas protegidas se conviertan en un elemento de importancia crucial en los países con manglares para implementar estas estrategias y beneficiarse de ellas. Su manejo efectivo tiene el potencial de contribuir significativamente al desempeño de los países y a la venta de créditos de C a través de los certificados de reducción de emisiones si los mercados llegan a funcionar como se espera (Angelsen *et al.* 2010).

4.3. Deforestación de los manglares

La reducción de la cobertura vegetal puede darse por tres procesos distintos: la deforestación, la degradación y los desastres naturales. La deforestación es el proceso más significativo para transformar el bosque a otros usos como la acuicultura, agricultura o infraestructuras (Valiela *et al.* 2001; FAO 2010;

Gibson *et al.* 2011). Constituye la conversión a largo plazo o permanente de la tierra con bosque a tierra sin bosque (Angelsen *et al.* 2010), con repercusiones directas sobre la biodiversidad, el ciclo del C y el buen funcionamiento de los ecosistemas (Lambin *et al.* 2003; Aide *et al.* 2013). De ahí la importancia de limitar el cambio de uso y de hacer ajustes para reducir su vulnerabilidad (Brundtland 1987; Locatelli y Vignola 2009).

En Centroamérica la deforestación es muy extendida (Angelsen *et al.* 2010). Según la FAO (2010) el promedio anual de la pérdida de cobertura forestal para esta región es del 1.19% pero para Honduras la cifra es la más alta, 2.16%. Las fuentes de estas pérdidas son atribuidas al aprovechamiento incontrolado y la destrucción del bosque a favor de usos supuestamente más productivos (Aide *et al.* 2013). Agregado a esto, la población local, a menudo campesinos sin tierra o pequeños propietarios, participan activamente de la deforestación y la expansión de la frontera agrícola (Alwang 2005; Carr y Burgdorfer 2013).

Datos mundiales de los manglares señalan que, tan sólo ocupando el 0.5% de la zona costera del planeta, sufren pérdidas por deforestación de 90 a 970 Tg C y^{-1} , llegando a ser mucho mayor que sus propias tasas de almacenamiento, que representan 24 Tg C y^{-1} (Alongi 2014). La liberación de GEI puede ser tan alta como el 10% de las emisiones globales por la conversión del suelo en la zona tropical (Donato *et al.* 2011). Además han experimentado una disminución acentuada del 35% del total de su área entre los años 1980 y 2000 (Valiela *et al.* 2001; MEA 2005; Cuadro 2).

Cuadro 2. Área de los bosques de manglar en el mundo y las pérdidas totales conocidas.

Región	Área de manglar (km ²)	Porcentaje de pérdidas en manglares	Pérdidas anuales por deforestación (km ² y^{-1})
Asia	77,169	36	628
África	36,259	32	274
Australia	10,287	14	231
América	43,161	38	2,251

Nota: Las tasas de pérdidas anuales se calcularon a partir de la superficie original estimada y el área de cada región en el año 2000: 24, 25, 7 y 11 años para Asia, África, Australia y América respectivamente.

Fuente: Adaptado de Valiela *et al.* (2001).

En el litoral atlántico de Honduras las principales fuentes de deforestación de los bosques de manglar son el desarrollo de plantaciones de palma aceitera, el cambio de uso de bosques a pastos, infraestructura turística y la agricultura (ICF 2011). En Centroamérica la tasa de deforestación para los manglares en el periodo de 1990-2010 fue de 0.41% (FAO 2010). Debido a eso, los incentivos políticos serán muy importantes para mantener las existencias del carbono azul en el mundo (Camacho *et al.* 2011; Murray *et al.* 2011).

4.4. Conservación y restauración de manglares

La contribución de los manglares al secuestro de C es un medio importante para su conservación y restauración, por su gran aporte en la lucha contra el cambio climático. La media global de su biomasa aérea es de 247 Mg ha^{-1} , similar al promedio global de los bosques húmedos tropicales perennes (Alongi 2009). Sin embargo, la mayor parte de las reservas de C en los manglares se almacena en el suelo y el subsuelo, acumulando un promedio total de 956 Mg C ha^{-1} ; el cual representa el almacenamiento total más alto de C comparado con otros ecosistemas del trópico (Alongi 2014; Figura 3).

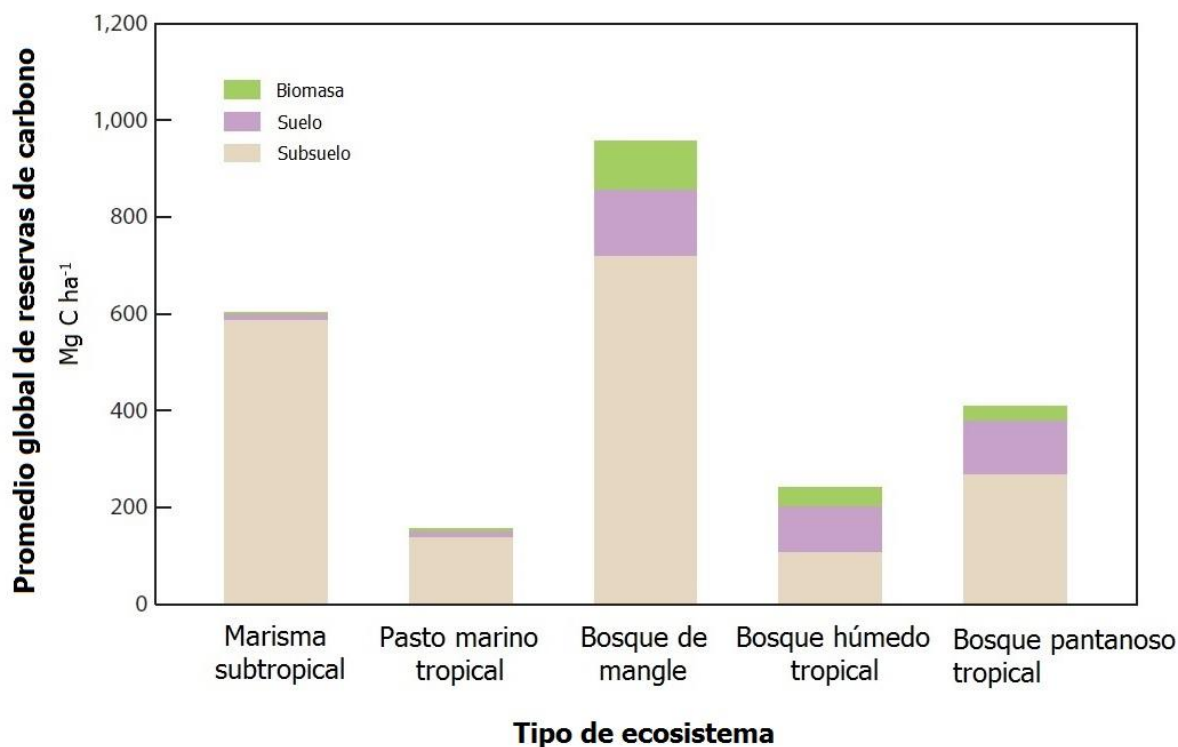


Figura 3. Promedio global de reservas de carbono por tipo de ecosistema en el trópico.

Fuente: Adaptado de Alongi (2014).

Es significativo que los gobiernos y las comunidades locales tengan un compromiso con las actividades de conservación y restauración para aumentar las reservas de C y mantener los demás SE que proveen los manglares. Las políticas y los programas afines con las estrategias de mitigación y adaptación del cambio climático, proporcionan incentivos y medios de vida a los habitantes locales que dependen en gran medida de los manglares (Murray *et al.* 2011). Además, el futuro de la gestión de los manglares es más probable que tenga éxito con un énfasis en los programas para la mitigación (Lewis 2000). Sin embargo, la tenencia de la tierra y los derechos de la propiedad dificultan la restauración de los manglares porque sus áreas originales han sido transformadas a otros usos por políticas y un manejo inadecuado (Lewis y Brown 2014).

Es importante que las estrategias de captura de C en los manglares incluyan las prácticas convencionales de los programas de restauración de largo plazo, para dar coherencia entre la vida útil de los proyectos y los resultados ecológicos (Rovai 2012). Los pasos críticos para tener éxito en la restauración de manglares, según Lewis y Marshall (1997), son: 1) comprender la ecología individual de las especies de manglar del sitio, particularmente los patrones de reproducción, distribución de propágulos y establecimiento exitoso de las plántulas; 2) comprender los patrones normales de la hidrología que controlan la distribución, el establecimiento y crecimiento exitoso de las especies metas; 3) evaluar las modificaciones ocurridas en el entorno previo del manglar que impiden la sucesión secundaria natural; 4) diseñar el programa de restauración de modo que inicialmente pueda restituirse la hidrología apropiada y utilizar el reclutamiento natural y voluntario de los propágulos de mangle para el establecimiento de las plantas. Es importante considerar únicamente hacer uso de la siembra de

propágulos de plántulas colectadas o cultivadas después de determinar a través de los pasos del 1 al 4 que el reclutamiento natural no garantizará la cantidad de plántulas exitosamente establecidas, tasas de estabilización y de crecimiento de los árboles jóvenes establecidos como metas para el proyecto de restauración. Otros trabajos como los de Callaway (2001) y Lewis (2005) enumeran pasos similares para diseñar el desarrollo de la restauración de manglares.

4.5. Retos en la medición de los servicios ecosistémicos de los manglares

Los sistemas de soporte vital de la tierra y la sociedad han entrado en una era de enormes cambios. En los últimos 50 años los ecosistemas y sus servicios han cambiado más que en cualquier período anterior de la historia humana (MEA 2005). Estudios posteriores están asumiendo nuevos retos para evaluar, proyectar y gestionar los flujos de los SE y sus efectos sobre el bienestar humano. No obstante, a pesar de las mejoras en la tecnología, la aproximación o medición plena de las funciones y los procesos de un sistema ecológico resultan muy difíciles (Chan *et al.* 2006; Carpenter *et al.* 2009) porque no son lineales en el espacio o el tiempo y porque son procesos naturales que se caracterizan por umbrales y funciones limitantes (Barbier *et al.* 2008; Koch *et al.* 2009). Sin embargo, algunas características físicas pueden ser utilizados como indicadores de los SE. Por ejemplo, los manglares con árboles altos y suelos profundos se caracterizan por reservar grandes cantidades de C (Kristensen *et al.* 2008; Alongi 2009; Alongi 2014; Alongi y Mukhopadhyay 2014). Las grandes masas de densos manglares medianos son los más propensos a proporcionar mejor protección costera ante eventos climáticos extremos (Roth 1992; Mazda *et al.* 1997; Doyle *et al.* 2009; Koch *et al.* 2009; Adame *et al.* 2015). Además son muy importantes por sus SE de provisión de alimento (Bingham *et al.* 1995; Barbier *et al.* 2008; FAO 2010; Murray *et al.* 2011). Finalmente, es necesario tomar medidas de campo físicas (la estructura del bosque, ubicación de los SE) y rasgos biogeoquímicos (carbono) de los manglares para aproximar los SE que prestan (Ewel *et al.* 1998).

4.6. Sensores remotos en manglares

Los sensores remotos satelitales constituyen la elección más práctica para monitorear la cobertura vegetal de la tierra de grandes áreas. Estos funcionan detectando la energía emitida o reflejada por un objeto a una longitud de onda determinada en el espectro electromagnético en vez de estar en contacto directo con ella (Hewson *et al.* 2014). Se utilizan para desarrollar investigaciones a nivel de paisaje y diagnósticos ecológicos de áreas conservadas o perturbadas, entre otras cosas (Marrubio 2004). Además representan una buena opción para estimar propiedades de los SE del bosque de manglar ya que se pueden hacer mediciones a través de diferentes resoluciones espaciales -dependiendo del sensor- y se pueden identificar diversas características biofísicas y estructurales de la vegetación (Howard *et al.* 2014; Adame *et al.* 2015). Asimismo han demostrado ser una herramienta poderosa y útil en el análisis de los usos de la tierra dentro y en las proximidades de las áreas de mangle (Klemas 2013; Lewis y Brown 2014). Por otra parte, el acceso a estos ecosistemas costeros de manglares para tomar datos de campo convencionales resulta muy lentos, costosos y difíciles. Por eso la detección a distancia puede proporcionar información única y valiosa sobre la estructura de la vegetación costera y la cobertura del área que no podrían ser fácilmente obtenidos de otro modo (Kuenzer *et al.* 2011). Su combinación con la recolección de datos de campo robustos resulta necesaria para la calibración y validación de la información (Klemas 2011).

Las imágenes de mediana resolución como Landsat (30 m de resolución espacial), proporcionan información multiespectral adecuada para identificar zonas de manglares a escalas regionales (Giri *et*

al. 2011). Sin embargo, es necesario complementar la información con sensores remotos de alta resolución para estudiar sitios críticos o específicos (Kuenzer *et al.* 2011), haciendo análisis exhaustivos para identificarlos (Green *et al.* 1998; Gao 1999; Klemas 2011). Esto permite obtener datos que mejoran la investigación y la gestión de los bosques de manglares (Klemas 2013; Howard *et al.* 2014). Un ejemplo amplio del uso de sensores remotos fue el realizado por Giri *et al.* (2011), quienes elaboraron un trabajo sobre la distribución de bosques de manglares en el mundo, mediante técnicas digitales de clasificación de imágenes de aproximadamente 1,000 escenas de Landsat; los resultados indicaron un área total de bosques de manglar de 137,760 km² en 118 países y territorios en las regiones del trópico y subtrópico.

4.7. Optimización espacial para la restauración y conservación de manglares

No hay respuestas sencillas a preguntas sobre restauración y conservación; y es poco probable que exista un conjunto genérico de recomendaciones aplicables para todas las situaciones. Sin embargo, la necesidad de restaurar hábitats es esencial para todos los organismos y está incrementando (Miller y Hobbs 2007). Estos esfuerzos varían ampliamente dependiendo de las condiciones específicas de cada proyecto; sin embargo, siempre resultan muy costosos económicamente (Lewis *et al.* 2000; Lewis 2005), por lo que requieren de una continua innovación y aprendizaje (Carpenter *et al.* 2009). Por eso en la optimización espacial para seleccionar sitios para restaurar los bosques de manglares se necesitan análisis eficientes con conocimientos ecológicos, económicos y las consideraciones sociales para avalar su éxito (Miller y Hobbs 2007; Adame *et al.* 2015).

En este contexto, herramientas como Marxan resultan adecuadas para la planificación de la conservación y restauración (Chan *et al.* 2006; Renwick *et al.* 2014; Adame *et al.* 2015). Este es posiblemente el *software* más utilizado para planificar la conservación de hábitats (Ball *et al.* 2009). Su finalidad es ayudar en la toma de decisiones; la idea básica es que un planificador de la restauración y/o conservación cuente con un gran número de sitios potenciales a partir de los cuales se seleccionen nuevas áreas para intervenir, dando solución a problemas que incluyen diferentes principios y criterios ecológicos, sociales y económicos. Esto se basa en el hecho de que hay más posibilidades de implementar acciones en aquellos sitios que benefician más a la sociedad a través del suministro potencial de los SE (Game y Grantham 2008).

La optimización espacial que se realiza con Marxan consiste en identificar las mejores decisiones para la restauración y/o conservación utilizando un algoritmo heurístico. Este tipo de algoritmo no exacto genera una gama de varias soluciones casi óptimas, a diferencia de un algoritmo exacto que desarrollaría una sola solución óptima. Desde un punto de vista técnico, los algoritmos heurísticos son ventajosos porque son capaces de analizar un conjunto de datos mucho mayor en una cantidad mucho menor de tiempo que un algoritmo exacto. Los algoritmos heurísticos utilizados en Marxan permiten tener un conjunto de opciones que pueden ser analizadas, evaluadas y comparadas como parte de un proceso de planificación más grande (Game y Grantham 2008).

Chan *et al.* (2006), haciendo uso de este *software*, utilizaron el marco de planificación de la conservación para explorar las ventajas, desventajas y oportunidades para alinear objetivos de conservación de la biodiversidad con seis SE (reservas de C, control de inundaciones, producción de forraje, recreación al aire libre, polinización de cultivos y suministro de agua), en la costa central de

California, Estados Unidos. Los autores encontraron asociaciones positivas y negativas entre las áreas prioritarias para la conservación de la biodiversidad y los flujos de los seis SE cuando fueron combinados. Renwick *et al.* (2014), trabajaron en un análisis espacial del potencial de C y la biodiversidad con un método de compensación de la plantación de vegetación nativa en tierras indígenas de toda Australia. Los resultados les permitieron concluir que de aproximadamente 92 millones de hectáreas de tierra disponible para reforestación, sólo una parte sería rentable en función del precio del C y otros supuestos económicos y restricciones sociales.

4.8. El Parque Nacional Blanca Jeannette Kawas Fernández

El PNJK se encuentra localizado en la Bahía de Tela, entre los municipios de Tela y Puerto Cortés, de los departamentos de Atlántida y Cortés respectivamente, que limitan con el mar Caribe. Este parque, es una de las 15 áreas protegidas marino costeras del litoral atlántico de Honduras y posee aproximadamente 35 km de línea costera, una superficie de 79,381 ha y un perímetro total de 136.36 km (ICF 2011; ICF 2014). Específicamente se encuentra en las coordenadas geográficas de 15° 42' y 61° 00' latitud norte y 87° 23' y 87° 52' longitud oeste, con la referencia de las hojas topográficas 2663 I, 2663 II, 2663 III y 2663 IV, a escala 1:50,000 (Alvarado *et al.* 2012; Figura 4).

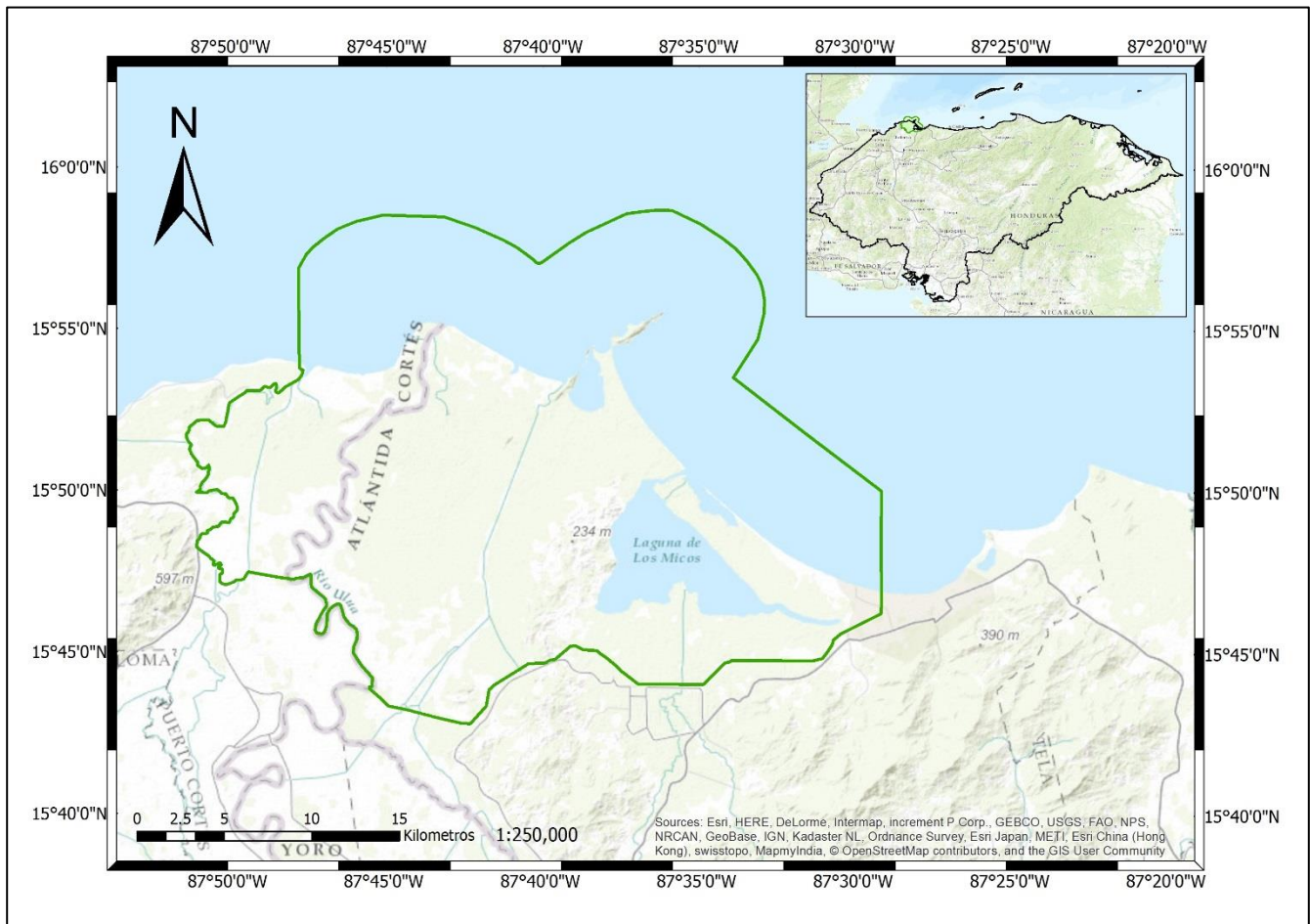


Figura 4. Ubicación geográfica del Parque Nacional Blanca Jeannette Kawas Fernández, Honduras.

Las zonas de vida de Holdridge (1967) presentes son el bosque húmedo tropical, que representa el 98.89% del área total, y bosque seco tropical (1.11%). Las temperaturas promedio van desde los máximos diarios de 28 a 32°C a mínimos diarios de 20 a 24°C. El rango de precipitación anual es de aproximadamente 2,800 a 3,000 mm. Según la clasificación de tipos de suelos de Simmons (1969), se encuentran aluviales, toyos, arenas de playa, pantanos y ciénagas. El rango porcentual de pendiente que predomina es de 1 a 15%. El área de mayor altitud en la zona núcleo es el Cerro Punta Sal con 176 msnm y el punto más alto en la zona de amortiguamiento se ubica en el caserío El Bajo con 252 msnm. Existen 11 tipos de ecosistemas presentes en el Parque que suman el 57.81% del área total terrestre (45,891.29 ha; Alvarado *et al.* 2012; Cuadro 3). Los bosques de manglar presentes en el PNJK son densos y predominan *Rhizophora mangle* y *Laguncularia racemosa*, con alturas de >10 m (Bhomia *et al.* 2016).

Cuadro 3. Tipos de ecosistemas del Parque Nacional Blanca Jeannette Kawas Fernández, Honduras.

Ecosistema	Hectáreas	Porcentaje
Bosque de manglar del Caribe sobre sustrato limoso	1,180.40	1.49
Bosque tropical semideciduo latifoliado de tierras bajas, bien drenado	2,642.13	3.33
Bosque tropical semideciduo latifoliado pantanoso de tierras bajas, bien drenado	155.75	0.20
Bosque tropical siempreverde latifoliado pantano de tierras bajas, permanentemente inundado	22,807.13	28.73
Duna y playa tropical con escasa vegetación	101.33	0.13
Herbazal pantanoso con gramíneas, palmas y/o arbustos	987.92	1.24
Laguna o canal costero de agua salobre del Caribe	227.33	0.29
Pradera salobre pobre en plantas suculentas	370.93	0.47
Río de cuenca inferior del Caribe	2,075.71	2.61
Sistema agropecuario	11,119.01	14.01
Vegetación tropical costera en suelos muy recientes, moderadamente drenado	4,223.64	5.32
Total terrestre	45,891.29	57.81
Total Marino – Costero	33,490.49	42.19
Total Parque Nacional	79,381.78	100.00

Fuente: Alvarado *et al.* (2012).

4.9. Bibliografía

- Adame, M; Hermoso, V; Perhans, K; Lovelock, C; Herrera-Silveira, J. 2015. Selecting cost-effective areas for restoration of ecosystem services. *Conservation Biology* 29(2):493-502.
- Aide, TM; Clark, ML; Grau, HR; López-Carr, D; Levy, MA; Redo, D; Bonilla-Moheno, M; Riner, G; Andrade-Núñez, MJ; Muñiz, M. 2013. Deforestation and reforestation of Latin America and the Caribbean (2001–2010). *Biotropica* 45(2):262-271.
- Alongi, DM. 2009. The energetics of mangrove forests. s.l. Springer Science & Business Media. 216 p.
- Alongi, DM. 2014. Carbon cycling and storage in mangrove forests. *Annual Review of Marine Science* 6:195-219.
- Alongi, DM; Mukhopadhyay, SK. 2014. Contribution of mangroves to coastal carbon cycling in low latitude seas. *Agricultural and Forest Meteorology* 213:266-272.
- Alvarado, E; Cárcamo, J; Martínez, A; Mendoza, A. 2012. Plan de manejo del Parque Nacional Blanca Jeannette Kawas 2012-2016. Tela, Honduras. 251 p.

- Alwang, J; Jansen, HG; Siegel, PB; Pichon, F. 2005. Geographic space, assets, livelihoods and well-being in rural Central America. Washington, D.C., IFPRI. 53 p.
- Angelsen, AB; Kanninen, M; Sills, M; Sunderlin, E; WD Wertz-Kanounnikoff, S. 2010. La implementación de REDD+: estrategia nacional y opciones de política. Bogor, Indonesia, CIFOR. 362 p.
- Arguedas, M. 2015. Valoración económica de servicios ecosistémicos brindados por el manglar del Golfo de Nicoya, Costa Rica. Magister Scientiae en Socioeconomía Ambiental. Turrialba, Costa Rica, CATIE. 109 p.
- Ball, IR; Possingham, HP; Watts, M. 2009. Marxan and relatives: software for spatial conservation prioritization. Spatial conservation prioritization: quantitative methods and computational tools. Oxford, UK, Oxford University Press. p. 185-195.
- Barbier, EB. 2007. Valuing ecosystem services as productive inputs. *Economic Policy* 22(49):178-229.
- Barbier, EB; Koch, EW; Silliman, BR; Hacker, SD; Wolanski, E; Primavera, J; Granek, EF; Polasky, S; Aswani, S; Cramer, LA. 2008. Coastal ecosystem-based management with nonlinear ecological functions and values. *Science* 319(5861):321-323.
- Bingham, G; Bishop, R; Brody, M; Bromley, D; Clark, ET; Cooper, W; Costanza, R; Hale, T; Hayden, G; Kellert, S. 1995. Issues in ecosystem valuation: improving information for decision making. *Ecological economics* 14(2):73-90.
- BIOMARCC-SINAC-GIZ. 2012. Evaluación de carbono en el Humedal Nacional Terraba-Sierpe. San José, Costa Rica. 34 p.
- Birch, EL. 2014. A Review of "Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability" and "Climate Change 2014: Mitigation of Climate Change" Intergovernmental Panel on Climate Change (2014). *Journal of the American Planning Association* 80(2):184-185.
- Bouillon, S; Borges, AV; Castañeda-Moya, E; Diele, K; Dittmar, T; Duke, NC; Kristensen, E; Lee, SY; Marchand, C; Middelburg, JJ. 2008. Mangrove production and carbon sinks: a revision of global budget estimates. *Global Biogeochemical Cycles* 22(2):1-12.
- Brundtland, GH. 1987. Comisión Mundial para el Medio Ambiente y Desarrollo. 416 p. (Organización de las Naciones Unidas).
- Callaway, JC. 2001. Hydrology and substrate. Handbook for restoring tidal wetlands. Boca Raton, Florida CRC press, 89-117.
- Camacho, LD; Gevaña, DT; Carandang, AP; Camacho, SC; Combalicer, EA; Rebugio, LL; Youn, Y-C. 2011. Tree biomass and carbon stock of a community-managed mangrove forest in Bohol, Philippines. *Forest Science and Technology* 7(4):161-167.
- Carpenter, SR; Mooney, HA; Agard, J; Capistrano, D; DeFries, RS; Díaz, S; Dietz, T; Duraiappah, AK; Oteng-Yeboah, A; Pereira, HM. 2009. Science for managing ecosystem services: Beyond the Millennium Ecosystem Assessment. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 106 (5):1305-1312.

- Carr, D; Burgdorfer, J. 2013. Deforestation drivers: population, migration, and tropical land use. *Environment: Science and Policy for Sustainable Development* 55 (1):3-11.
- Chan, KM; Shaw, MR; Cameron, DR; Underwood, EC; Daily, GC. 2006. Conservation planning for ecosystem services. *PLoS Biol* 4(11):e379.
- CIPF (Centro de información y patrimonio forestal, Honduras). 2014. Mapa forestal y cobertura de la tierra en la República de Honduras. Tegucigalpa, Honduras.
- CMNUCC (Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático, EU). 1992. Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático. Nueva York, Estados Unidos de América. 27 p.
- Conde, C; Saldaña, S. 2007. Cambio climático en América Latina y el Caribe: impactos, vulnerabilidad y adaptación. *Ambiente y desarrollo* 23(2):23-30.
- Costanza, R; d'Arge, R; De Groot, R; Farber, S; Grasso, M; Hannon, B; Limburg, K; Naeem, S; O'Neill, RV; Paruelo, J. 1998. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Ecological economics* 1(25):3-15.
- De Groot, RS; Alkemade, R; Braat, L; Hein, L; Willemsen, L. 2010. Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. *Ecological complexity* 7(3):260-272.
- Diaz, S; Duffy, J. 2006. Biodiversity and ecosystem services. *Encyclopedia of Earth* 155-169. Consultado 4 sep. 2015. Disponible en <http://communities.earthportal.org/EPCommunity/view/article/134806/>
- DNCC (Dirección Nacional de Cambio Climático, Honduras). 2015. Convención Marco de las Naciones Unidas sobre Cambio Climático (En línea). Tegucigalpa, Honduras. Consultado 26 ago. 2015. Disponible en <http://cambioclimaticohn.org/?cat=1023&title=CMNUCC&lang=es>
- Donato, D; Kauffman, J; Mackenzie, R; Ainsworth, A; Pflieger, A. 2012. Whole-island carbon stocks in the tropical Pacific: Implications for mangrove conservation and upland restoration. *Journal of environmental management* 97(89-96).
- Doyle, TW; Krauss, KW; Wells, CJ. 2009. Landscape analysis and pattern of hurricane impact and circulation on mangrove forests of the Everglades. *Wetlands* 29(1):44-53.
- Egoh, B; Reyers, B; Rouget, M; Bode, M; Richardson, DM. 2009. Spatial congruence between biodiversity and ecosystem services in South Africa. *Biological Conservation* 142(3):553-562.
- Ewel, K; TWILLEY, R; Ong, J. 1998. Different kinds of mangrove forests provide different goods and services. *Global Ecology & Biogeography Letters* 7(1):83-94.
- FAO (Organización de las Naciones Unidas para la agricultura y la alimentación, IT). 2010. Evaluación de los recursos forestales mundiales 2010: Informe Principal. Roma, Italia. 381 p.
- Feller, I; Lovelock, C; Berger, U; McKee, K; Joye, S; Ball, M. 2010. Biocomplexity in mangrove ecosystems. *Annual Review of Marine Science* 2:395-417.

- Fonseca, G; Chávez, H; Alice, F; Rey Benayas, JM. 2010. Cambios en la cobertura del suelo y áreas prioritarias para la restauración forestal en el Caribe de Costa Rica. Recursos Naturales y Ambiente no. 59-60:99-107.
- Game, E; Grantham, H. 2008. Marxan user manual: for Marxan version 1.8. 10. Queensland, Australia: University of Queensland.
- Gao, J. 1999. A comparative study on spatial and spectral resolutions of satellite data in mapping mangrove forests. *International Journal of Remote Sensing* 20(14):2823-2833.
- Gibson, L; Lee, TM; Koh, LP; Brook, BW; Gardner, TA; Barlow, J; Peres, CA; Bradshaw, CJ; Laurance, WF; Lovejoy, TE. 2011. Primary forests are irreplaceable for sustaining tropical biodiversity. *Nature* 478(7369):378-381.
- Giri, C; Ochieng, E; Tieszen, LL; Zhu, Z; Singh, A; Loveland, T; Masek, J; Duke, N. 2011. Status and distribution of mangrove forests of the world using earth observation satellite data. *Global Ecology and Biogeography* 20(1):154-159.
- Gitay, H; Suárez, A; Watson, R; Dokken, D. 2002. Documento Técnico V del IPCC, Cambio climático y Biodiversidad. Washington (USA).
- Green, EP; Clark, CD; Mumby, PJ; Edwards, AJ; Ellis, A. 1998. Remote sensing techniques for mangrove mapping. *International Journal of Remote Sensing* 19(5):935-956.
- Hewson, J; Steininger, M; Pesmajoglou, S. 2014. Manual de Medición, Reporte y Verificación (MRV) de REDD+ Versión 2.0. Washington, Estados Unidos de América, USAID. 243 p.
- Holdridge, LR. 1967. Life zone ecology. rev. ed. San José, Costa Rica, Tropical Science Center.
- Howard, J; Hoyt, S; Isensee, K; Telszewski, M; Pidgeon, E. 2014. Coastal blue carbon: methods for assessing carbon stocks and emissions factors in mangroves, tidal salt marshes, and seagrasses. Virginia, Estados Unidos de América, Conservation International/IOC-Unesco/IUCN. 180 p.
- ICF (Instituto Nacional de Conservación y Desarrollo Forestal, Áreas Protegidas y Vida Silvestre, Honduras) 2011. Áreas Marinas y Costeras del Sistema Nacional de Áreas Protegidas de Honduras. Tegucigalpa, Honduras. 17 p.
- ICF (Instituto Nacional de Conservación y Desarrollo Forestal, Áreas Protegidas y Vida Silvestre, Honduras) 2014. Anuario estadístico forestal 2013. Tegucigalpa, Honduras. 118 p.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change, Switzerland). 2014. Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Eds. C Field; V Barros; K Mach; M Mastrandrea. Trads. E Calvo Buendía; JM Moreno. Ginebra, Switzerland. 34 p. (Press Syndicate of the University of Cambridge, Cambridge, UK).
- Kauffman, JB; Donato, DC; Adame, MF. 2013. Protocolo para la medición, monitoreo y reporte de la estructura, biomasa y reservas de carbono de los manglares. Bogor, Indonesia, CIFOR. (Documento de trabajo 117).

- Klemas, V. 2011. Remote sensing techniques for studying coastal ecosystems: an overview. *Journal of Coastal Research* 27(1):2-17.
- Klemas, V. 2013. Using remote sensing to select and monitor wetland restoration sites: An overview. *Journal of Coastal Research* 29(4):958-970.
- Koch, EW; Barbier, EB; Silliman, BR; Reed, DJ; Perillo, GM; Hacker, SD; Granek, EF; Primavera, JH; Muthiga, N; Polasky, S. 2009. Non-linearity in ecosystem services: temporal and spatial variability in coastal protection. *Frontiers in Ecology and the Environment* 7(1):29-37.
- Kristensen, E; Bouillon, S; Dittmar, T; Marchand, C. 2008. Organic carbon dynamics in mangrove ecosystems: a review. *Aquatic Botany* 89(2):201-219.
- Kuenzer, C; Bluemel, A; Gebhardt, S; Quoc, TV; Dech, S. 2011. Remote sensing of mangrove ecosystems: A review. *Remote Sensing* 3(5):878-928.
- Lambin, EF; Geist, HJ; Lepers, E. 2003. Dynamics of land-use and land-cover change in tropical regions. *Annual review of environment and resources* 28(1):205-241.
- Lewis III, R; Marshall, M. 1998. Principles of successful restoration of shrimp Aquaculture ponds back to mangrove forests. *In* p. 327.
- Lewis, R. 2000. Ecologically based goal setting in mangrove forest and tidal marsh restoration. *Ecological Engineering* 15(3):191-198.
- Lewis, R; Streever, B; Theriot, RF. 2000. Restoration of mangrove habitat. DTIC Document.
- Lewis, R. 2005. Ecological engineering for successful management and restoration of mangrove forests. *Ecological Engineering* 24(4):403-418.
- Lewis, R; Brown, B. 2014. Ecological mangrove rehabilitation: A field manual for practitioners. Mangrove Action Project, Canadian International Development Agency, and OXFAM.
- Locatelli, B; Vignola, R. 2009. Managing watershed services of tropical forests and plantations: can meta-analyses help? *Forest Ecology and Management* 258 (9):1864-1870.
- Madruga, DG; Morales, JLG. 2012. Cambio climático. Perspectivas futuras. *Observatorio Medioambiental* 15(11-18).
- Maginnis, S; Rietbergen-McCracken, J; Sarre, A (eds). 2012. The forest landscape restoration handbook.
- Marrubio, PM. 2004. La percepción remota y la tecnología SIG: una aplicación en Ecología de Paisaje. *GeoFocus* no. 4:1-24.
- Martínez, A. 2012. Análisis del estado actual de las áreas protegidas del Corredor Biológico del Caribe Hondureño (CBCH). Tegucigalpa, Honduras. 59 p.
- Mazda, Y; Magi, M; Kogo, M; Hong, PN. 1997. Mangroves as a coastal protection from waves in the Tong King delta, Vietnam. *Mangroves and Salt marshes* 1(2):127-135.
- Mcleod, E; Chmura, GL; Bouillon, S; Salm, R; Björk, M; Duarte, CM; Lovelock, CE; Schlesinger, WH; Silliman, BR. 2011. A blueprint for blue carbon: toward an improved understanding of the role of

- vegetated coastal habitats in sequestering CO₂. *Frontiers in Ecology and the Environment* 9(10):552-560.
- McMichael, AJ; Friel, S; Nyong, A; Corvalan, C. 2008. Global environmental change and health: impacts, inequalities, and the health sector. *BMJ: British Medical Journal* 336(7637):191-194.
- MEA (Millennium Ecosystem Assessment). 2005. *Ecosystems and human well-being*. Island Press Washington, DC. 64 p.
- Miles, L; Dickson, B. 2010. REDD-plus y la biodiversidad: oportunidades y retos. *Unasylva* 236:56-63.
- Miller, JR; Hobbs, RJ. 2007. Habitat restoration—do we know what we're doing? *Restoration Ecology* 15(3):382-390.
- Murray, BC; Pendleton, L; Jenkins, WA; Sifleet, S. 2011. Green payments for blue carbon: Economic incentives for protecting threatened coastal habitats. North Carolina, United State of America, Duke Nicholas Institute. 42 p. (Nicholas Institute Report NI 11 04).
- Naidoo, R; Balmford, A; Costanza, R; Fisher, B; Green, RE; Lehner, B; Malcolm, T; Ricketts, TH. 2008. Global mapping of ecosystem services and conservation priorities. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 105(28):9495-9500.
- Petkova, E; Larson, A; Pacheco, P. 2011. *Gobernanza forestal y REDD+: Desafíos para las políticas y mercados en América Latina*. Bogor, Indonesia, CIFOR. 309 p.
- PNUMA (Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente, KE). 2013. *Valoración de los servicios ecosistémicos del Parque Nacional Jeannette Kawas - Integrando los beneficios de la naturaleza en la gestión de áreas protegidas y en el desarrollo de Honduras*. Tegucigalpa, Honduras. 147 p. Disponible en www.pnuma.org/publicaciones.php
- Polidoro, BA; Carpenter, KE; Collins, L; Duke, NC; Ellison, AM; Ellison, JC; Farnsworth, EJ; Fernando, ES; Kathiresan, K; Koedam, NE. 2010. The loss of species: mangrove extinction risk and geographic areas of global concern. *PloS one* 5(4):e10095.
- Rahman, AF; Dragoni, D; Didan, K; Barreto-Munoz, A; Hutabarat, JA. 2013. Detecting large scale conversion of mangroves to aquaculture with change point and mixed-pixel analyses of high-fidelity MODIS data. *Remote Sensing of Environment* 130(96-107).
- República de Honduras. 2008. *Compendio aplicado: Legislación con enfoque en comercio y ambiente*. Tegucigalpa, Honduras, 578 p.
- Renwick, AR; Robinson, CJ; Martin, TG; May, T; Polglase, P; Possingham, HP; Carwardine, J. 2014. Biodiverse planting for carbon and biodiversity on indigenous land. (En línea). Consultado 21 sep. 2015. Disponible en <http://journals.plos.org/plosone/article?id=10.1371/journal.pone.0091281>
- Rivera-Monroy, V; Castañeda-Moya, E; Carrasco, J; Caviedes, V. 2013. *Análisis de carbono orgánico total en manglares del Parque Nacional Jeannette Kawas*. Tela, Honduras. 29 p.
- República de Honduras. 2000. *Protocolo de Kyoto de la Convenio Marco de las Naciones Unidas sobre Cambio Climático*. Tegucigalpa, Honduras. 9 p.

- República de Honduras. 2008. Compendio aplicado: Legislación con enfoque en comercio y ambiente. Tegucigalpa, Honduras. 578 p.
- República de Honduras. 2010. Visión de País 2010-2038 y Plan de Nación 2010-2022. Tegucigalpa, Honduras. 177 p.
- República de Honduras. 2014. Ley de Cambio Climático. Tegucigalpa, Honduras. La Gaceta. 9 p.
- Roberts, CM; McClean, CJ; Veron, JE; Hawkins, JP; Allen, GR; McAllister, DE; Mittermeier, CG; Schueler, FW; Spalding, M; Wells, F. 2002. Marine biodiversity hotspots and conservation priorities for tropical reefs. *Science* 295(5558):1280-1284.
- Roth, LC. 1992. Hurricanes and mangrove regeneration: effects of Hurricane Joan, October 1988, on the vegetation of Isla del Venado, Bluefields, Nicaragua. *Biotropica* 24(3):375-384.
- Rovai, A. 2012. Restauração de manguezais no Brazil: retrospectiva e perspectivas. Dissertação de Mestrado, Florianópolis, Brazil, Universidade Federal de Santa Catarina. 63 p.
- Rozzi, R; Primack, R; Feinsinger, P; Dirzo, R; Massardo, F; Primack, R. 2001. ¿Qué es la biología de la conservación? *Fundamentos de conservación biológica, perspectivas latinoamericanas* 35-43.
- SERNAM (Secretaria de energía y recursos naturales ambiente y minas, Honduras). 2010. Estrategia Nacional de Cambio Climático Honduras. Tegucigalpa, Honduras. 109 p.
- Simmons, C. 1969. Informe al Gobierno de Honduras sobre los suelos de Honduras. Roma, Italia, FAO. 92 p.
- Twilley, R; Chen, R; Hargis, T. 1992. Carbon sinks in mangroves and their implications to carbon budget of tropical coastal ecosystems. *Water, Air, and Soil Pollution* 64(1-2):265-288.
- Valiela, I; Bowen, JL; York, JK. 2001. Mangrove Forests: One of the World's Threatened Major Tropical Environments At least 35% of the area of mangrove forests has been lost in the past two decades, losses that exceed those for tropical rain forests and coral reefs, two other well-known threatened environments. *Bioscience* 51(10):807-815.
- Yáñez-Arancibia, A; Day, JW; Twilley, RR; Day, RH. 2010. Los manglares frente al cambio climático ¿Tropicalización global del Golfo de México? *In* Yáñez-Arancibia, A (ed). *Impactos del Cambio Climático sobre la Zona Costera*. México, INECOL/INE-SEMARNAT. p. 91-126.

V. Artículos de investigación

5.1. Artículo 1.

Reservas de carbono en el bosque de manglar del Parque Nacional Blanca Jeannette Kawas
Fernández, Honduras

Flores-Marin, Aldo; Cifuentes, Miguel; Herrera-Fernández, Bernal; Brenes, Christian.

Resumen

Los manglares generan significativos servicios socioeconómicos y ambientales a una amplia diversidad de comunidades y ecosistemas marinos costeros. Son muy importantes en las zonas intermareales por su conectividad y protección, tan solo ocupando una restringida distribución geográfica en las costas del trópico y subtropical del planeta. Además se caracterizan por su alta capacidad para almacenar carbono (C) y, consecuentemente, su potencial contra el calentamiento global. Sin embargo, son de los ecosistemas más amenazados y degradados en el trópico. Su conversión a otros usos del suelo supuestamente más productivos como los alimentos y las infraestructuras, tiene repercusiones directas sobre la biodiversidad y están provocando fuertes emisiones de gases de efecto invernadero (GEI), llegando a alcanzar el 10% de las emisiones globales, alterando la composición de la atmósfera y la variabilidad natural del clima.

Siendo las reservas de C un servicio ecosistémico (SE) vital para la regulación del clima, el reto de analizarlas y cuantificarlas provee de insumos a las autoridades en temas de conservación y restauración para el bien de todos los organismos, incluidos los seres humanos. Además, la investigación de las concentraciones de C en los manglares resulta de gran interés para las estrategias mundiales de mitigación y adaptación al cambio climático. Adicionalmente, esta información también tiene el potencial de preservar otros SE y los medios de vida de los habitantes locales que dependen en gran medida de los manglares.

En el presente estudio se estimaron las reservas de C de los manglares del Parque Nacional Blanca Jeannette Kawas Fernández (PNJK) que se encuentra localizado en el Caribe de Honduras. El área protegida consta de 79,381 ha, y se caracteriza por tener el 3% de todos los bosques de manglar de Honduras, siendo este ecosistema muy importante por su beneficio recreativo, protección, aprovisionamiento y mitigación. Se identificaron 2,125.72 ha con presencia de mangle; las especies de manglares más comunes encontradas fueron *Rhizophora mangle*, con una dominancia relativa de 51.2% y densidad relativa de 41.7%; *Laguncularia racemosa*, con una dominancia relativa de 48.8% y densidad relativa de 58.3%. *Avicennia germinans* y *Conocarpus erectus* se observaron en parches de vegetación aislados. En general, el bosque lo predominan árboles con promedio de altura de 12.22 ± 1.83 m. El área basal fue de $\sim 44.42 \pm 13.76$ m² ha⁻¹ y la densidad encontrada fue de $\sim 2,158 \pm 599$ árboles ha⁻¹. La densidad de C de la biomasa total de los árboles (sobre y bajo el suelo), fue de $\sim 145.84 \pm 48.52$ Mg C ha⁻¹. El promedio anual de la pérdida de cobertura de los manglares fue de 1.09%, en un periodo de evaluación de 20 años (1992-2012). Las emisiones por la conversión del suelo fueron de $\sim 535.25 \pm 178.08$ Mg CO_{2e} ha⁻¹ ($\sim 13,841.35 \pm 4,605.21$ Mg CO_{2e} y⁻¹), equivalente a $276,826.97 \pm 92,104.27$ Mg CO_{2e} entre 1992 y 2012.

Palabras clave: ecosistemas costeros, emisiones de dióxido de carbono, manglares, mitigación del cambio climático, REDD+, reservas de carbono.

Carbon stocks in mangrove forest of Blanca Jeannette Kawas Fernandez's National Park, Honduras

Flores-Marin, Aldo; Cifuentes, Miguel; Herrera-Fernández, Bernal; Brenes, Christian.

Abstract

Mangroves generate significant socioeconomic and environmental services to a wide range of coastal communities and marine ecosystems. They are very important in intertidal zones because of their connectivity and protection, only occupying a restricted geographical distribution in tropics and subtropics of the planet. They are also characterized by their high capacity to store carbon and, consequently, their potential to counteract global warming. However, they are among the most threatened and degraded ecosystems in tropics. Their conversion to other land uses which are supposedly more productive such as food and infrastructure has a direct impact on biodiversity and is leading to high greenhouse emissions, reaching 10% of global emissions and altering the composition of the atmosphere and the natural variability of climate.

Since carbon stocks are a vital ecosystem service for climate regulation, the challenge of analyzing and quantifying them provides inputs to authorities to the conservation and restoration for the good of all organisms, including humans. In addition, research on carbon concentrations in mangroves is of great interest to global strategies for climate change mitigation and adaptation. This carbon information in mangroves has the potential as well of preserving other ecosystem services and the livelihoods of local people who depend heavily on mangroves.

The carbon stocks of mangroves in the Blanca Jeannette Kawas Fernandez's National Park located in the Caribbean of Honduras were estimated. The protected area consists of 79,381 ha. It is also characterized by having 3% of all mangrove forests in Honduras, making this ecosystem very important because of its recreational benefit, protection, provisioning and mitigation. In the present study were identified 2,125.72 ha with the presence of mangrove. The most common mangrove species found were *Rhizophora mangle*, with a relative dominance of 51.2% and relative density of 41.7%; *Laguncularia racemosa*, with a relative dominance of 48.8% and relative density of 58.3%. *Avicennia germinans* and *Conocarpus erectus* were observed in patches of isolated vegetation. In general, trees with an average height of 12.22 ± 1.83 m dominate the forest. The basal area was $\sim 44.42 \pm 13.76$ m² ha⁻¹ and the density found was $\sim 2,158 \pm 599$ trees ha⁻¹. The carbon density of total biomass of trees (above ground and below ground) was $\sim 145.84 \pm 48.52$ Mg C ha⁻¹. The average annual loss of mangrove cover was 1.09% over a 20 year evaluation period (1992-2012). Emissions by soil conversion were $\sim 535.25 \pm 178.08$ Mg CO_{2e} ha⁻¹ ($\sim 13,841.35 \pm 4,605.21$ Mg CO_{2e} y⁻¹), equivalent to $276,826.97 \pm 92,104.27$ Mg CO_{2e} between 1992 and 2012.

Keywords: carbon dioxide emissions, carbon stocks, coastal ecosystems, mangroves, mitigation of climate change, REDD+.

5.1.1. Introducción

Los servicios de los sistemas ecológicos producen procesos fundamentales para el funcionamiento del régimen de soporte de la Tierra (Costanza *et al.* 1998; MEA 2005). Siendo las reservas de C de los bosques un SE crítico para la mitigación del calentamiento global (Gilman *et al.* 2008), su investigación

y estimación proporciona elementos claves para su mantenimiento y rehabilitación. Los manglares son árboles y arbustos intermareales distribuidos en las costas tropicales y subtropicales ocupando 137,760 km² (Giri *et al.* 2011), entre las latitudes 25°N y 25°S del planeta (Valiela *et al.* 2001; Kauffman *et al.* 2013). La posición de los manglares entre la tierra y el mar provoca una sinergia única con otros ecosistemas, con consecuencias ambientales importantes por su conectividad (Sheaves 2009). Además remueven el dióxido de carbono (CO₂) de la atmósfera a través de la fotosíntesis y almacenan el C restante en dos componentes principales: la biomasa (aérea y subterránea de la vegetación) y el C orgánico del suelo (Murray *et al.* 2011); sus reservas de C son mayores que las de otros bosques tropicales perennes (Duke *et al.* 2007; Alongi 2009). Al C secuestrado en manglares, marismas y pastos marinos se le conoce como carbono azul (Mcleod *et al.* 2011; Howard *et al.* 2014). Las reservas de este ecosistema, que ocupa tan sólo el 0.5% de la zona costera mundial, llega a contribuir con 24 Tg C y⁻¹; sin embargo, sus pérdidas potenciales por deforestación (90-970 Tg C y⁻¹), son mayores que sus propias tasas de almacenamiento de C (Alongi 2014). La liberación de GEI puede ser tan alta como el 10% de las emisiones globales por la conversión del suelo en la zona tropical (Donato *et al.* 2011).

Las fuentes más comunes a nivel mundial que presionan a los ecosistemas de manglar son la conversión a otros regímenes de uso del suelo como la acuicultura, la agricultura y el desarrollo urbano (Valiela *et al.* 2001; Giri *et al.* 2011). En el litoral atlántico de Honduras, las principales fuentes son el desarrollo de plantaciones de palma aceitera, el cambio de uso de bosques a pastos, la infraestructura turística y la agricultura (ICF 2011). Las repercusiones del detrimento de los manglares tienen consecuencias económicas y ambientales devastadores para las comunidades costeras; por ejemplo, los manglares proporcionan al menos USD\$ 1, 600, 000,000 y⁻¹ en los SE costeros en todo el mundo y once de las setenta especies de mangle (16%) se encuentran en peligro de extinción elevada (Polidoro *et al.* 2010).

Dada la contribución de los manglares para almacenar enormes cantidades de C y el potencial de GEI que pueden generar por su conversión de uso, estos ecosistemas son de gran interés para las estrategias mundiales de mitigación y adaptación del cambio climático que lidera la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático (CMNUCC o UNFCCC por sus siglas en inglés), como el mecanismo de reducción de las emisiones debidas a la deforestación y degradación (REDD+) y las acciones apropiadas nacionales de mitigación (NAMAs; Camacho *et al.* 2011; Donato *et al.* 2012; Kauffman *et al.* 2013). Sin embargo, a pesar de la creciente atención de estas iniciativas, no se están desarrollando metodologías rigurosas y sistemáticas para la planificación de este servicio a escalas locales y regionales (De Groot *et al.* 2010). Cuantificar y valorar estas áreas representa una oportunidad importante para canalizar esfuerzos e implementar las estrategias (Naidoo 2008).

Expuesta la relevancia de los manglares y la dinámica de degradación y pérdida de área que sufren, es imperioso cuantificar la magnitud de su rol para la mitigación y adaptación del cambio climático en Honduras. En este sentido las áreas protegidas, como el PNJK, donde hay presencia de manglares, tienen el potencial de implementar las estrategias de mitigación y beneficiarse de ellas a través de los certificados de reducción de emisiones, si los mercados llegan a funcionar como se espera (Angelsen *et al.* 2010). Esta área protegida marino costera se caracteriza por tener el 3% de todos los bosques de manglar de Honduras (CIPF 2014; ICF 2014).

El trabajo se realizó en el bosque de manglar del PNJK, enfocado en la cuantificación de las reservas de C de la biomasa total de los árboles (sobre y bajo el suelo), además de la dominancia y densidad

relativa de las especies, la variabilidad de las características estructurales del bosque como la altura, el área basal, la densidad y la biomasa de la vegetación. También se estimaron las emisiones de GEI provocadas por la deforestación, calculando el promedio anual de la pérdida de cobertura de los manglares en un periodo de evaluación de 20 años (1992-2012). La información de las pérdidas de dióxido de carbono (CO₂) se estimó por hectárea y anualmente. Con esta información se pretende generar argumentos para la planificación local de la conservación y restauración relacionadas con las estrategias de mitigación y adaptación del cambio climático, al mismo tiempo que se preservan otros servicios del bosque de manglar que benefician a las comunidades de los ecosistemas marinos costeros.

5.1.2. Materiales y métodos

5.1.2.1. Descripción del área de estudio

La investigación se realizó en el PNJK que se encuentra localizado en la Bahía de Tela, entre los departamentos de Atlántida y Cortés, que limitan con el mar Caribe (Figura 5). Este parque posee una superficie de 79,381 ha y un perímetro total de 136.36 km (ICF 2011; ICF 2014). La temperatura promedio va desde los máximos diarios de 28 a 32°C a los mínimos diarios de 20 a 24°C. El rango de precipitación anual es de aproximadamente 2,800 a 3,000 mm. Las zonas de vida de Holdridge (1967) presentes son el bosque húmedo tropical, que representa el 98.89% del área total, y bosque seco tropical (1.11%). Según la clasificación de tipos de suelos de Simmons (1969), se encuentran aluviales, toyos, arenas de playa, pantanos y ciénagas. El rango porcentual de pendiente que predomina es de 1 a 15%. El área de mayor altitud en la zona núcleo es el Cerro Punta Sal, con 176 msnm, y el punto más alto en la zona de amortiguamiento se ubica en el caserío El Bajo, con 252 msnm (Alvarado *et al.* 2012). Los bosques de manglar presentes en el PNJK son densos y predominan *Rhizophora mangle* y *Laguncularia racemosa*, con alturas de >10 m (Bhomia *et al.* 2016).

5.1.2.2. Análisis de la vegetación

Cartografía de la vegetación

Mediante un proceso de interpretación visual de los sensores remotos RapidEye y ortofotos digitales, se identificó la cobertura del manglar dentro del PNJK a una escala de 1:2,000, utilizando un *software* de sistemas de información geográfica (ArcGIS v10.2, ESRI, CA, EE.UU.). Se utilizó como base la superficie del manglar del mapa forestal y cobertura de la tierra de la República de Honduras elaborado a partir del procesamiento de imágenes satelitales del sensor remoto RapidEye, 5 m de resolución espacial (CIPF 2014). Para mejorar la identificación de la distribución espacial del bosque de mangle, la información se complementó a través de análisis exhaustivos a partir de ortofotos digitales¹ disponibles para la zona de estudio con una resolución espacial de 1 m (Figura 5).

Se identificaron las áreas deforestadas con la información de hojas topográficas y Landsat, utilizando el *software* de sistemas de información geográfica ArcGIS v10.2 (2014). Se usaron de base las hojas topográficas Honduras 1:50,000 edición 3-DMA; serie E752; hojas 2663 I, II, III, IV y 2763 III; compilado por métodos estereofotogramétricos de fotografías aéreas tomadas de 1954 a 1977 y actualizadas por métodos ftoplanimétricos en 1992 y clasificadas en 1992 (IGN 1992). La información se complementó usando una escena de Landsat 4² de 1992 con resolución de 30 m (USGS 2016). La

¹ Obtenidas por el Proyecto de Gestión Sostenible de Recursos Naturales y Cuencas del Corredor Biológico Mesoamericano en el Atlántico Hondureño (PROCORREDOR), de la empresa GeoAir en el 2012 y 2013.

² Identificador de la escena Landsat: LT40180491992083AAA02.

deforestación se valoró como la proporción de área donde hubo presencia de mangle y que perdió la capacidad para suministrar bienes y servicios (FRA 2015). Esta definición proporciona un marco común para todas las definiciones internacionales y también es compatible con el enfoque de los SE (Simula 2009). Cada tipo de sensor tiene su propia medida única en la que registra los cambios sutiles y obvios en el ecosistema (Howard *et al.* 2014); sin embargo, el error estimado por la combinación de los diferentes sensores se minimizó con análisis exhaustivos de interpretación visual y el conocimiento del área de estudio. Finalmente las capas depuradas resultantes (de 1992 y del 2012), se sobrepusieron utilizando la herramienta de edición de unión del *software* de sistemas de información geográfica ArcGIS v10.2 (ESRI 2014), para derivar los cambios del bosque de manglar.

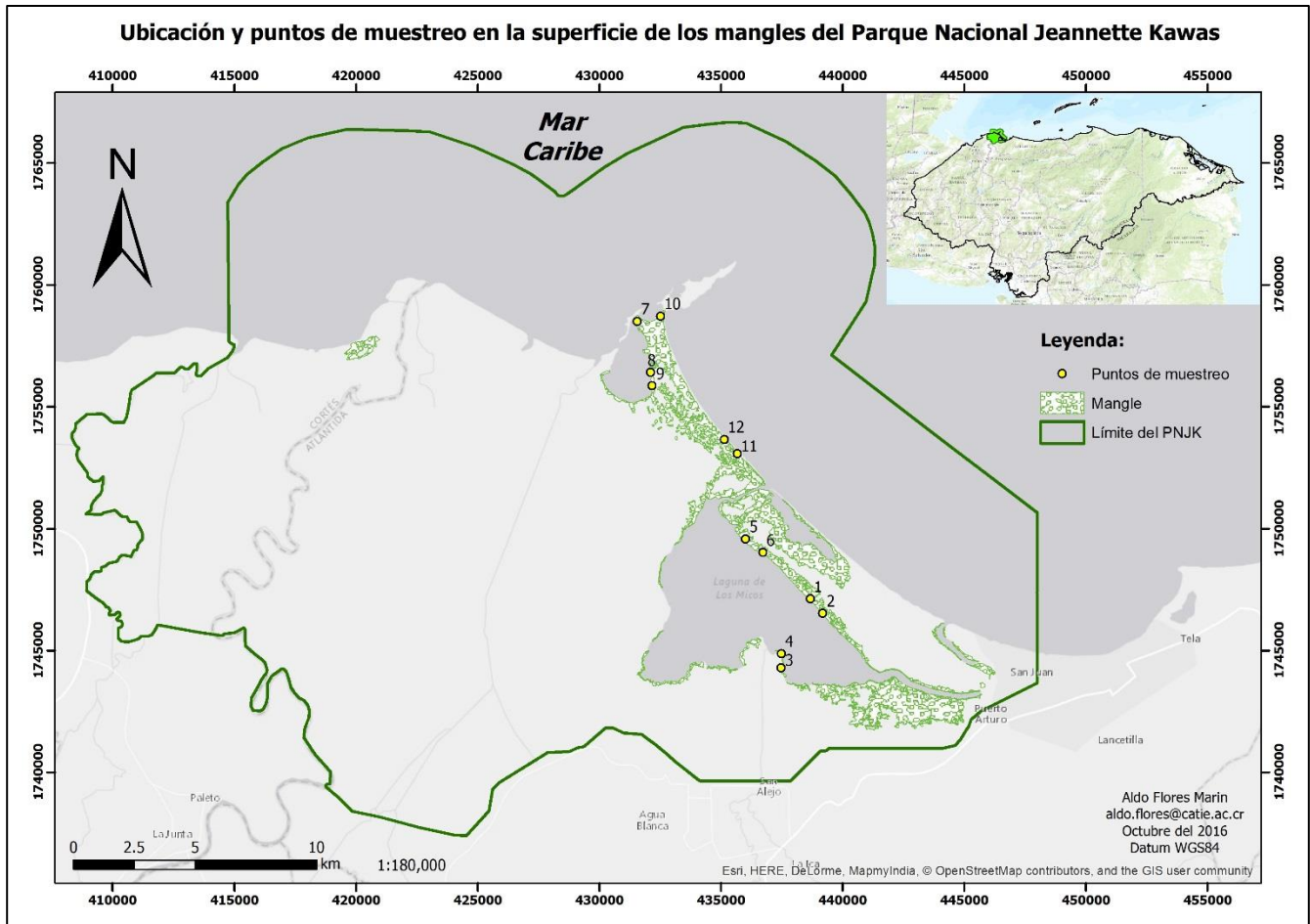


Figura 5. Ubicación y puntos de muestreo en la superficie de los mangles del Parque Nacional Blanca Jeannette Kawas Fernández, Honduras.

5.1.2.3. Muestreo de campo

Variables recopiladas en las parcelas de muestreo

Se tomaron las siguientes variables en cada parcela siguiendo la metodología de Kauffman *et al.* (2013): número de parcela muestreada; nombre y ubicación del sitio u otra información general (municipio, departamento); fecha; nombre de las personas responsables del muestreo; coordenadas de GPS y precisión (\pm m). Tipo de vegetación: mangle alto, de franja, bajo (menos de 5 m de altura) u otro; topografía: depresión, plano, montículo; geomorfología: delta de río, franja costera, cuenca, laguna; descripción del suelo: suelo orgánico, arena, arcilla, limo; nivel de degradación: vegetación

natural en buen estado, moderadamente degradado y severamente degradado; evidencia de perturbación (afectado por huracán u otro tipo de tormenta tropical): no evidente, bajo, moderado y grave; extracción de madera: no evidente, baja (menos de 25% del área basal), media (entre 25 y 75% del área basal), alta (más de 75%); tipo de extracción: mecánica o artesanal; enfermedades o perturbaciones en la vegetación: no evidente, baja, moderada o grave (Anexo 6.1).

Reservas de carbono del ecosistema

Se calcularon las reservas de C de los árboles adaptando la metodología de Kauffman *et al.* (2013) a las condiciones particulares del lugar. Se determinó un tamaño de muestra de 12 puntos de muestreo usando la hoja de cálculo de Winrock Internacional (Pearson *et al.* 2005; Figura 5). En cada se establecieron 2 parcelas (planificadas sistemáticamente; Pearson *et al.* 2007), con transectos de medición trazados perpendicularmente a 15 m de distancia de la línea costera o la orilla de la laguna (40 m de largo para los transectos). Sobre estos transectos se establecieron parcelas circulares anidadas cada 25 m (distancia entre el centro de las parcelas; Figura 6). Para la parcela principal de 7 m de radio (153.9 m²) se midieron todos los árboles ≥ 5 cm de diámetro a la altura del pecho (dap; medida a 1.30 m de altura sobre el fuste o a 30 cm por encima de las raíces aéreas en el caso de *Rhizophora mangle*). Los árboles < 5 cm de dap se midieron en una subparcela de 2 m de radio (12.6 m²) contenida dentro de la parcela principal (Figura 6).

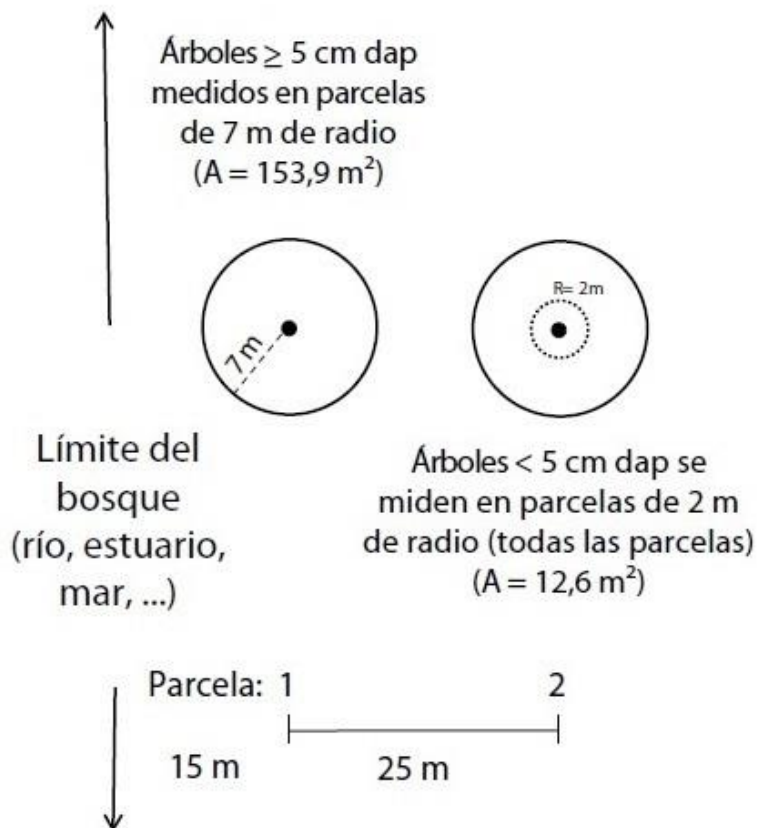


Figura 6. Representación esquemática de la distribución de las parcelas utilizadas en el estudio de bosques de manglares.

Fuente: Adaptado de Kauffman *et al.* (2013).

No existen ecuaciones alométricas locales para el cálculo de la biomasa y el C de manglares (Rivera-Monroy *et al.* 2013; Bhomia *et al.* 2016), por lo que se utilizaron las ecuaciones alométricas de Smith y Whelan (2006; Cuadro 4). Para la biomasa bajo el suelo se usó la ecuación general para manglares desarrollada por Komiyama *et al.* (2008; Cuadro 4).

Cuadro 4. Ecuaciones alométricas para estimar la biomasa de manglares.

Descripción	Ecuación	R ²	N	D _{MAX}	Localidad	Referencia
Especie:	<i>Rhizophora mangle</i>					
Biomasa total:	$\log_{10}B=1.731*\log_{10}D_R-0.112$	0.94	14	20	Florida, EUA	Smith y Whelan (2006)
Hojas:	$\log_{10}B=1.337*\log_{10}D_R-0.843$	0.93				
Tronco:	$\log_{10}B=1.884*\log_{10}D_R-0.510$	0.96				
Ramas:	$\log_{10}B=1.784*\log_{10}D_R-0.853$	0.96				
Raíces aéreas:	$\log_{10}B=0.160*\log_{10}D_R-1.041$	0.82				
Especie:	<i>Laguncularia racemosa</i>					
Biomasa total:	$\log_{10}B=1.930*\log_{10}dap-0.441$	0.98	10	18	Florida, EUA	Smith y Whelan (2006)
Hojas:	$\log_{10}B=1.160*\log_{10}dap-1.043$	0.89				
Tronco:	$\log_{10}B=2.087*\log_{10}dap-0.692$	0.98				
Ramas:	$\log_{10}B=1.837*\log_{10}dap-1.282$	0.95				
Biomasa bajo el suelo:						
Biomasa total:	$0.199*r^{0.899}*dap^{2.22}$					Komiyama <i>et al.</i> (2008)

Nota: B= biomasa en kg; dap= diámetro a la altura del pecho en cm; D_R= diámetro medido por encima de la raíz aérea más alta en árboles de *Rhizophora mangle* en cm; R²= coeficiente de correlación entre la biomasa y la variable independiente; N= número de árboles utilizados para determinar la ecuación; D_{MAX}= diámetro máximo de árboles muestreados en cm; r= densidad de la madera (g cm⁻³).

La información sobre la densidad específica de la madera se obtuvo de la base de datos de Zanne *et al.* (2009); para *Rhizophora mangle* se utilizó 0.840 g cm⁻³ (Carpio 1992) y para *Laguncularia racemosa* 0.600 g cm⁻³ (Little y Wadsworth 1964). Para estimar las reservas de C de los árboles se multiplicó la biomasa sobre el suelo por 0.47 y la biomasa bajo el suelo (raíces) por 0.39 (Kauffman *et al.* 2013). Se hicieron análisis de varianza y pruebas de medias para determinar las diferencias entre las 6 áreas de muestreo y los 12 puntos de muestreo con el *software* InfoStat (Di Rienzo *et al.* 2012). Diferencias significativas fueron determinadas a un nivel de significancia de 0.05.

Estimación de las emisiones

Basado en la información multitemporal de la vegetación y las reservas de C, se calculó la tasa de cambio de la cobertura forestal utilizando la fórmula de interés compuesto de Puyravaud (2003):

$$r = \left(\frac{1}{t_2 - t_1} \right) \times \left(\ln \left(\frac{A_2}{A_1} \right) \right) \quad (1)$$

Donde:

- r = tasa de deforestación anual
- t1 = año de evaluación inicial
- t2 = año de evaluación final
- A1 = cobertura de bosque en el tiempo 1
- A2 = cobertura de bosque en el tiempo 2

Los inventarios y emisiones de GEI se reportan en unidades de dióxido de carbono equivalente (CO_{2e}), porque es el GEI más común en la atmósfera. Las pérdidas de C se convirtieron a unidades de CO_{2e} multiplicándolas por 3.67, que es el valor de la proporción molecular entre el peso del CO₂ (44) y el del C (12; Kauffman *et al.* 2013).

5.1.3. Resultados

Cartografía de la vegetación

Se identificaron 2,125.72 ha con presencia de mangles prístinos y 517.19 ha donde la vegetación de mangle fue deforestada entre el periodo 1992-2012 (Figura 7). Esta pérdida de bosque se dio mayoritariamente en la zona núcleo, alrededor de La Laguna Los Micos, donde se encuentran adyacentes los mayores asentamientos humanos del PNJK.

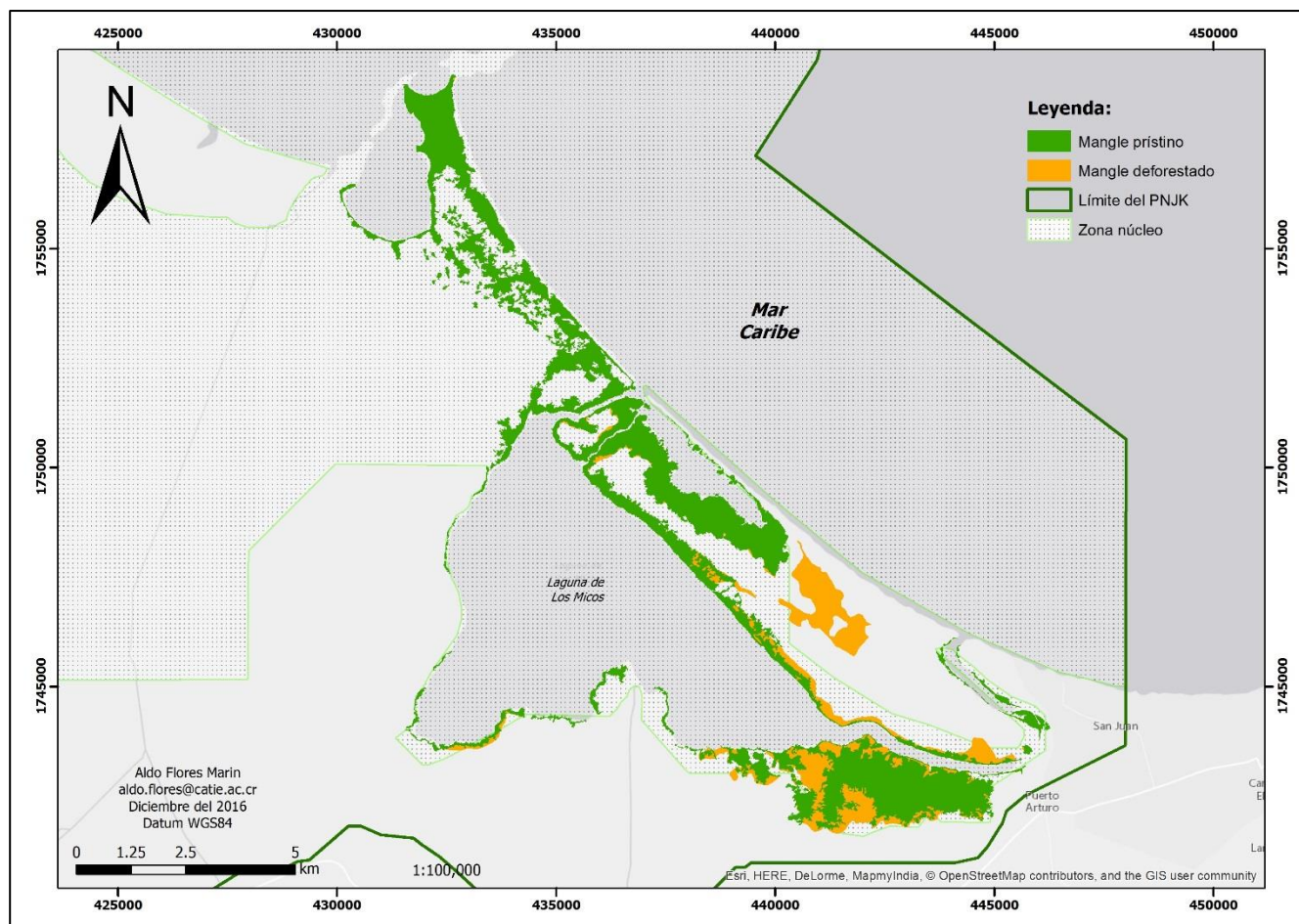


Figura 7. Distribución geográfica del manglar prístino y deforestado durante el periodo 1992-2012, en el Parque Nacional Blanca Jeannette Kawas Fernández, Honduras.

Estructura de los manglares

Las especies de mangle más comunes encontradas en el PNJK fueron *Rhizophora mangle* y *Laguncularia racemosa*, con una dominancia y densidad relativas de 51.2% y 41.7%, y 48.8% y 58.3%, respectivamente. *Avicennia germinans* y *Conocarpus erectus* se observaron en parches de vegetación aislados entre la Laguna El Diamante y Puerto Escondido. En general, en el bosque predominan árboles con una altura media de 12.22 ± 1.83 m (11 puntos de muestreo con alturas >10 m). La altura mínima (4.8 ± 0.2 m) se midió en el bosque de mangle bajo del sitio El Diamante. La media del área basal para la vegetación superior a 5 cm de dap, fue de 44.42 ± 13.76 m² ha⁻¹ (rango: 18.36 - 101.74 m² ha⁻¹). La media de la densidad de árboles presente en el parque fue de $2,158 \pm 599$ árboles ha⁻¹ (rango: 877 - 4,159 árboles ha⁻¹; Cuadro 5).

Cuadro 5. Características dasométricas de los puntos de muestreo dentro del Parque Nacional Blanca Jeannette Kawas Fernández, Honduras.

Puntos de muestreo	Sitio	Coordenadas UTM		Especies dominantes	Altura (m)	Área basal (m ² ha ⁻¹)	Densidad de árboles (ha ⁻¹)	Densidad de Carbono (Mg C ha ⁻¹)
		x	y					
1	Cola de Mico	438670	1747106	Lag	11.6 ± 0.7	32.08 ± 6.06	2,372 ± 191	94.23 ± 18.85
2	Cola de Mico	439181	1746512	Lag/Rhiz	10.6 ± 0.4	37.44 ± 4.44	4,159 ± 255	108.51 ± 13.48
3	El Marion	437468	1744278	Lag	14.3 ± 0.5	63.76 ± 7.23	3,346 ± 318	189.54 ± 22.37
4	El Marion	437481	1744858	Lag	11.5 ± 0.8	24.79 ± 4.37	1,852 ± 191	72.47 ± 13.42
5	Quinelito	436015	1749567	Rhiz/Lag	17.7 ± 0.9	76.47 ± 17.66	1,332 ± 318	261.86 ± 62.25
6	Quinelito	436718	1749008	Rhiz/Lag	10.6 ± 0.5	29.17 ± 3.93	3,411 ± 318	94.96 ± 13.37
7	El Diamante	431557	1758501	Rhiz/Lag	4.8 ± 0.2	18.36 ± 2.92	2,567 ± 700	64.52 ± 10.10
8	El Diamante	432102	1756405	Rhiz	12.6 ± 1.1	30.49 ± 8.05	877 ± 191	107.17 ± 28.41
9	El Diamante	432166	1755858	Rhiz/Lag	16.6 ± 1.3	101.74 ± 25.13	975 ± 382	355.51 ± 88.58
10	Puerto Escondido	432518	1758717	Rhiz	13.1 ± 0.9	45.18 ± 11.00	1,072 ± 318	159.09 ± 39.12
11	Los Cocodrilos	435676	1753070	Rhiz/Lag	11.2 ± 0.7	38.84 ± 8.96	2,112 ± 446	125.66 ± 28.24
12	Los Cocodrilos	435140	1753652	Rhiz/Lag	12.3 ± 0.9	34.74 ± 7.23	1,819 ± 382	116.60 ± 25.36
					12.24 ± 1.83	44.42 ± 13.76	2,158 ± 599	145.84 ± 48.52

Nota: Lag = *Laguncularia racemosa*; Rhiz = *Rhizophora mangle*.

Reservas de carbono de la vegetación

La media de las reservas de C de la biomasa total de los árboles (sobre y bajo el suelo) fue de 145.84 ± 48.52 Mg C ha⁻¹ (Cuadro 5). La reserva total de C de los árboles en el manglar fue de 310,021.90 ± 103,148.69 Mg C. No se encontraron diferencias significativas de las medias entre los 6 sitios de muestreo ($p > 0.05$; Cuadro 6). No obstante, los puntos de muestreo del grupo d son diferentes a los del grupo a; los puntos del grupo e son diferentes de los grupos abc; f y g son diferentes a todos los demás (Cuadro 7).

Cuadro 6. Comparación de medias de densidad de carbono de los sitios evaluados del Parque Nacional Blanca Jeannette Kawas Fernández, Honduras.

Sitio	Densidad de carbono (Mg C ha ⁻¹)	
Cola de Mico	101.37 ± 14.02	a
Los Cocodrilos	121.13 ± 14.54	a
El Marion	131.01 ± 66.36	a
Puerto Escondido	159.09 ± 66.53	a
El Diamante	175.73 ± 113.78	a
Quinelito	178.41 ± 95.37	a

Nota: Los sitios están ordenados con valores de menor a mayor y las letras representan medias estadísticamente similares. Las diferencias significativas a un nivel de $\alpha > 0.05$.

Estimación de la emisión de gases de efecto invernadero generadas por la deforestación

El promedio anual de la pérdida de cobertura de mangle en el PNJK fue de 1.09% en un periodo de evaluación de 20 años (1992-2012; 276,826.97 ± 92,104.27 Mg CO_{2e}). Las emisiones de CO_{2e} por la conversión del suelo del manglar del parque en el periodo de 1992-2012 fueron de 535.25 ± 178.08 Mg CO_{2e} ha⁻¹, a una tasa anual de 13,841.35 ± 4,605.21 Mg CO_{2e}. El principal factor de la emisión de CO_{2e} se debió a la construcción de un complejo turístico, donde se perdieron 178.08 ha (95,314.94 ± 31,712.63 Mg CO_{2e}). La restante área de mangle deforestada (338.13 ha) se atribuye a pequeños productores que hicieron cambio de uso para cultivos agrícolas (49,314.35 ± 16,407.59 CO_{2e}).

Cuadro 7. Comparación de los valores promedio de densidad de carbono estimados en manglares muestreados en el Parque Nacional Blanca Jeannette Kawas Fernández, Honduras.

Puntos de muestreo	Densidad de Carbono (Mg C ha ⁻¹)	
7	64.52 ± 10.10	a
4	72.47 ± 13.42	a b
1	94.23 ± 18.85	a b c
6	94.97 ± 13.37	a b c
8	107.17 ± 28.41	a b c
2	108.51 ± 13.48	a b c
12	116.60 ± 25.36	b c d
11	125.67 ± 28.24	c d
10	159.09 ± 39.12	d e
3	189.55 ± 22.37	e
5	261.86 ± 62.25	f
9	355.51 ± 88.58	g

Nota: Los puntos de muestreo están ordenados con valores de menor a mayor y las letras representan medias estadísticamente similares. Las diferencias significativas a un nivel de $\alpha > 0.05$.

5.1.4. Discusión y conclusiones

Combinar complementariamente sensores aerotransportados y de satélites con diferentes resoluciones para analizar sitios críticos como los manglares del PNJK, mejoró notablemente la identificación y la distribución espacial del ecosistema (Kuenzer *et al.* 2011; Klemas 2011; Klemas 2013; Howard *et al.* 2014). Según el análisis realizado, los estimados originales de 1,538.96 ha para el bosque de mangle según el mapa forestal y cobertura de la tierra en la República de Honduras (CIPF 2014), fueron actualizados a 2,125.72 ha. Esto representa un 38.13% más del área que anteriormente se había identificado.

La presencia, dominancia y densidad relativa de las especies de mangle encontradas en los 12 puntos de muestreo ubicados en el parque, coincidieron con trabajos previos en el sitio y el Caribe (Alvarado *et al.* 2012; Adame *et al.* 2013; Rivera-Monroy *et al.* 2013; Kauffman *et al.* 2014; Bhomia *et al.* 2016). Para el PNJK se encontraron datos de área basal de $29.10 \pm 5.50 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$, densidad de 734 ± 130 árboles ha^{-1} y predominancia de árboles con un promedio de altura $>10 \text{ m}$ (Bhomia *et al.* 2016); en bosques de mangle altos en la República Dominicana, se encontraron 898 ± 85 árboles ha^{-1} (Kauffman *et al.* 2014) y en la península de Yucatán, México, $3,000$ árboles ha^{-1} (Adame *et al.* 2013).

Por otro lado, las existencias de C (Cuadro 5), coinciden con el trabajo realizado previamente en el sitio por Bhomia *et al.* (2016), quienes encontraron reservas de C de la biomasa total de los árboles a partir de 5 cm de dap de $147.00 \pm 43.00 \text{ Mg C ha}^{-1}$ en cinco sitios. También resultaron similares a trabajos previos en el Caribe (Cuadro 8) y al promedio mundial de la biomasa aérea en manglares de $116.28 \text{ Mg C ha}^{-1}$ reportado por Alongi (2009). El almacenamiento de C fue uniforme en toda la zona de manglar del parque y no se encontraron diferencias significativas entre los 6 sitios ($p > 0.05$; Cuadro 6). Sin embargo, las reservas de C de los puntos de muestreo, aumentan desde la interfaz entre el mar y la laguna ($64.52 \pm 10.10 \text{ Mg C ha}^{-1}$) y los sitios alejados de la zona costera ($355.51 \pm 88.58 \text{ Mg C ha}^{-1}$; Cuadro 7). Esta baja densidad de C del bosque bajo de manglar en el sitio El Diamante es atribuible a los sustratos poco favorables con plataformas de rocas sedimentarias, a la ausencia de nutrientes

(principalmente fósforo) y a la correlación negativa de la vegetación de manglar con la salinidad (Bhomia *et al.* 2016). También, las bajas entradas de agua dulce resultan en una mayor salinidad del suelo y acumulación de sustancias tóxicas que provocan un aumento de estrés y menor productividad de la biomasa de los árboles (Twilley y Day 1999; McKee *et al.* 2007).

Cuadro 8. Densidad de carbono de los árboles reportados para el Caribe latinoamericano.

Sitio	País	Densidad de Carbono (Mg C ha ⁻¹)	Fuente
Reserva de la Biosfera Sian Ka'an	México	136.30 ± 30.45	Adame <i>et al.</i> (2013)
Parque Nacional Montecristo	República Dominicana	209.41 ± 29.41	Kauffman <i>et al.</i> (2014)
Laguna Nichupté	México	215.00 ± 92.10	Adame <i>et al.</i> (2015)
Parque Nacional Jeannette Kawas	Honduras	147.00 ± 43.00	Bhomia <i>et al.</i> (2016)

El contraste en la densidad de C entre los sitios de El Marion (Cuadro 5), por ejemplo, puede ser atribuido a diferentes condiciones ambientales, principalmente a la sedimentación causada por el río San Alejo que atraviesa diversos cultivos agrícolas (incluyendo palma aceitera y una planta de refinamiento de aceite) y que desemboca en la Laguna Los Micos cerca del punto 4 (Figura 5). La sedimentación es alta porque los meandros del río fueron sustituidos por un canal en línea recta cerca de la laguna. La densidad de C encontrada entre los puntos de muestreo 1, 2 y 6 (Cuadro 5), corresponden a condiciones ambientales similares a la Laguna Los Micos. En el sitio Los Cocodrilos adyacente a la costa (con condiciones ambientales similares), los puntos 11 y 12 no tuvieron diferencias significativas respecto a la densidad de C estimada (Cuadro 5).

La posición en la interfaz terrestre y el océano, y el intercambio con aguas costeras sugiere que los manglares realizan una contribución única a la biogeoquímica del C (Twilley *et al.* 1992; Bouillon *et al.* 2008; Feller *et al.* 2010; Yáñez-Arancibia *et al.* 2010). En consecuencia, el proceso de captura y almacenamiento de C es alto (Kristensen *et al.* 2008; Donato *et al.* 2012; Alongi y Mukhopadhyay 2014; Howard *et al.* 2014). Sin embargo, las pérdidas potenciales por la deforestación son mayores que las tasas de almacenamiento de C de estos ecosistemas (Alongi 2009; Alongi 2014). La conversión del uso de la cobertura de mangle en el PNJK (tasa de deforestación de 1.09%) y las emisiones de CO₂ asociadas son notables (13,841.35 ± 4,605.21 Mg CO_{2e} y⁻¹). Para este caso de estudio, solamente en la construcción de una infraestructura hotelera, hubo emisiones estimadas en 95,314.94 ± 31,712.63 Mg CO_{2e}, que representan el 34.43% del total de las emisiones debidas a la deforestación, en el periodo evaluado de 20 años (1992-2012). El porcentaje de deforestación de los mangles restante, es atribuible a productores pequeños que hacen cambio de uso para cultivos agrícolas. Aunque, en general, esas pérdidas son focalizadas y de extensión limitada, a lo largo del paisaje y del tiempo, su efecto sobre la cobertura de los manglares es perceptible.

La ausencia del tipo de información que conforma esta investigación, promueve el detrimento de este ecosistema en particular y el riesgo de su pérdida. Por ejemplo, según la Ley forestal, áreas protegidas y vida silvestre (2007), se faculta a los Registradores de la Propiedad a prohibir la inscripción de dominios plenos cuando se trata de áreas protegidas. Sin embargo, en las zonas de amortiguamiento

autoriza la realización de actividades económicas que sean acordes con los planes de manejo previamente aprobados por el Instituto Nacional de Conservación y Desarrollo Forestal, Áreas Protegidas y Vida Silvestre (ICF; República de Honduras 2008), dando lugar, aunque no explícitamente, a la pérdida de bosques en general y al detrimento de ecosistemas como los manglares que son muy importantes en la lucha contra el calentamiento global y el desarrollo económico, con la salvedad de estar amparados en la planificación para manejar áreas protegidas y afirmando que el mayor impacto en la emisión de GEI es atribuible en gran medida a los conductores económicos y las políticas de los países (Birch 2014). Es, por tanto, imprescindible que el conocimiento generado sea diseminado ampliamente e incorporado en los procesos técnicos y políticos relacionados con la permanencia de los manglares en Honduras.

En resumen, los manglares son ecosistemas costeros que proveen servicios ambientales y funciones ecológicas críticas para los recursos terrestres y marinos. Su conectividad con otros ecosistemas como los arrecifes de coral, sugiere un significativo intercambio de materiales (nutrientes y C; Sheaves 2009). También tienen gran importancia por su estética, lo que los hace valiosos para el ecoturismo (Mukherjee *et al.* 2014); además proveen desarrollo, alimento (Brander *et al.* 2012) y protección contra eventos climáticos extremos (Roth 1992; Mazda *et al.* 1997; Doyle *et al.* 2009; Koch *et al.* 2009), a las personas que viven cerca del ecosistema. Sin embargo, el servicio ambiental más importante (y menos estudiado) de los manglares es su papel en la mitigación sobre el cambio climático (Gilman *et al.* 2008; Kauffman *et al.* 2013), a pesar que tienen las reservas más grandes de C que cualquier ecosistema en el trópico (Duke *et al.* 2007; Alongi 2009). La inclusión de esta información en la medición de la dinámica del C de Honduras, tendrá implicaciones nacionales que le darán valor al recurso y pondrá en perspectiva el área protegida en vísperas de temas importantes de mitigación y adaptación sobre el cambio climático. Además puede dar lugar a una planificación regional para la conservación y restauración del ecosistema basado en la evidencia de los resultados de este estudio, al mismo tiempo que sirve de apoyo al plan de manejo del PNJK, la gestión del área protegida y el ordenamiento del uso de la tierra. El área de estudio representa el 3% de los manglares de Honduras, lo que corresponde a una cantidad importante para la contabilidad nacional de C. Sus pérdidas actuales por el cambio de uso de suelo no son tan acentuadas, pero su ritmo de deforestación (1.09%) tendrá impactos negativos sobre la biodiversidad y los medios de vida que dependen del ecosistema.

Finalmente, la cuantificación de las reservas de C de los manglares es muy importante para el proceso de formulación de políticas para la conservación y restauración de sitios costeros (Bhomia *et al.* 2016). Estos ecosistemas representan un papel de gran interés para estrategias mundiales de adaptación y mitigación del cambio climático como REDD+ y las NAMAs (Camacho *et al.* 2011; Donato *et al.* 2012; Kauffman *et al.* 2013). Su buen manejo tiene el potencial de contribuir significativamente a mantener las reservas de C a través de los incentivos de programas de créditos de C si los mercados llegan a funcionar como se espera (Angelsen *et al.* 2010), al mismo tiempo que se preservan otros SE del manglar que benefician a las comunidades locales.

5.1.5. Bibliografía

Adame, MF; Kauffman, JB; Medina, I; Gamboa, JN; Torres, O; Caamal, JP; Reza, M; Herrera-Silveira, JA. 2013. Carbon stocks of tropical coastal wetlands within the karstic landscape of the Mexican Caribbean. PloS one 8(2):e56569.

- Adame, MF; Hermoso, V; Perhans, K; Lovelock, C; Herrera-Silveira, J. 2015. Selecting cost-effective areas for restoration of ecosystem services. *Conservation biology* 29(2):493-502.
- Alongi, DM. 2009. *The energetics of mangrove forests*. s.l. Springer Science & Business Media. 216 p.
- Alongi, DM. 2014. Carbon cycling and storage in mangrove forests. *Annual Review of Marine Science* 6:195-219.
- Alongi, DM; Mukhopadhyay, SK. 2014. Contribution of mangroves to coastal carbon cycling in low latitude seas. *Agricultural and Forest Meteorology* 213:266-272.
- Alvarado, E; Cárcamo, J; Martínez, A; Mendoza, A. 2012. *Plan de manejo del Parque Nacional Blanca Jeannette Kawas 2012-2016*. Tela, Honduras. 251 p.
- Angelsen, AB; Kanninen, M; Sills, M; Sunderlin, E; Wertz-Kanounnikoff, S (eds). 2010. *La implementación de REDD+: estrategia nacional y opciones de política*. Bogor, Indonesia, CIFOR. 362 p.
- Bhomia, RK; Kauffman, JB; McFadden, TN. 2016. Ecosystem carbon stocks of mangrove forests along the Pacific and Caribbean coasts of Honduras. *Wetlands Ecology and Management* 24(2):187-201.
- Bouillon, S; Borges, AV; Castañeda-Moya, E; Diele, K; Dittmar, T; Duke, NC; Kristensen, E; Lee, SY; Marchand, C; Middelburg, JJ. 2008. Mangrove production and carbon sinks: a revision of global budget estimates. *Global Biogeochemical Cycles* 22(2):1-12.
- Brander, LM; Wagtendonk, AJ; Hussain, SS; McVittie, A; Verburg, PH; de Groot, RS; van der Ploeg, S. 2012. Ecosystem service values for mangroves in Southeast Asia: A meta-analysis and value transfer application. *Ecosystem Services* 1(1):62-69.
- Camacho, LD; Gevaña, DT; Carandang, AP; Camacho, SC; Combalicer, EA; Rebugio, LL; Youn, Y-C. 2011. Tree biomass and carbon stock of a community-managed mangrove forest in Bohol, Philippines. *Forest Science and Technology* 7(4):161-167.
- Carpio Malavassi, IM. 1992. *Maderas de Costa Rica: 150 especiales forestales*. San José, Costa Rica, Editorial de la Universidad de Costa Rica. 340 p.
- Chan, KM; Shaw, MR; Cameron, DR; Underwood, EC; Daily, GC. 2006. Conservation planning for ecosystem services. *PLoS Biol* 4(11):e379.
- CIPF (Centro de información y patrimonio forestal, Honduras). 2014. *Mapa forestal y cobertura de la tierra en la República de Honduras*. Tegucigalpa, Honduras.
- Costanza, R; d'Arge, R; De Groot, R; Farber, S; Grasso, M; Hannon, B; Limburg, K; Naeem, S; O'Neill, RV; Paruelo, J. 1998. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Ecological economics* 1(25):3-15.
- De Groot, RS; Alkemade, R; Braat, L; Hein, L; Willemsen, L. 2010. Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. *Ecological complexity* 7(3):260-272.

- Di Rienzo, JA; Casanoves, F; Balzarini, MG; González, L; Tablada, M; Robledo, CW. 2011. InfoStat. (Programa de cómputo). Versión 24-03-2011 ed. Córdoba, Argentina, Universidad Nacional de Córdoba. Disponible en <http://www.infostat.com.ar>
- Donato, D; Kauffman, J; Mackenzie, R; Ainsworth, A; Pflieger, A. 2012. Whole-island carbon stocks in the tropical Pacific: Implications for mangrove conservation and upland restoration. *Journal of environmental management* 97(89-96).
- Donato, DC; Kauffman, JB; Murdiyarto, D; Kurnianto, S; Stidham, M; Kanninen, M. 2011. Mangroves among the most carbon-rich forests in the tropics. *Nature geoscience* 4(5):293-297.
- Doyle, TW; Krauss, KW; Wells, CJ. 2009. Landscape analysis and pattern of hurricane impact and circulation on mangrove forests of the Everglades. *Wetlands* 29(1):44-53.
- Duke, NC; Meynecke, J-O; Dittmann, S; Ellison, AM; Anger, K; Berger, U; Cannicci, S; Diele, K; Ewel, KC; Field, CD. 2007. A world without mangroves? *Science* 317(5834):41-42.
- Feller, I; Lovelock, C; Berger, U; McKee, K; Joye, S; Ball, M. 2010. Biocomplexity in mangrove ecosystems. *Annual review of marine science* 2(395-417).
- FRA (Evaluación de los Recursos Forestales Mundiales, IT). 2015. FRA 2015: Términos y definiciones. Roma, Italia, FAO. 180.
- Gilman, EL; Ellison, J; Duke, NC; Field, C. 2008. Threats to mangroves from climate change and adaptation options: a review. *Aquatic Botany* 89(2):237-250.
- Giri, C; Ochieng, E; Tieszen, LL; Zhu, Z; Singh, A; Loveland, T; Masek, J; Duke, N. 2011. Status and distribution of mangrove forests of the world using earth observation satellite data. *Global Ecology and Biogeography* 20(1):154-159.
- Holdridge, LR. 1967. Life zone ecology. rev. ed. San José, Costa Rica, Tropical Science Center.
- Howard, J; Hoyt, S; Isensee, K; Telszewski, M; Pidgeon, E. 2014. Coastal blue carbon: methods for assessing carbon stocks and emissions factors in mangroves, tidal salt marshes, and seagrasses. Virginia, Estados Unidos de América, Conservation International/IOC-Unesco/IUCN. 180 p.
- ICF (Instituto Nacional de Conservación y Desarrollo Forestal, Áreas Protegidas y Vida Silvestre, Honduras) 2011. Áreas Marinas y Costeras del Sistema Nacional de Áreas Protegidas de Honduras. Tegucigalpa, Honduras. 17 p.
- ICF (Instituto Nacional de Conservación y Desarrollo Forestal, Áreas Protegidas y Vida Silvestre, Honduras) 2014. Anuario estadístico forestal 2013. Tegucigalpa, Honduras. 118 p.
- IGN (Instituto Geográfico Nacional, Honduras). 1992. Mapas topográficos de Honduras 1:50000. 3-DMA ed. Tegucigalpa, Honduras. Defense Mapping Agency US. Consultado 5 ago. 2016. Disponible en <http://www.lib.utexas.edu/maps/topo/honduras>
- Kauffman, JB; Donato, DC; Adame, MF. 2013. Protocolo para la medición, monitoreo y reporte de la estructura, biomasa y reservas de carbono de los manglares. Bogor, Indonesia, CIFOR. (Documento de trabajo 117).

- Kauffman, JB; Heider, C; Norfolk, J; Payton, F. 2014. Carbon stocks of intact mangroves and carbon emissions arising from their conversion in the Dominican Republic. *Ecological Applications* 24(3):518-527.
- Klemas, V. 2011. Remote sensing techniques for studying coastal ecosystems: an overview. *Journal of Coastal Research* 27(1):2-17.
- Klemas, V. 2013. Using remote sensing to select and monitor wetland restoration sites: An overview. *Journal of Coastal Research* 29(4):958-970.
- Koch, EW; Barbier, EB; Silliman, BR; Reed, DJ; Perillo, GM; Hacker, SD; Granek, EF; Primavera, JH; Muthiga, N; Polasky, S. 2009. Non-linearity in ecosystem services: temporal and spatial variability in coastal protection. *Frontiers in Ecology and the Environment* 7(1):29-37.
- Komiyama, A; Ong, JE; Pongparn, S. 2008. Allometry, biomass, and productivity of mangrove forests: A review. *Aquatic Botany* 89(2):128-137.
- Kristensen, E; Bouillon, S; Dittmar, T; Marchand, C. 2008. Organic carbon dynamics in mangrove ecosystems: a review. *Aquatic Botany* 89(2):201-219.
- Kuenzer, C; Bluemel, A; Gebhardt, S; Quoc, TV; Dech, S. 2011. Remote sensing of mangrove ecosystems: A review. *Remote Sensing* 3(5):878-928.
- Little, E; Wadsworth, F. 1964. *Common Trees of Puerto Rico and the Virgin Islands*. Washington D.C., United States of America, USDA. (Agriculture Handbook no. 249).
- Mazda, Y; Magi, M; Kogo, M; Hong, PN. 1997. Mangroves as a coastal protection from waves in the Tong King delta, Vietnam. *Mangroves and Salt marshes* 1(2):127-135.
- McKee, KL; Cahoon, DR; Feller, IC. 2007. Caribbean mangroves adjust to rising sea level through biotic controls on change in soil elevation. *Global Ecology and Biogeography* 16(5):545-556.
- Mcleod, E; Chmura, GL; Bouillon, S; Salm, R; Björk, M; Duarte, CM; Lovelock, CE; Schlesinger, WH; Silliman, BR. 2011. A blueprint for blue carbon: toward an improved understanding of the role of vegetated coastal habitats in sequestering CO₂. *Frontiers in Ecology and the Environment* 9(10):552-560.
- MEA (Millennium Ecosystem Assessment). 2005. *Ecosystems and human well-being*. Island Press Washington, DC. 64 p.
- Mukherjee, N; Sutherland, WJ; Dicks, L; Hugé, J; Koedam, N; Dahdouh-Guebas, F. 2014. Ecosystem service valuations of mangrove ecosystems to inform decision making and future valuation exercises. *PloS one* 9(9):e107706.
- Murray, BC; Pendleton, L; Jenkins, WA; Sifleet, S. 2011. *Green payments for blue carbon: Economic incentives for protecting threatened coastal habitats*. North Carolina, United State of America, Duke Nicholas Institute. 42 p. (Nicholas Institute Report NI 11 04).

- Naidoo, R; Balmford, A; Costanza, R; Fisher, B; Green, RE; Lehner, B; Malcolm, T; Ricketts, TH. 2008. Global mapping of ecosystem services and conservation priorities. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 105(28):9495-9500.
- Pearson, T; Walker, S; Brown, S. 2005. Sourcebook for land use, land-use change and forestry projects. Report from BioCF and Winrock International. Disponible en <https://www.winrock.org/document/winrock-sample-plot-calculator-spreadsheet-tool/>
- Pearson, TR; Brown, SL; Birdsey, RA. 2007. Measurement guidelines for the sequestration of forest carbon. Newtown Square, PA, United States of America, USDA. 47 p. (Technical Report NRS-18).
- Polidoro, BA; Carpenter, KE; Collins, L; Duke, NC; Ellison, AM; Ellison, JC; Farnsworth, EJ; Fernando, ES; Kathiresan, K; Koedam, NE. 2010. The loss of species: mangrove extinction risk and geographic areas of global concern. *PloS one* 5(4):e10095.
- Puyravaud, J-P. 2003. Standardizing the calculation of the annual rate of deforestation. *Forest Ecology and Management* 177(1):593-596.
- Rivera-Monroy, V; Castañeda-Moya, E; Carrasco, J; Caviedes, V. 2013. Análisis de carbono orgánico total en manglares del Parque Nacional Jeannette Kawas. Tela, Honduras. 29 p.
- Roth, LC. 1992. Hurricanes and mangrove regeneration: effects of Hurricane Joan, October 1988, on the vegetation of Isla del Venado, Bluefields, Nicaragua. *Biotropica* 24(3):375-384.
- Sheaves, M. 2009. Consequences of ecological connectivity: the coastal ecosystem mosaic. *Marine Ecology Progress Series* 391(107-115).
- Simmons, C. 1969. Informe al Gobierno de Honduras sobre los suelos de Honduras. Roma, Italia, FAO. 92 p.
- Simula, M. 2009. Hacia una Definición de Degradación de los Bosques: Análisis Comparativo de las Definiciones Existentes Roma, Italia, FAO. 63 p. (Evaluación de los Recursos Forestales. Documento de trabajo 154).
- Smith III, TJ; Whelan, KR. 2006. Development of allometric relations for three mangrove species in South Florida for use in the Greater Everglades Ecosystem restoration. *Wetlands Ecology and Management* 14(5):409-419.
- Twilley, R; Chen, R; Hargis, T. 1992. Carbon sinks in mangroves and their implications to carbon budget of tropical coastal ecosystems. *Water, Air, and Soil Pollution* 64(1-2):265-288.
- Twilley, RR; Day, J. 1999. The productivity and nutrient cycling of mangrove ecosystem. *In* Yáñez-Arancibia, A; Lara-Domínguez, AL. Ecosistemas de manglar en América Tropical. Xalapa, México, Instituto de Ecología, UICN/ORMA, p. 127-151.
- USGS (United States Geological Survey, United States of America). 2016. Earth explorer: Science for a changing World. Reston, Virginia, US. United States Geological Survey. Consultado 5 ago. 2016. Disponible en <http://earthexplorer.usgs.gov>

- Valiela, I; Bowen, JL; York, JK. 2001. Mangrove Forests: One of the World's Threatened Major Tropical Environments At least 35% of the area of mangrove forests has been lost in the past two decades, losses that exceed those for tropical rain forests and coral reefs, two other well-known threatened environments. *Bioscience* 51(10):807-815.
- Yáñez-Arancibia, A; Day, JW; Twilley, RR; Day, RH. 2010. Los manglares frente al cambio climático ¿Tropicalización global del Golfo de México? *In* Yáñez-Arancibia, A (ed). *Impactos del Cambio Climático sobre la Zona Costera*. México, INECOL/INE-SEMARNAT. p. 91-126.
- Zanne, A; López-Gonzalez, G; Coomes, D; Ilic, J; Jansen, S; Lewis, S; Miller, R; Swenson, N; Wiemann, M; Chave, J. 2009. Global wood density database. Dryad. Identifier: <http://datadryad.org/handle/10255/dryad.235>

5.2. Artículo 2.

Identificación de áreas prioritarias para la restauración ecológica de manglares basados en servicios ecosistémicos en el Parque Nacional Blanca Jeannette Kawas Fernández, Honduras
Flores-Marin, Aldo; Cifuentes, Miguel; Herrera-Fernández, Bernal; Brenes, Christian.

Resumen

Se estima que más de la mitad de los ecosistemas del planeta han sido deteriorados o se utilizan de una manera insostenible, desplazando los costos de la degradación de un grupo de personas a otras, incluyendo las generaciones futuras. El interés de rehabilitarlos resulta esencial para todos los organismos y se está incrementando. La restauración ecológica es una actividad deliberada para ayudar a la recuperación de un ecosistema que ha sido degradado, dañado o destruido, rescatando el flujo de vida de miles de especies y renovando en gran medida numerosos servicios que son cruciales para el bienestar humano.

Los sistemas ecológicos de los manglares mantienen importantes funciones de conectividad, dada su posición en la interfaz tierra y mar, llegando a incidir significativamente en las propiedades y procesos ecológicos de diversos ecosistemas y en los medios de vida de las zonas costeras. Su detrimento entre el periodo 1980-2000 alcanzó el 35% del área total en el planeta, siendo las pérdidas anuales más altas en el continente americano. Sin embargo, los esfuerzos para su restauración no han alcanzado la dimensión que estos ecosistemas ameritan. Una de las limitantes para este proceso es la incertidumbre en la selección de los sitios prioritarios para la restauración ecológica.

Es imprescindible que los diseños técnicos para los procesos de restauración de los ecosistemas de manglar consideren objetivos adecuados vinculados a las limitaciones y oportunidades ecológicas, financieras y sociales. Además es necesario conocer las áreas donde se distribuye espacialmente el suministro potencial de producción de estos bienes, para poder combinar la mejor selección de SE que más benefician a un conjunto de organismos, incluidos los seres humanos.

Esta investigación utilizó una estrategia de optimización espacial para seleccionar áreas prioritarias de restauración ecológica de manglares basados en el abastecimiento de servicios ecosistémicos (SE) en el Parque Nacional Blanca Jeannette Kawas Fernández (PNJK), localizado en el Caribe de Honduras. El trabajo incluyó la medición y el abastecimiento potencial de tres SE: reservas de carbono (C), provisión de alimento y protección costera. Se identificaron 2,125.72 ha con presencia de mangle dentro del parque y un potencial de restauración de 338.13 ha. Las reservas de C en los manglares del PNJK fueron de $310,021.90 \pm 103,148.69$ Mg C. El valor de la extracción de peces y crustáceos que dependen del ecosistema de manglar en alguna etapa de su ciclo de vida fue de 674.00 ± 114.80 Mg y^{-1} . Este valor se utilizó como "proxy" del SE de provisión de alimento. Se identificaron 1,758.79 ha de mangle más eficientes para la protección costera ante eventos climáticos extremos, que representan el 82.75% del área total de mangle del parque.

Utilizando Marxan, una herramienta de priorización espacial, se hizo una combinación del suministro potencial de las reservas de C, provisión de alimento y protección costera, seleccionando eficientemente las áreas de restauración compatibles con el objetivo de maximizar la provisión de los SE y, así, sus beneficios. La selección de las áreas para restaurar manglares con base al potencial de las reservas de C garantizó en su mayoría la restauración de los otros SE investigados.

Palabras clave: reservas de carbono, esfuerzo pesquero, manglares, Marxan, protección costera, restauración ecológica.

Identification of priority areas for ecological restoration of mangroves based on ecosystem services in Blanca Jeannette Kawas Fernandez's National Park, Honduras

Flores-Marin, Aldo; Cifuentes, Miguel; Herrera-Fernández, Bernal; Brenes, Christian.

Abstract

It is estimated that more than half of the planet's ecosystems have deteriorated or been used unsustainably, displacing the costs of degradation from one group of people to others, including future generations. The interest in rehabilitating them is essential for all organisms and is increasing. Ecological restoration is a deliberate activity to help recovery of an ecosystem that has been degraded, damaged or destroyed, rescuing the flow of life for thousands species and greatly renewing numerous services that are crucial to human well-being.

Mangrove ecological systems maintain important connectivity functions, because of their position at the interface of land and sea. Mangrove systems have a significant impact on the ecological properties and processes of various ecosystems and on the livelihoods of coastal area. Their detriment between 1980 and 2000 reached 35% of their total area on the planet, with the highest annual losses occurring on the American continent. However, restoration efforts have not reached the dimension that these ecosystems merit. One of the constraints to this activity is the uncertainty in the selection of priority sites for ecological restoration.

It is imperative that technical designs for processes of restoration of mangrove ecosystems consider appropriate objectives to constraints and opportunities to ecological, financial and social. It is also necessary to know the areas where the potential supply of these goods is distributed spatially, so as to combine the best selection of ecosystem services that most benefit a set of organisms, including humans.

This research used a spatial optimization strategy to select priority areas for ecological restoration of mangroves based on the provision of ecosystem services in the Blanca Jeannette Kawas Fernandez's National Park, located in the Caribbean of Honduras. This work included the measurement and potential supply of three ecosystem services: carbon stocks, food supply and coastal protection. Were identified 2,125.72 ha with mangrove within the park and a restoration potential of 338.13 ha. The carbon stocks in mangroves of the park were $310,021.90 \pm 103,148.69$ Mg C. The value of extraction of fish and crustaceans that depend on the mangrove ecosystem at some stage of their life cycles was 674.00 ± 114.80 Mg y^{-1} . This value was used as a proxy for the food supply ecosystem service. Were identified 1,758.79 ha of more efficient mangrove vegetation for coastal protection of extreme climatic events, representing 82.75% of the total mangrove area of the park.

Using Marxan, a spatial prioritization tool, the potential supply of carbon stocks, food provision, and coastal protection was combined, efficiently selecting areas of restoration compatible with the objective of maximizing the provision of ecosystem services, and thus, their benefits. The selection of areas for restoring mangroves based on the potential of carbon stocks ensured the restoration of the other ecosystem services that were investigated.

Keywords: carbon stocks, coastal protection, ecological restoration, fishing effort, mangroves, Marxan.

5.2.1. Introducción

Los ecosistemas y sus servicios asociados han cambiado en los últimos 50 años más que en cualquier período anterior de la historia de la humanidad, llegando a deteriorarse el 60% de los recursos a nivel mundial (MEA 2005). Consecuentemente, el cambio climático atribuible a la interferencia antropogénica y a la variabilidad natural del clima, está afectando las propiedades y procesos ecológicos del planeta, con repercusiones negativas en las funciones socioeconómicas y ambientales (CMNUCC 1992; IPCC 2014). Por ende, el interés de restaurar los ecosistemas y sus servicios esenciales para todos los organismos está incrementando (Miller y Hobbs 2007).

El concepto de los SE se ha convertido en un importante modelo para vincular el funcionamiento de los ecosistemas con el bienestar humano; la comprensión de esta sinergia es crítica para la toma de decisiones (Fisher *et al.* 2009). Sin embargo, todavía quedan muchos desafíos para integrar estructuralmente los SE en la planificación del paisaje (De Groot *et al.* 2010). Además, su medición sigue siendo un reto para la ciencia a pesar de las mejoras en la tecnología (Carpenter *et al.* 2009). No obstante, es necesario cuantificar las áreas de producción de estos bienes para darle valor a su mantenimiento y recuperación (Naidoo *et al.* 2008).

Los SE de los manglares generan un alto valor económico (incluidos los medios de subsistencia) para los habitantes que viven cerca de este bosque tropical (Brander *et al.* 2012; Mukherjee *et al.* 2014). Ambientalmente, los ecosistemas de manglar tienen influencia directa en el ciclo de nutrientes, la regulación del clima, la conservación de la biodiversidad, la estabilización de la línea costera, la reducción de la energía de las olas y del viento en el litoral (Macintosh y Ashton 2002; Donato *et al.* 2011; Gedan *et al.* 2011; Klemas 2013). Sin embargo, los manglares pertenecen a los ecosistemas más vulnerables en todo el mundo por las perturbaciones antropogénicas y el cambio climático (Kuenzer *et al.* 2011; Rahman *et al.* 2013), experimentando una disminución dramática del 35% de su área en el periodo de 1980-2000 (Valiela *et al.* 2001; MEA 2005).

Las fuentes más comunes a nivel mundial que presionan a los ecosistemas de manglar es la conversión a otros regímenes de uso del suelo como la acuicultura, la agricultura y el desarrollo urbano (Valiela *et al.* 2001; Giri *et al.* 2011). En el litoral atlántico de Honduras, las principales fuentes son el desarrollo de las plantaciones de palma aceitera, el cambio de uso de bosques a pastos, la infraestructura turística y la agricultura (ICF 2011). Las repercusiones del detrimento de los manglares tiene consecuencias económicas y ambientales devastadoras para las comunidades costeras, por ejemplo, los manglares proporcionan al menos USD\$ 1, 600, 000,000 y^{-1} en SE costeros en todo el mundo y once de las setenta especies de mangle (16%) se encuentran en peligro de extinción elevada (Polidoro *et al.* 2010).

Existe un gran potencial para revertir la pérdida de los bosques de manglar a través de la aplicación de principios básicos de restauración ecológica, iniciando con el estudio de los manglares prístinos y aplicando este conocimiento para lograr una rehabilitación exitosa y rentable (Lewis 2005). Además, es preciso tener un enfoque que considere las restricciones económicas y sociales (Miller y Hobbs 2007), y no solo basarse en la práctica común de la selección de áreas únicamente considerando la accesibilidad (Adame *et al.* 2015).

Los sensores remotos de enfoque satelital constituyen una opción práctica para monitorear la cobertura vegetal de la tierra (Hewson *et al.* 2014). Estos se utilizan para desarrollar investigaciones a nivel de paisaje y diagnósticos ecológicos de áreas conservadas o perturbadas, entre otras cosas (Marrubio 2004). Además, han demostrado ser una herramienta muy útil en el análisis sobre la estructura de la vegetación costera, usos de la tierra dentro y en las proximidades de las áreas de mangle (Kuenzer *et al.* 2011; Klemas 2013). Su combinación con la recolección de datos de campo robustos es necesaria para la calibración y validación de la información (Klemas 2011).

En este contexto, herramientas como Marxan resultan adecuadas para la planificación de la conservación y restauración (Chan *et al.* 2006; Renwick *et al.* 2014; Adame *et al.* 2015). Este es posiblemente el *software* más utilizado para planificar la conservación de hábitats (Ball *et al.* 2009). La idea básica es que un planificador de la restauración y/o conservación cuente con un gran número de sitios potenciales a partir de los cuales se seleccionen nuevas áreas para intervenir, dando solución a problemas que incluyen diferentes principios y criterios ecológicos, sociales y económicos. Esto se basa en el hecho de que hay más posibilidades de implementar acciones en aquellos sitios que benefician más a la sociedad a través del suministro potencial de los SE (Game y Grantham 2008).

Esta investigación cuantificó espacialmente la provisión de los SE derivados de los bosques de manglar del PNJK del Caribe de Honduras, que representan el 3% de todos los bosques de manglar del país (CIPF 2014; ICF 2014). Este ecosistema es muy importante por su beneficio recreativo, de protección a otros ecosistemas como los arrecifes de coral y contra eventos climáticos extremos, aprovisionamiento y mitigación (Martínez 2012; PNUMA 2013). Para seleccionar áreas para la restauración ecológica de manglares que alcancen el máximo beneficio social, económico y ambiental, se hizo una combinación del suministro potencial de las reservas de C, provisión de alimento y protección costera, seleccionando eficientemente áreas de restauración compatibles con el objetivo de maximizar estos servicios e, intrínsecamente, sus beneficios. Con esta información se pretende generar argumentos para la planificación local de la conservación y restauración relacionadas con las estrategias de mitigación y adaptación del cambio climático, al mismo tiempo que se preservan otros servicios del bosque de manglar que benefician a las comunidades de los ecosistemas marinos costeros.

5.2.2. Materiales y métodos

5.2.2.1. Descripción del área de estudio

La investigación se realizó en el PNJK localizado en la Bahía de Tela, entre los departamentos de Atlántida y Cortés, que limitan con el mar Caribe (Figura 8). Este parque posee una superficie de 79,381 ha y un perímetro total de 136.36 km (ICF 2011; ICF 2014). La temperatura promedio va desde los máximos diarios de 28 a 32°C a los mínimos diarios de 20 a 24°C. El rango de precipitación anual es de aproximadamente 2,800 a 3,000 mm. Las zonas de vida de Holdridge (1967) corresponden al bosque húmedo tropical, que representa el 98.89% del área total en el Parque, y al bosque seco tropical (1.11%). Según la clasificación de tipos de suelos de Simmons (1969) cuenta con aluviales, toyos, arenas de playa, pantanos y ciénagas. El rango porcentual de pendiente que predomina es de 1 a 15%; el área de mayor altitud en la zona núcleo es el Cerro Punta Sal, con 176 msnm, y el punto más alto en la zona de amortiguamiento se ubica en el caserío El Bajo, con 252 msnm (Alvarado *et al.* 2012). Los bosques de manglar presentes en el PNJK son densos y predominan *Rhizophora mangle* y *Laguncularia racemosa*, con alturas de >10 m (Bhomia *et al.* 2016).

5.2.2.2. Análisis de la vegetación

Cartografía de la vegetación

Mediante un proceso de interpretación visual de los sensores remotos RapidEye y ortofotos digitales, se identificó la cobertura del manglar dentro del PNJK a una escala de 1:2,000, utilizando un *software* de sistemas de información geográfica (ArcGIS v10.2, ESRI, CA, EE.UU.). Se utilizó como base la superficie del manglar del mapa forestal y cobertura de la tierra en la República de Honduras que se elaboró a partir del procesamiento de imágenes satelitales del sensor remoto RapidEye, 5 m de resolución espacial (CIPF 2014). Para mejorar la identificación de la distribución espacial del bosque de mangle, la información se complementó a través de análisis exhaustivos a partir de ortofotos digitales³ disponibles para la zona de estudio con una resolución espacial de 1 m (Figura 8).

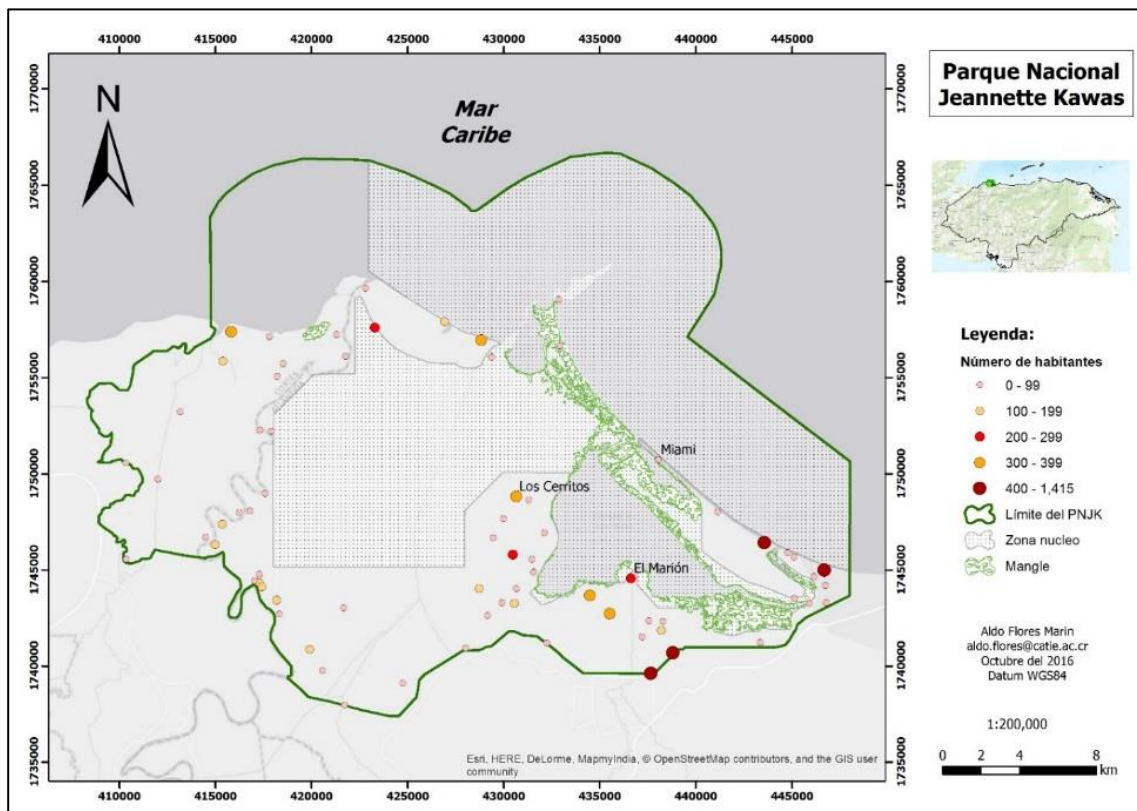


Figura 8. Tamaño y ubicación de las comunidades dentro del Parque Nacional Blanca Jeannette Kawas Fernández, Honduras.

Se identificaron las áreas deforestadas con la información de hojas topográficas y Landsat, utilizando el *software* de sistemas de información geográfica ArcGIS v10.2 (2014). Se usaron de base las hojas topográficas Honduras 1:50,000 edición 3-DMA; serie E752; hojas 2663 I, II, III, IV y 2763 III; compilado por métodos estereofotogramétricos de fotografías aéreas tomadas de 1954 a 1977 y actualizadas por métodos fotoplanimétricos en 1992 y clasificadas en 1992 (IGN 1992). La información se complementó usando una escena de Landsat 4⁴ de 1992 con resolución de 30 m (USGS 2016). La deforestación se valoró como la proporción de área donde hubo presencia de mangle y que perdió la

³ Ortofotos digitales obtenidas por el Proyecto de Gestión Sostenible de Recursos Naturales y Cuencas del Corredor Biológico Mesoamericano en el Atlántico Hondureño (PROCORREDOR), de la empresa GeoAir en el 2012 y 2013.

⁴ Identificador de la escena Landsat: LT40180491992083AAA02.

capacidad para suministrar bienes y servicios (FRA 2015). Esta definición proporciona un marco común para todas las definiciones internacionales y también es compatible con el enfoque de los SE (Simula 2009). Cada tipo de sensor tiene su propia medida única en la que registra los cambios sutiles y obvios en el ecosistema (Howard *et al.* 2014); sin embargo, el error estimado por la combinación de los diferentes sensores se minimizó con análisis exhaustivos de interpretación visual y el conocimiento del área de estudio. Las capas depuradas resultantes (de 1992 y del 2012), se superpusieron utilizando la herramienta de edición de unión del *software* de sistemas de información geográfica ArcGIS v10.2 (ESRI 2014), para derivar los cambios del bosque de manglar. Finalmente, para la disponibilidad real de las áreas de restauración dentro del PNJK, se excluyeron todos los sitios con restricciones de supuestos económicos y sociales.

5.2.2.3. Muestreo de campo

Reservas de carbono del ecosistema

Se calcularon las reservas de C de los árboles adaptando la metodología de Kauffman *et al.* (2013) a las condiciones particulares del lugar. Se determinó un tamaño de muestra de 12 puntos de muestreo usando la hoja de cálculo de Winrock Internacional (Pearson *et al.* 2005). En cada punto se establecieron 2 parcelas (planificadas sistemáticamente; Pearson *et al.* 2007), con transectos de medición trazados perpendicularmente a 15 m de distancia de la línea costera o la orilla de la laguna (40 m de largo para los transectos). Sobre estos transectos se establecieron parcelas circulares anidadas cada 25 m (distancia entre el centro de las parcelas; Figura 9). Para la parcela principal de 7 m de radio (153.9 m²) se midieron todos los árboles ≥ 5 cm de diámetro a la altura del pecho (dap; medida a 1.30 m de altura sobre el fuste o a 30 cm por encima de las raíces aéreas en el caso de *Rhizophora mangle*). Los árboles < 5 cm de dap se midieron en una subparcela de 2 m de radio (12.6 m²) contenida dentro de la parcela principal (Figura 9).

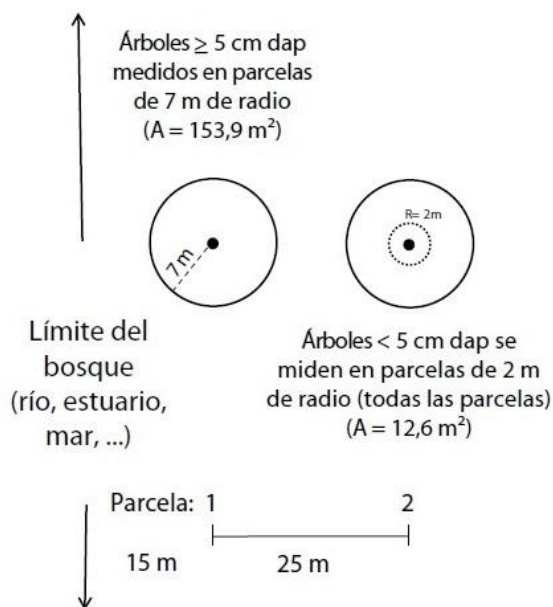


Figura 9. Representación esquemática de la distribución de las parcelas utilizadas en el estudio de bosques de manglar.

Fuente: Adaptado de Kauffman *et al.* (2013).

No existen ecuaciones alométricas locales para el cálculo de la biomasa y el C de manglares (Rivera-Monroy *et al.* 2013; Bhomia *et al.* 2016), por lo que se utilizaron las ecuaciones alométricas de Smith y Whelan (2006; Cuadro 9). Para la biomasa bajo el suelo se usó la ecuación general para manglares desarrollada por Komiyama *et al.* (2008; Cuadro 9).

Cuadro 9. Ecuaciones alométricas para estimar la biomasa de manglares.

Descripción	Ecuación	R ²	N	D _{MAX}	Localidad	Referencia
Especie:	<i>Rhizophora mangle</i>					
Biomasa total:	$\log_{10}B=1.731*\log_{10}D_R-0.112$	0.94	14	20	Florida, EUA	Smith y Whelan (2006)
Hojas:	$\log_{10}B=1.337*\log_{10}D_R-0.843$	0.93				
Tronco:	$\log_{10}B=1.884*\log_{10}D_R-0.510$	0.96				
Ramas:	$\log_{10}B=1.784*\log_{10}D_R-0.853$	0.96				
Raíces aéreas:	$\log_{10}B=0.160*\log_{10}D_R-1.041$	0.82				
Especie:	<i>Laguncularia racemosa</i>					
Biomasa total:	$\log_{10}B=1.930*\log_{10}dap-0.441$	0.98	10	18	Florida, EUA	Smith y Whelan (2006)
Hojas:	$\log_{10}B=1.160*\log_{10}dap-1.043$	0.89				
Tronco:	$\log_{10}B=2.087*\log_{10}dap-0.692$	0.98				
Ramas:	$\log_{10}B=1.837*\log_{10}dap-1.282$	0.95				
Biomasa bajo el suelo:						
Biomasa total:	$0.199*r^{0.899}*dap^{2.22}$					Komiyama <i>et al.</i> (2008)

Nota: B= biomasa en kg; dap= diámetro a la altura del pecho en cm; D_R= diámetro medido por encima de la raíz aérea más alta en árboles de *Rhizophora mangle* en cm; R²= coeficiente de correlación entre la biomasa y la variable independiente; N= número de árboles utilizados para determinar la ecuación; D_{MAX}= diámetro máximo de árboles muestreados en cm; r= densidad de la madera (g cm⁻³).

La información sobre la densidad específica de la madera se obtuvo de la base de datos de Zanne *et al.* (2009); para *Rhizophora mangle* se utilizó 0.840 g cm⁻³ (Carpio 1992) y para *Laguncularia racemosa* 0.600 g cm⁻³ (Little y Wadsworth 1964). Para estimar las reservas de C de los árboles se multiplicó la biomasa sobre el suelo por 0.47 y la biomasa bajo el suelo (raíces) por 0.39 (Kauffman *et al.* 2013).

Para la distribución espacial de las existencias de C en los manglares del PNJK, se utilizó una técnica que interpola la superficie de trama de puntos con la distancia inversa ponderada (IDW por sus siglas en inglés), de la herramienta de análisis espacial del *software* de sistemas de información geográfica ArcGIS v10.2 (ESRI 2014). En la definición, la interpolación de IDW determina los valores utilizando una combinación lineal ponderada de un conjunto de puntos de muestreo, donde el peso es una función de la distancia inversa y la superficie que se interpola es una variable dependiente de la localización (Philip y Watson 1985).

Provisión de alimento

Para evaluar el servicio de provisión de alimento, se utilizaron los valores de extracción de las especies de peces y crustáceos de lagunas y zonas marinas, que dependen del ecosistema de manglar en alguna etapa de su ciclo de vida, que incluyen la pesca comercial, de subsistencia y recreativa. La actividad pesquera en la laguna se centra principalmente en tres especies de peces: el robalo (*Centropomus* spp.), la caguacha (*Eugerres plumieri*) y la lisa (*Mujil cephalus*); las capturas para especies de peces marinas: el calale o pargo rayado (*Lutjanus synagris*), la macarela (*Scombrinae* spp.), el jurel (*Carangidae* spp.) y el pargo de cola amarilla (*Ocyurus chrysurus*); y dos especies de crustáceos: la jaiba (*Callinectes* spp.) y el cangrejo azul (*Cardisoma guanhumi*; PNUMA 2013).

Para obtener la información se hicieron tres talleres en las comunidades de Los Cerritos, El Marion y Miami, que son las que registran mayores volúmenes de aprovechamiento en el parque (PNUMA 2013; Figura 8). Además, se extendió una invitación abierta a otros pescadores de los poblados adyacentes para que participaran de los talleres, por lo que la información obtenida se considera representativa. Cada pescador respondió una entrevista semiestructurada (Anexo 6.2), identificar los volúmenes del esfuerzo pesquero y la ubicación espacial de los sitios con ayuda de mapas. Posteriormente se hicieron varias giras de campo para verificar las zonas habituales de la faena de provisión de alimento. Finalmente, se identificaron los sitios específicos del aprovechamiento de peces y crustáceos dados por el volumen del producto y las áreas de mangle que más influyen en el servicio de provisión de alimento, utilizando la técnica de interpolación Kriging de la herramienta de análisis espacial de ArcGIS v10.2 (Garcés *et al.* 2012; ESRI 2014). En definición Kriging es un procedimiento geoestadístico que genera una superficie estimada a partir de un conjunto disperso de puntos con valores (Oliver y Webster 1990).

Protección costera ante eventos climáticos extremos

Para caracterizar las propiedades estructurales de los manglares en la protección de la costa, se definieron dos índices basados en la anchura del bosque (rodales continuos) y las alturas dominantes del dosel del ecosistema, con diferentes rangos para cada índice (Cuadro 10). Se asumió que la vegetación más eficiente en la atenuación de las olas, el viento y las inundaciones, se caracteriza por tener bosques densos con árboles de mediana altura en rodales continuos (Roth 1992; Mazda *et al.* 1997; Doyle *et al.* 2009; Koch *et al.* 2009; Adame *et al.* 2015). Luego se combinaron los rangos de los dos índices (basados en el ancho del bosque y la altura del dosel), para determinar el índice de protección costera (IPC), que es el SE de defensa del litoral que brindan los bosques de mangle ante eventos climáticos extremos (Cuadro 11). El IPC tiene un valor entre 1 a 4, siendo 4 el rango más alto y 1 el menos eficiente para cumplir con el propósito de protección costera (Similar a Adame *et al.* 2015; Cuadro 11). Todos los rangos se asignaron precautoriamente con valores entre 1 a 4, para representar la vegetación de mangle que cumple sutil u obviamente el propósito de protección de la costa (similar a Adame *et al.* 2015).

Cuadro 10. Índices de la vegetación para la protección costera, basados en el ancho y altura del bosque de mangle, del Parque Nacional Blanca Jeannette Kawas Fernández, Honduras.

Índice basado en la anchura		Índice basado en la altura	
Rango	(m)	Rango	ha
1	≤ 99	1	≥ 21
2	≥ 100	2	11 a 20
		3	2 a 10

Cuadro 11. Valores del índice de protección costera del bosque de mangle, del Parque Nacional Blanca Jeannette Kawas Fernández, Honduras.

Índice	Anchura (m)	≤ 99	≥ 100
Altura (m)	Rango	1	2
≥ 21	1	1	2
11 - 20	2	2	3
2 - 10	3	3	4

A las áreas de manglar más eficientes para la protección costera que formaron parte de un bosque continuo ≥ 100 m de ancho (Mazda *et al.* 1997; Adame *et al.* 2015), se les asignó el rango más alto del índice de la anchura de los bosques (valor= 2). Las áreas que formaron parte de parches aislados de vegetación que tuvieron ≤ 99 m de ancho se les fijó un valor igual a 1 (Cuadros 10 y 11; Figura 10). A las áreas de manglar con una altura dominante del dosel entre 3 a 10 m, se les asignó el rango más alto del índice de la altura de los bosques (valor= 3). A las áreas con un rango intermedio entre 11 a 20 m de altura del dosel, se le asignó un valor igual a 2. Finalmente, a las áreas de vegetación con alturas dominantes ≥ 21 m, se les fijó un valor igual a 1 (similar a Adame *et al.* 2015; Cuadros 10 y 11). Para las alturas del bosque se utilizaron los datos de la Misión Topográfica Shuttle Radar (SRTM por sus siglas en inglés; 2016), que tienen una resolución espacial de 30 m y un error de estimación de 2 m (Simard *et al.* 2006). Complementariamente se verificaron las alturas de los árboles usando un hipsómetro láser de precisión (Forestry 550, Nikon, Tokio, JP), con resultados similares a los datos SRTM. La distribución espacial para la clasificación de la anchura del bosque, las alturas dominantes del dosel y el IPC, se hizo usando las herramientas de edición del *software* de sistemas de información geográfica ArcGIS v10.2 (ESRI 2014).

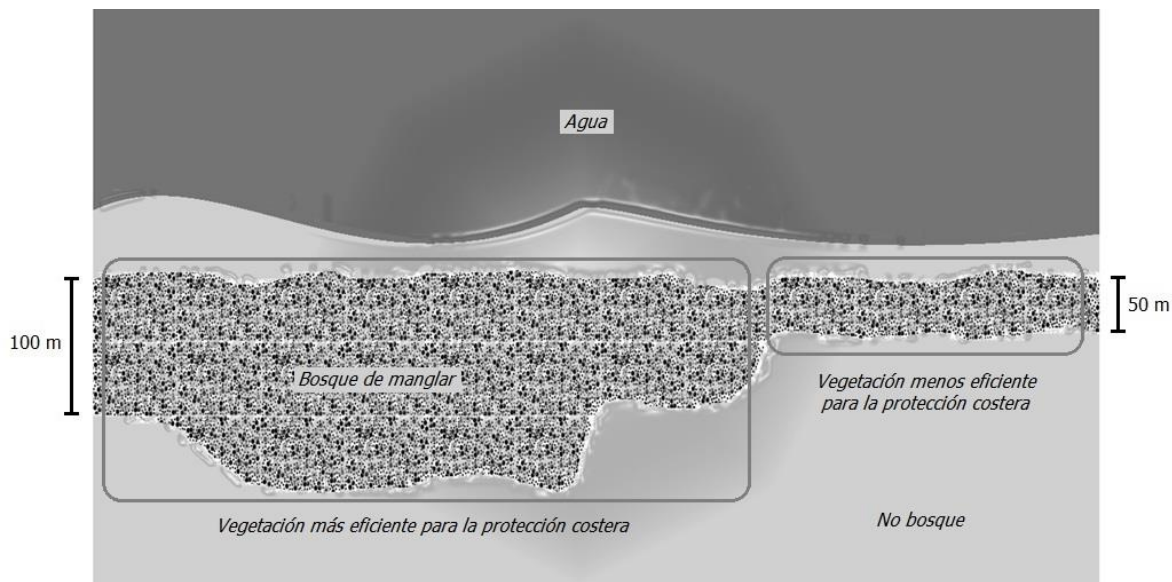


Figura 10. Representación de la anchura del bosque de mangle según la protección costera brindada.

Fuente: Elaboración propia.

Unidades de planificación

Para hacer la modelación de la investigación y seleccionar eficientemente las áreas de restauración ecológica de los manglares, se calculó el suministro potencial de las reservas de C, provisión de alimento y protección costera de la vegetación deforestada, basados en las áreas adyacentes del bosque de manglar prístino. Después se generaron hexágonos de 2,500 m² con la extensión para ArcGIS Repeating Shapes (Jeness 2012), considerando cada uno como una unidad de planificación (Chan *et al.* 2006; Ball *et al.* 2009), del suministro potencial de cada SE (Figura 11). Se utilizaron los polígonos regulares en hexágonos, ya que brindan mejores resultados para representar las condiciones deseables de las propiedades de áreas en los análisis espaciales de los sistemas de información geográfica, en relación a otros polígonos regulares como los triángulos y los cuadrados (Fuenzalida *et al.* 2015). El tamaño de

los hexágonos o unidades de planificación se determinó basado en la escala de representación del área de estudio. Posteriormente se hizo el análisis espacial para las unidades de planificación, asignándoles los valores que le correspondían según el SE, utilizando la herramienta de análisis espacial y estadísticas zonales del *software* de sistemas de información geográfica ArcGIS v10.2 (ESRI 2014).

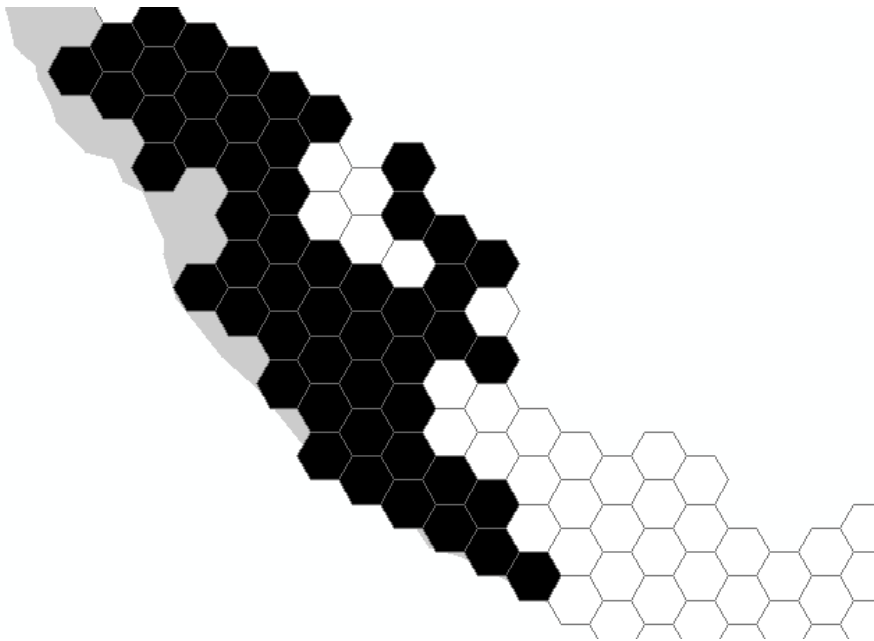


Figura 11. Representación de las unidades de planificación necesarias para la modelación y selección eficiente de las áreas de restauración de los manglares.

Nota: Los polígonos irregulares de color gris representan el mangle prístino. Los hexágonos representan las unidades de vegetación deforestada disponibles para la restauración. Los hexágonos de color negro representan las unidades de planificación que se seleccionan para la mejor solución para la restauración y los hexágonos de color blanco representan las unidades de planificación que no cumplen eficientemente con los objetivos de restauración.

Optimización espacial para la restauración

Se utilizó el *software* de priorización espacial Marxan (Ball *et al.* 2009), para identificar eficientemente las áreas de restauración ecológica de manglares en el PNJK, basados en las unidades de planificación del suministro potencial de las reservas de C, provisión de alimento y protección costera. En definición, la optimización espacial que realiza Marxan consiste en identificar las mejores decisiones para la restauración y/o conservación utilizando un algoritmo heurístico. Este tipo de algoritmo no exacto genera una gama de varias soluciones casi óptimas, a diferencia de un algoritmo exacto que desarrollaría una sola solución óptima. Desde un punto de vista técnico, los algoritmos heurísticos son ventajosos porque son capaces de analizar un conjunto de datos mucho mayor en una cantidad mucho menor de tiempo que un algoritmo exacto. Los algoritmos heurísticos utilizados en Marxan permiten tener un conjunto de opciones que pueden ser analizadas, evaluadas y comparadas como parte de un proceso de planificación grande (Game y Grantham 2008).

Se crearon cuatro escenarios de restauración con diferentes combinaciones de objetivos, que corresponden a la meta cuantitativa de representación en Marxan (Cuadro 12). La selección de estas metas, reflejan los objetivos de restauración que definen los tomadores de decisión para ejecutar eficientemente la acción de rehabilitación de áreas deforestadas (Game y Grantham 2008). Para configurar la modelación de cada escenario de restauración, se utilizaron cinco parámetros de entrada

(que son los parámetros principales que controlan el funcionamiento de Marxan): el número de repeticiones en la modelación, el modificador de longitud de frontera (BLM por sus siglas en inglés), la meta cuantitativa de representación, el costo asignado para cada unidad de planificación y el factor de penalidad de especies (SPF por sus siglas en inglés).

Para calibrar los parámetros de entrada de Marxan en la modelación de este trabajo se utilizaron 100 ejecuciones. Posteriormente y para que la información fuera robusta, el número de ejecuciones en la modelación de cada escenario de restauración fue de 1,000. Esta determinación en el número de ejecuciones se hizo basado en la metodología del uso de Marxan, sugerida por Game y Grantham (2008). Las ejecuciones repetidas corresponden a la cantidad de soluciones al problema para cada escenario de restauración generado por Marxan (Ball *et al.* 2009). Cada ejecución nueva es independiente de la anterior, aunque se utilizan los mismos parámetros y valores de las unidades de planificación. La frecuencia con que Marxan selecciona las unidades de planificación en las ejecuciones, indican la importancia de la unidad de planificación para cumplir con eficiencia los objetivos cuantitativos de los escenarios de restauración y se ven reflejados en los mapas de irremplazabilidad (Game y Grantham 2008).

El parámetro BLM determina el énfasis de la longitud de la frontera que se utilizó en cada escenario de restauración (básicamente controla el nivel de fragmentación de los resultados). Este parámetro puede analizarse como una escala relativa, que puede abarcar soluciones fragmentadas hasta soluciones más compactas (Game y Grantham 2008; Ball *et al.* 2009). En la modelación de cada escenario de restauración se usó el valor 1. Este valor se determinó basado en el equilibrio entre la longitud de frontera de los escenarios de restauración y el área total disponible para la rehabilitación de este estudio, usando la metodología sugerida por Stewart y Possingham (2005).

Para la meta cuantitativa de representación, que es el objetivo de restauración de cada SE, se crearon cuatro escenarios (Cuadro 12). En el primer escenario se seleccionó un objetivo de restauración del 50% de las reservas de C y 0% para el resto de los SE; en el segundo se seleccionó un objetivo de restauración del 50% de la provisión de alimento y 0% para el resto de los SE; en el tercero se seleccionó un objetivo de restauración del 50% de protección costera y 0% para el resto de los SE; finalmente en el cuarto escenario se seleccionó un objetivo de restauración del 30% del total del área usando los 3 resultados de los escenarios previos, las unidades de planificación se seleccionaron con los mejores datos donde se optimizó espacialmente la combinación de los 3 SE. Esto permitió destacar las áreas prioritarias de restauración para cada SE y la combinación de los resultados mostraron las mejores soluciones para la restauración basados en los SE y a los objetivos definidos (Ball *et al.* 2009).

Cuadro 12. Escenarios de optimización espacial para la restauración de bosques de mangle en el Parque Nacional Blanca Jeannette Kawas Fernández, Honduras.

Servicio ecosistémico	Escenario 1 Objetivo de restauración (%)	Escenario 2 Objetivo de restauración (%)	Escenario 3 Objetivo de restauración (%)	Escenario 4 Objetivo de restauración (%)
Reservas de carbono	50	0	0	50
Provisión de alimento	0	50	0	50
Protección costera	0	0	50	50

Para el parámetro del costo de la modelación, se utilizó el dato de la compilación de costos de restauración hidrológica y reforestación de proyectos en países con economías en desarrollo, según

Bayraktarov *et al.* (2016); correspondiente a USD\$ 3,000 por hectárea en manglares (USD\$ 750 para cada unidad de planificación de 2,500 m²).

El SPF (mejor traducido como factor de penalidad del objeto de restauración), es un multiplicador que determina la magnitud de la penalidad que se adicionará a la función objetivo si no se cumple con la meta del escenario de restauración que se analiza (básicamente es la penalidad aplicada en los escenarios por no representar adecuadamente los objetos de restauración; Game y Grantham 2008). El valor que se utilizó en la modelación de cada escenario de restauración para el SPF, después de hacer un proceso de forma iterativa basado en la metodología del uso de Marxan sugerida según Game y Grantham (2008), fue de 5.

Finalmente, usando Marxan se determinó la mejor solución para cada escenario de restauración y la frecuencia con que se seleccionan las unidades de planificación en las ejecuciones de los escenarios (irremplazabilidad). La información de los archivos de salida de Marxan se transformaron en mapas usando el *software* de sistemas de información geográfica ArcGIS v10.2 (ESRI 2014). Los resultados de las metas cuantitativas de representación, permitieron crear un cuadro sobre la estimación indirecta del valor de cada SE para otros servicios, seleccionando la mejor solución de restauración entre cada escenario. El valor de la estimación indirecta de cada SE, representa la proporción del objetivo alcanzado en la solución del problema de restauración, donde sólo un servicio del ecosistema se incluyó a la vez. Los valores más altos en la tabla de estimación indirecta (cerca de 1), indicaron la mejor recuperación de los SE. Adicionalmente, se hicieron pruebas de sensibilidad de Marxan, con la meta cuantitativa de representación del escenario de restauración del 50% para cada SE, con otras metas cuantitativas de 40% y 30% respectivamente para cada SE, con el fin de identificar tendencias o diferencias en los resultados sobre la estimación indirecta del valor de cada SE para otros servicios.

5.2.3. Resultados

Cartografía de la vegetación

Se identificaron 2,125.72 ha con presencia de mangle prístino y 517.19 ha donde la vegetación de mangle fue deforestado entre el periodo 1992-2012. Esta pérdida de bosque se dio mayoritariamente en la zona núcleo, alrededor de La Laguna Los Micos, donde se encuentran los mayores asentamientos humanos dentro del PNJK. Para la disponibilidad de la rehabilitación del suministro potencial de las reservas de C, provisión de alimento y protección costera, se excluyeron los sitios con restricciones de supuestos económicos y sociales (infraestructura turística que se encuentra adyacente a la costa y en la zona de amortiguamiento), resultando una posibilidad de área para restaurar de 338.13 ha dentro de la zona núcleo del parque (Figura 12).

Estructura de los manglares

Las especies de mangle más comunes encontradas en el PNJK fueron *Rhizophora mangle* y *Laguncularia racemosa*, con una dominancia y densidad relativas de 51.2% y 41.7%, y 48.8% y 58.3%, respectivamente. *Avicennia germinans* y *Conocarpus erectus* se observaron en parches de vegetación aislados entre la Laguna El Diamante y Puerto Escondido. En general, en el bosque predominan árboles con una altura media de 12.22 ± 1.83 m (11 puntos de muestreo con alturas >10 m). La altura mínima (4.8 ± 0.2 m) se midió en el bosque de manglar bajo del sitio El Diamante. La media del área basal para la vegetación superior a 10 cm de dap fue de 44.42 ± 13.76 m² ha⁻¹. Y la media de la densidad de árboles fue de $2,158 \pm 599$ árboles ha⁻¹ (Cuadro 13).

Cuadro 13. Características dasométricas de los puntos de muestreo dentro del Parque Nacional Blanca Jeannette Kawas Fernández, Honduras.

Puntos de muestreo	Sitio	Coordenadas UTM		Especies dominantes	Altura (m)	Área basal (m ² ha ⁻¹)	Densidad de árboles (ha ⁻¹)	Densidad de Carbono (Mg C ha ⁻¹)
		x	y					
1	Cola de Mico	438670	1747106	Lag	11.6 ± 0.7	32.08 ± 6.06	2,372 ± 191	94.23 ± 18.85
2	Cola de Mico	439181	1746512	Lag/Rhiz	10.6 ± 0.4	37.44 ± 4.44	4,159 ± 255	108.51 ± 13.48
3	El Marion	437468	1744278	Lag	14.3 ± 0.5	63.76 ± 7.23	3,346 ± 318	189.54 ± 22.37
4	El Marion	437481	1744858	Lag	11.5 ± 0.8	24.79 ± 4.37	1,852 ± 191	72.47 ± 13.42
5	Quinelito	436015	1749567	Rhiz/Lag	17.7 ± 0.9	76.47 ± 17.66	1,332 ± 318	261.86 ± 62.25
6	Quinelito	436718	1749008	Rhiz/Lag	10.6 ± 0.5	29.17 ± 3.93	3,411 ± 318	94.96 ± 13.37
7	El Diamante	431557	1758501	Rhiz/Lag	4.8 ± 0.2	18.36 ± 2.92	2,567 ± 700	64.52 ± 10.10
8	El Diamante	432102	1756405	Rhiz	12.6 ± 1.1	30.49 ± 8.05	877 ± 191	107.17 ± 28.41
9	El Diamante	432166	1755858	Rhiz/Lag	16.6 ± 1.3	101.74 ± 25.13	975 ± 382	355.51 ± 88.58
10	Puerto Escondido	432518	1758717	Rhiz	13.1 ± 0.9	45.18 ± 11.00	1,072 ± 318	159.09 ± 39.12
11	Los Cocodrilos	435676	1753070	Rhiz/Lag	11.2 ± 0.7	38.84 ± 8.96	2,112 ± 446	125.66 ± 28.24
12	Los Cocodrilos	435140	1753652	Rhiz/Lag	12.3 ± 0.9	34.74 ± 7.23	1,819 ± 382	116.60 ± 25.36
					12.24 ± 1.83	44.42 ± 13.76	2,158 ± 599	145.84 ± 48.52

Nota: Lag = *Laguncularia racemosa*, Rhiz = *Rhizophora mangle*.

Reservas de carbono de la vegetación

Se identificaron 2,125.72 ha de mangle dentro del parque (Figura 12). La media de las reservas de C de la biomasa total de los árboles (sobre y bajo el suelo), fue de 145.84 ± 48.52 Mg C ha⁻¹, (rango: 64.52 - 355.51 Mg C ha⁻¹; Cuadro 13). La reserva total de C de los árboles en el manglar del PNJK fue de 310,021.90 ± 103,148.69 Mg C (ver la distribución espacial del SE en la Figura 13. A).

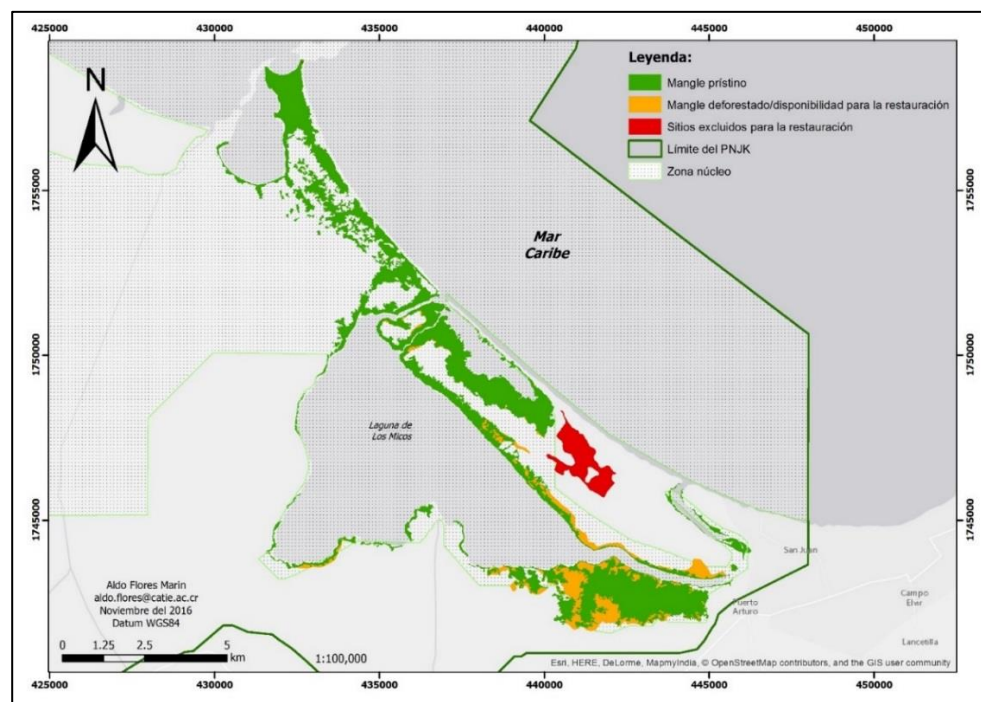


Figura 12. Distribución geográfica del mangle prístino, deforestado/disponibilidad para la restauración y los sitios excluidos para la restauración en el Parque Nacional Blanca Jeannette Kawas Fernández, Honduras.

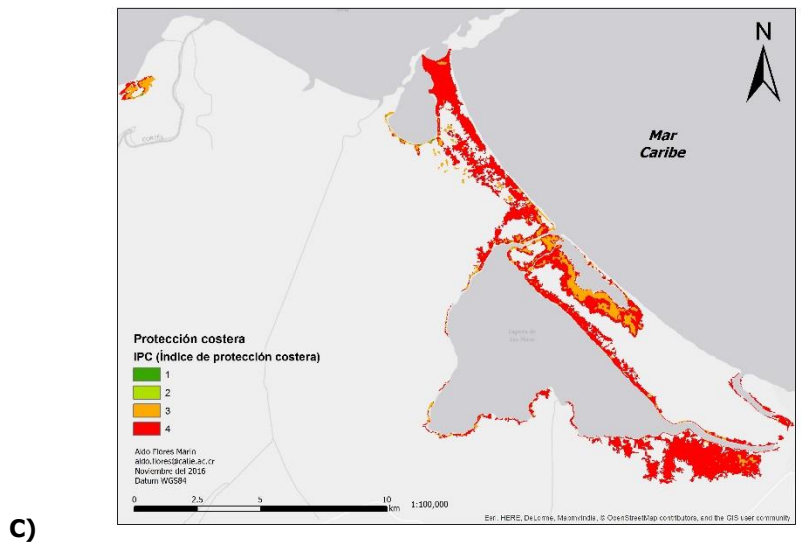
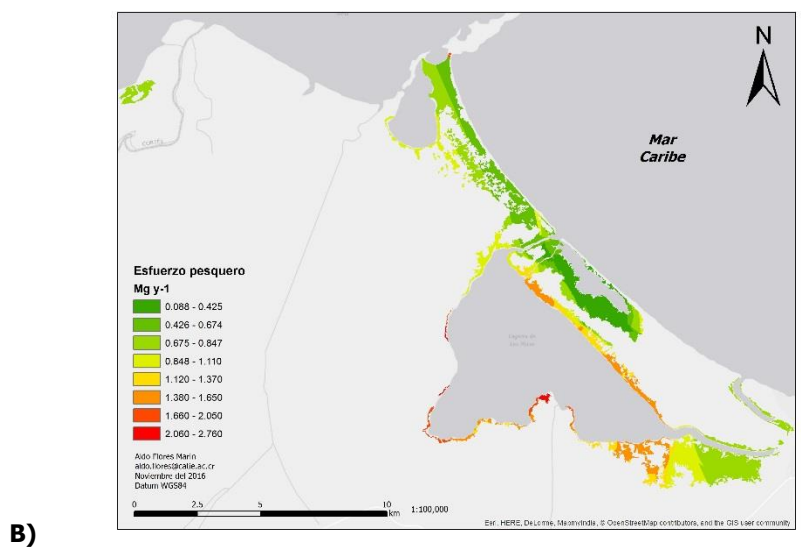
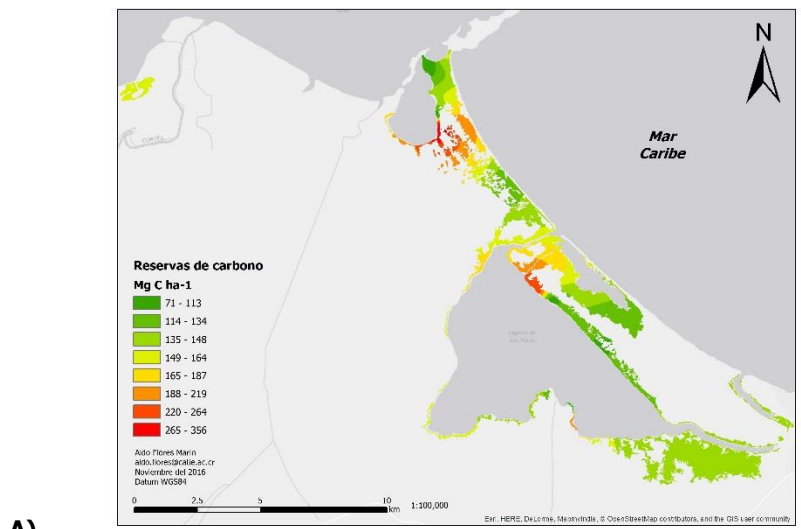


Figura 13. Distribución espacial de los servicios ecosistémicos del bosque de manglar en el Parque Nacional Blanca Jeannette Kawas Fernández, Honduras.

Provisión de alimento del ecosistema

La provisión de alimento en general para peces y crustáceos en el PNJK, fue de 674.00 ± 114.79 Mg y^{-1} que representan USD\$ $914,229.59 \pm 170,409.74$ y^{-1} (ver la distribución espacial del SE en la Figura 13. B). El mayor esfuerzo pesquero fue en la laguna y alcanzó las 361.77 ± 85.01 Mg y^{-1} que representan USD\$ $687,635.84 \pm 145,401.13$ y^{-1} . El mayor aprovechamiento fue para la caguacha (*Eugerres plumieri*), con 268.27 ± 66.99 Mg y^{-1} que representan USD\$ $450,008.91 \pm 112,364.40$ y^{-1} (Cuadro 14). El mayor volumen de la provisión de alimento de las tres comunidades se obtuvo en El Marion, alcanzando 306.08 ± 70.28 Mg y^{-1} , que representan USD\$ $427,337.98 \pm 109,967.50$ y^{-1} . En las comunidades de Miami y Los Cerritos, el 100% de las personas que respondieron a la entrevista semiestructura están asociados; pero en El Marion solamente el 43% pertenecen a una asociación de pescadores. En la comunidad de Miami, es donde más pescadores realizan la actividad pesquera permanentemente (el 94%), y fue la única comunidad donde el 100% de los pescadores utilizan motor fuera de borda; además es la comunidad con el menor promedio de edad (30.13 ± 4.85 años) entre los pescadores de las tres comunidades (Cuadros 14 y 15).

Cuadro 14. Resultados del servicio de provisión de alimento en Mg y^{-1} en el Parque Nacional Blanca Jeannette Kawas Fernández, Honduras (2016).

Comunidad	Peces de laguna			Peces marinos				Crustáceos	
	Robalo	Caguacha	Lisa	Calale o pargo rayado	Macarela	Jurel	Pargo de cola amarilla	Jaiba	Cangrejo azul
Miami	16.33 ± 4.96	39.04 ± 11.41	3.29 ± 1.05	5.02 ± 1.65	35.47 ± 10.32	12.67 ± 3.92	3.88 ± 1.16	9.44 ± 2.49	1.87 ± 0.40
Los Cerritos	22.38 ± 10.68	100.73 ± 52.90	0.85 ± 1.67	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00	115.92 ± 21.42	1.03 ± 0.69
El Marion	49.20 ± 8.47	128.50 ± 34.33	1.44 ± 1.97	0.40 ± 0.78	14.09 ± 12.62	25.20 ± 9.94	0.00 ± 0.00	80.56 ± 29.14	6.69 ± 1.58
Sub total	87.92 ± 24.11	268.27 ± 98.63	5.58 ± 4.69	5.42 ± 2.43	49.55 ± 22.94	37.87 ± 13.87	3.88 ± 1.16	205.92 ± 53.05	9.59 ± 2.67
Total		361.77 ± 85.01			96.72 ± 26.36			215.51 ± 63.29	

Cuadro 15. Resultados generales del servicio de provisión de alimento según las entrevistas semiestructuradas dirigidas a pescadores de tres comunidades del Parque Nacional Blanca Jeannette Kawas Fernández, Honduras (2016).

Comunidad	Coordenadas UTM		Especies dominantes	Edad (años)	Pescadores asociados	Pescadores permanentes	Motor fuera de borda
	x	y					
Miami	438038	1750728	<i>Cag, Mac, Rob, Jur</i>	30.13 ± 4.85	100%	94%	100%
Los Cerritos	436622	1744562	<i>Jai, Cag, Rob, Can</i>	42.94 ± 5.25	100%	88%	25%
El Marion	430658	1748819	<i>Cag, Jai, Rob, Jur</i>	38.88 ± 7.74	43%	87%	9%

Protección costera del ecosistema

Se identificaron 1,758.79 ha (82.75% del total), más eficientes para la protección costera, basados en la combinación de la anchura del bosque (rodiales continuos) y las alturas dominantes del dosel del manglar en el PNJK. El resto del área de manglar (366.75 ha), no cumplen eficientemente con el propósito de protección costera (ver la distribución espacial del SE en la Figura 13. C; Cuadro 16).

Cuadro 16. Valores de la vegetación de mangle más eficientes para la protección costera en el Parque Nacional Blanca Jeannette Kawas Fernández, Honduras.

Basados en la anchura			Basados en la altura			Índice de protección costera		
Rango	ha	%	Rango	ha	%	Rango	ha	%
1	209.91	9.87	1	270.15	12.71	1	4.61	0.22
2	1,915.81	90.13	2	1,350.72	63.54	2	362.15	17.04
			3	504.85	23.75	3	1,362.67	64.11
						4	396.12	18.64

Optimización espacial para la restauración

En las pruebas de la estimación indirecta de los SE, el primer escenario de restauración enfocado en las reservas de C, resultó ser el más eficiente para garantizar mejor la recuperación de los otros SE (esfuerzo pesquero y protección costera), sin que estuvieran incluidos directamente (Figura 14. A; Cuadro 17). No obstante, los otros escenarios enfocados en el esfuerzo pesquero y protección costera, garantizan la recuperación de todos los SE analizados con valores similares (Figuras 14. B y 14. C; Cuadro 17). Para el cuarto escenario de restauración, del 30% del total del área disponible para la restauración y utilizando los mejores datos donde se optimiza espacialmente la combinación de los tres SE, se lograría la recuperación del 35.82% de la magnitud de provisión de las reservas de C, 41.54% de la provisión de alimento y 36.84% de la protección costera (Figura 14. D; Cuadro 17).

Cuadro 17. Estimación indirecta del valor de cada servicio del ecosistema para otros servicios en el Parque Nacional Blanca Jeannette Kawas Fernández, Honduras.

Servicio ecosistémico	Reservas de Carbono	Esfuerzo pesquero	Protección costera
Reservas de Carbono	1.00	0.81	0.58
Esfuerzo pesquero	0.98	1.00	0.64
Protección costera	0.71	0.69	1.00

Nota: El valor de la estimación indirecta de cada SE, representa la proporción del objetivo alcanzado en la solución del problema de restauración, donde sólo un SE fue incluido a la vez. Los valores más altos (cerca de 1) indican una fuerte recuperación de los SE.

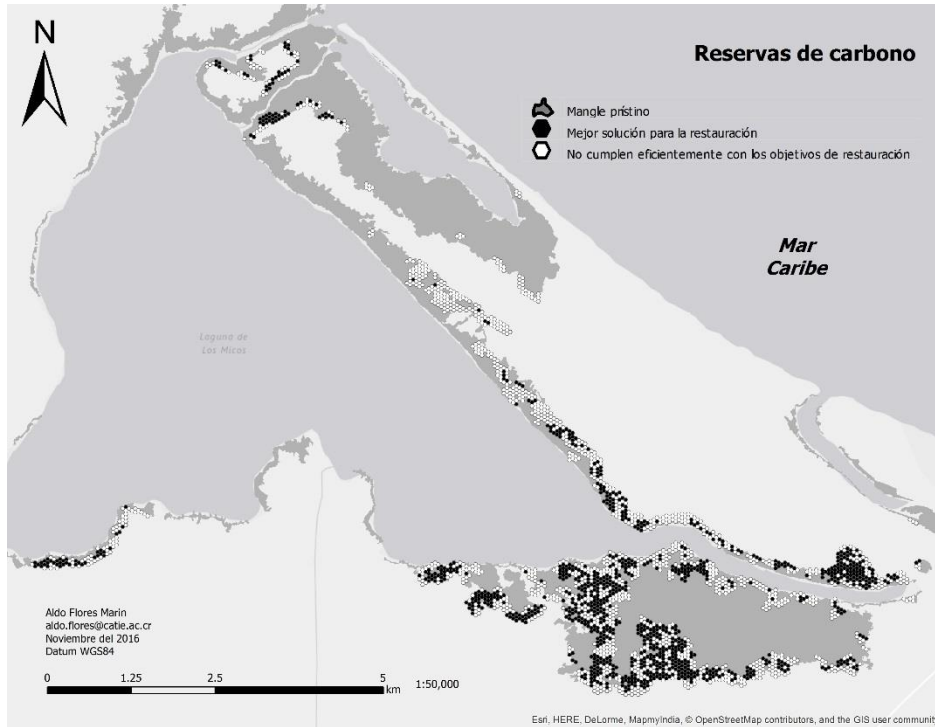
Los resultados de los mapas de optimización espacial para la restauración ecológica del bosque de manglar del primer escenario enfocado en las reservas de C, mostraron que las unidades de planificación -de la mejor solución del SE y en la frecuencia de selección de las ejecuciones de Marxan (irremplazabilidad)- se escogieron integralmente en toda el área disponible para la rehabilitación del ecosistema (seleccionando los resultados más sobresalientes para resolver el problema de restauración donde se encuentra el mejor potencial de abastecimiento de C; Figura 14. A), a diferencia de los otros escenarios de restauración. Para los mapas de los escenarios enfocados en el esfuerzo pesquero y protección costera; la selección de la unidades de planificación se restringieron a los sitios donde se hace el aprovechamiento y el desove de las especies de peces y crustáceos que dependen del manglar, que es más importante para la provisión de alimento (Figura 14. B); y en los sitios donde la vegetación está más expuesta a fenómenos del clima como el viento, que es más importante para la protección de la costa (Figura 14. C). Para las pruebas de sensibilidad de Marxan, el primer escenario de restauración enfocado en las reservas de C, resultó siempre ser el más eficiente para garantizar mejor la recuperación de los otros SE (esfuerzo pesquero y protección costera), sin que estuvieran incluidos directamente. La tendencia en los resultados sobre la estimación indirecta del valor de cada SE para otros servicios es similar (Anexos 6.11).

5.2.4. Discusión y conclusiones

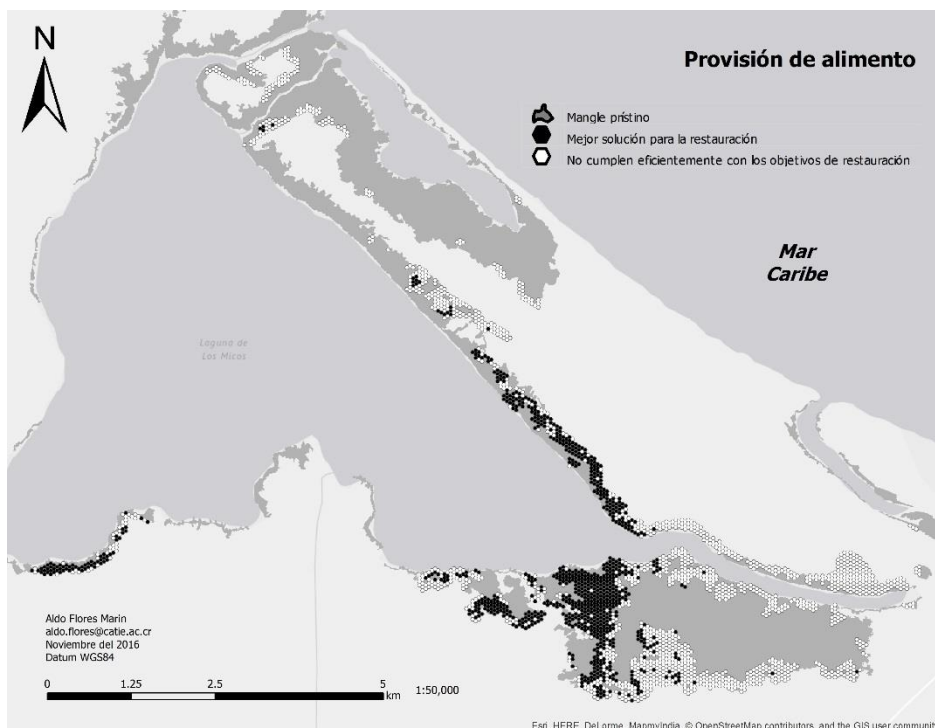
Cartografía de la vegetación

Combinar complementariamente sensores aerotransportados y de satélites con diferentes resoluciones para analizar sitios críticos como los manglares del PNJK, mejoró notablemente la identificación y la distribución espacial del ecosistema (Kuenzer *et al.* 2011; Klemas 2011; Klemas 2013; Howard *et al.* 2014). Según el análisis realizado, los estimados originales de 1,538.96 ha para el bosque

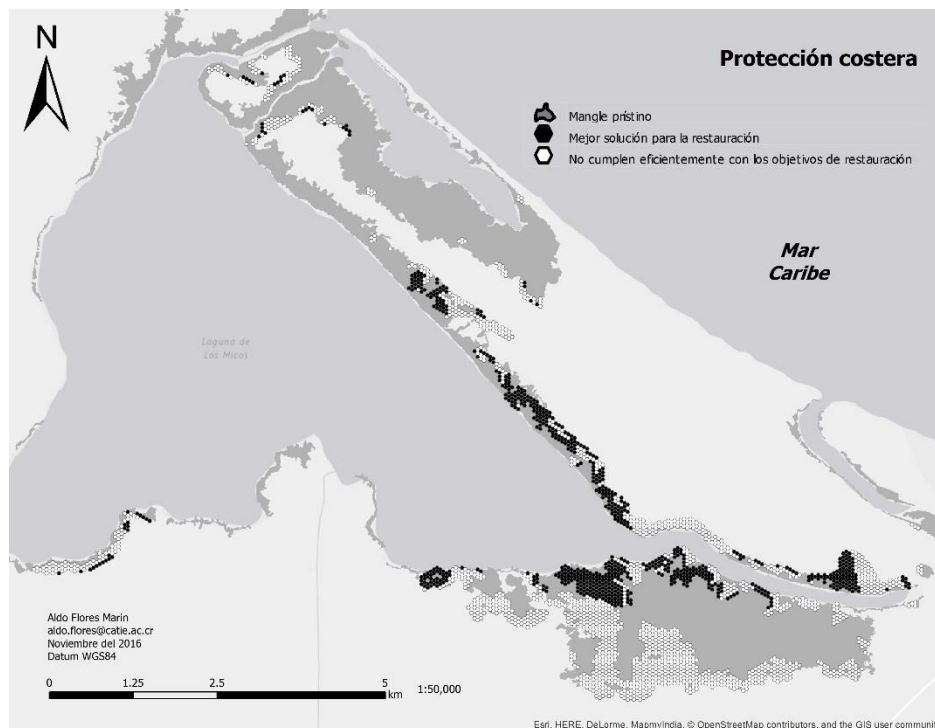
de mangle según el mapa forestal y cobertura de la tierra en la República de Honduras (CIPF 2014), fueron actualizados a 2,125.72 ha. Esto representa un 38.13% más del área que anteriormente se había identificado. Para la disponibilidad del suministro potencial de las reservas de C, provisión de alimento y protección costera, se excluyeron los sitios con restricciones de supuestos económicos (infraestructura hotelera). Esto coincidió con la zona de amortiguamiento del parque y el área más afectada por la construcción de un complejo turístico, donde el costo de oportunidad para la restauración donde no es factible (Figura 12).



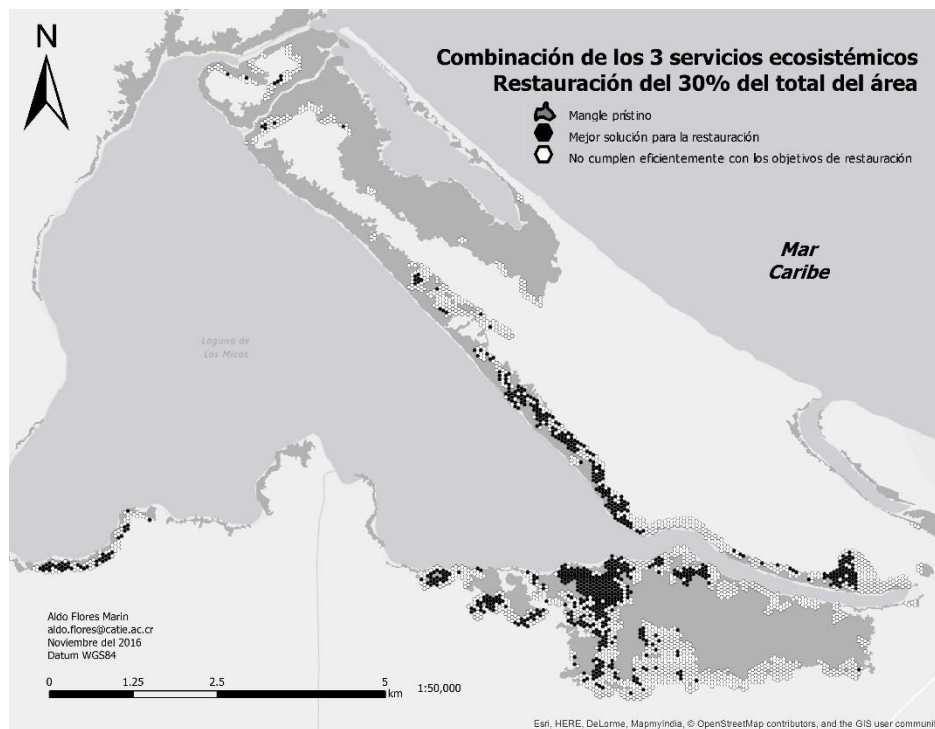
A)



B)



C)



D)

Figura 14. Mapas de optimización espacial para la restauración ecológica de manglares, enfocados en los servicios ecosistémicos del Parque Nacional Blanca Jeannette Kawas Fernández, Honduras.

Nota: Los polígonos irregulares de color gris representan el mangle prístino. Los hexágonos representan las unidades de vegetación deforestada disponibles para la restauración. Los hexágonos de color negro representan las unidades de planificación que se seleccionaron para la mejor solución para la restauración y los hexágonos de color blanco representan las unidades de planificación que no cumplen eficientemente con los objetivos de restauración.

Composición estructural y reservas de carbono del ecosistema

La presencia, dominancia y densidad relativa de las especies de mangle encontradas en los 12 puntos de muestreo ubicados en el parque, coincidieron con trabajos previos en el sitio y el Caribe (Alvarado *et al.* 2012; Adame *et al.* 2013; Rivera-Monroy *et al.* 2013; Kauffman *et al.* 2014; Bhomia *et al.* 2016). Para el PNJK se encontraron datos de área basal de $29.10 \pm 5.50 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$, densidad de 734 ± 130 árboles ha^{-1} y predominancia de árboles con un promedio de altura $>10 \text{ m}$ (Bhomia *et al.* 2016); en bosques de mangle altos en la República Dominicana, se encontraron 898 ± 85 árboles ha^{-1} (Kauffman *et al.* 2014) y en la península de Yucatán, México $3,000$ árboles ha^{-1} (Adame *et al.* 2013).

Por otro lado, las existencias de C (Cuadro 13) coinciden con el trabajo realizado previamente en el sitio por Bhomia *et al.* (2016), quienes encontraron reservas de C de la biomasa total de los árboles a partir de 5 cm de dap de $147.00 \pm 43.00 \text{ Mg C ha}^{-1}$ en cinco sitios. También resultaron similares a trabajos previos en el Caribe (Cuadro 18) y al promedio mundial de la biomasa aérea en manglares de $116.28 \text{ Mg C ha}^{-1}$ reportado por Alongi (2009).

Cuadro 18. Densidad de carbono de los árboles reportados para el Caribe latinoamericano.

Sitio	País	Densidad de Carbono (Mg C ha ⁻¹)	Fuente
Reserva de la Biosfera Sian Ka'an	México	136.30 ± 30.45	Adame <i>et al.</i> (2013)
Parque Nacional Montecristo	República Dominicana	209.41 ± 29.41	Kauffman <i>et al.</i> (2014)
Laguna Nichupté	México	215.00 ± 92.10	Adame <i>et al.</i> (2015)
Parque Nacional Jeannette Kawas	Honduras	147.00 ± 43.00	Bhomia <i>et al.</i> (2016)

Servicios ecosistémicos de provisión de alimento y protección costera

De acuerdo con el PNUMA (2013), los SE que se derivan del manglar en el PNJK generan muchos beneficios sociales, económicos y ambientales. La provisión de alimento y la protección costera encontrados en el análisis, son bienes directos provistos a las comunidades dentro del parque y a los ecosistemas inmediatos de los manglares. Solamente el SE de provisión de alimento en tres comunidades donde se concentra el mayor número de pescadores permanentes entre sus habitantes, genera considerables cifras para el desarrollo económico de los que realizan esta actividad y sus dependientes (USD\$ 418.60 ± 78.03 por mes). En el Golfo de Nicoya, Costa Rica, Arguedas (2015) obtuvo resultados similares con beneficios estimados entre USD\$ 237.00 a USD\$ 378.00 por mes, para cada pescador y sus familias (Arguedas 2015). Estos reiteran el enorme valor monetario y nutricional para el desarrollo sostenible de las comunidades adyacentes a los manglares (Brander *et al.* 2012; Mukherjee *et al.* 2014).

El SE de protección costera de los manglares desempeña una función muy importante ante el cambio climático. El buen estado de los manglares propone una fuerte reducción de la vulnerabilidad ante eventos climáticos extremos. Los datos que se analizaron en este estudio demuestran que el 82.75% del total de la superficie de mangle en el PNJK, es la más eficiente para cumplir con el propósito de protección. De ahí la enorme relevancia de este ecosistema al ser la primera barrera vegetal entre la interfaz terrestre y marina (Roth 1992; Mazda *et al.* 1997; Doyle *et al.* 2009; Koch *et al.* 2009). Según el PNUMA (2013), el servicio de protección de todos los ecosistemas en el PNJK beneficia a más de

3,000 familias y evita daños por un valor de USD\$ 794,000 cada año, siendo los arrecifes y manglares los principales protagonistas.

Optimización espacial para la restauración ecológica de manglares

Basado en el suministro potencial de las reservas de C, provisión de alimento y protección costera que ofrece el ecosistema boscoso de manglar del PNJK, se seleccionaron eficientemente las áreas de restauración compatibles con el objetivo de maximización de los SE. La selección de sitios de restauración de este estudio, enfocado en la mitigación, estuvo acorde con el desarrollado por Adame *et al.* (2015), en la Península de Yucatán, México, en donde el escenario enfocado en las reservas de C resultó ser el más eficiente, asegurando ampliamente la recuperación de los otros SE sin que estuvieran incluidos directamente (Cuadro 17). Esto se debe a la relación entre la estructura y la función de los manglares, pues al restaurarse la cobertura y estructura forestal, se asegura su funcionamiento ecológico y, por ende, la provisión de los SE.

Implicaciones del estudio en las políticas ambientales para el ecosistema de manglar en el PNJK

La relevancia de esta información es fundamental para sustentar socioeconómicamente y ambientalmente la importancia de los manglares y sus SE asociados para el bienestar humano y el desarrollo sostenible de las comunidades dependientes de este ecosistema. Esto implica la generación de políticas enfocadas en la conservación y restauración de este recurso. Particularmente, la cuantificación de las reservas de C de los manglares es muy importante para el proceso de formulación de estas políticas en sitios costeros (Bhomia *et al.* 2016). Además, el futuro de la gestión de los manglares es más probable que tenga éxito con un énfasis en programas para la mitigación del cambio climático (Lewis 2000). La ausencia del tipo de información que aporta esta investigación, promueve el detrimento de este ecosistema en particular y el riesgo de su pérdida. Por ejemplo, según la Ley forestal, áreas protegidas y vida silvestre (2007), se faculta a los Registradores de la Propiedad a prohibir la inscripción de dominios plenos cuando se trata de áreas protegidas. Sin embargo, en las zonas de amortiguamiento autoriza la realización de actividades económicas que sean acordes con los planes de manejo previamente aprobados por el Instituto Nacional de Conservación y Desarrollo Forestal, Áreas Protegidas y Vida Silvestre (ICF; República de Honduras 2008), dando lugar, aunque no explícitamente, a la pérdida de bosques en general y al detrimento de ecosistemas como los manglares que son muy importantes en la lucha contra el calentamiento global y el desarrollo económico; con la salvedad de estar amparados en la planificación para manejar áreas protegidas y afirmando que el mayor impacto en la emisión de GEI es atribuible en gran medida a los conductores económicos y las políticas de los países (Birch 2014). Es, por tanto, imprescindible que el conocimiento generado sea diseminado ampliamente e incorporado en los procesos técnicos y políticos relacionados con la permanencia de los manglares en Honduras.

Específicamente, los manglares representan un papel de gran interés para estrategias mundiales de adaptación y mitigación del cambio climático como el mecanismo de reducción de las emisiones debidas a la deforestación y degradación (REDD+) y las acciones apropiadas nacionales de mitigación (NAMAs; Camacho *et al.* 2011; Donato *et al.* 2012; Kauffman *et al.* 2013). Su buen manejo tiene el potencial de contribuir significativamente a mantener las reservas de C a través de los incentivos de programas de créditos de C si los mercados llegan a funcionar como se espera (Angelsen *et al.* 2010), al mismo tiempo que se preservan otros servicios del ecosistema que benefician a las comunidades locales.

En resumen, los manglares son ecosistemas costeros que proveen servicios ambientales y funciones ecológicas críticas para los recursos terrestres y marinos. Su conectividad con otros ecosistemas como los arrecifes de coral sugiere un significativo intercambio de materiales (nutrientes y C; Sheaves 2009). También tienen gran importancia por su estética, lo que los hace valiosos para el ecoturismo (Mukherjee *et al.* 2014); además proveen desarrollo, alimento (Brander *et al.* 2012) y protección contra eventos climáticos extremos (Roth 1992; Mazda *et al.* 1997; Doyle *et al.* 2009; Koch *et al.* 2009), a las personas que viven cerca del ecosistema. Sin embargo, el servicio ambiental más importante (y menos estudiado) de los manglares es su papel en la mitigación sobre el cambio climático (Gilman *et al.* 2008; Kauffman *et al.* 2013), a pesar que tienen las reservas más grandes de C que cualquier ecosistema en el trópico (Duke *et al.* 2007; Alongi 2009). La inclusión de esta información en la medición de la dinámica del C de Honduras, tendrá implicaciones nacionales que le darán valor al recurso y pondrá en perspectiva el área protegida en vísperas de temas importantes de mitigación y adaptación sobre el cambio climático. Además puede dar lugar a una planificación regional para la conservación y restauración del ecosistema basado en la evidencia de los resultados de este estudio, al mismo tiempo que sirve de apoyo al plan de manejo del PNJK, la gestión del área protegida y el ordenamiento del uso de la tierra. El área de estudio representa el 3% de los manglares de Honduras, lo que corresponde a una cantidad importante para la contabilidad nacional de C. Sus pérdidas actuales por el cambio de uso de suelo no son tan acentuadas, pero su ritmo de deforestación (1.09%) tendrá impactos negativos sobre la biodiversidad y los medios de vida que dependen del ecosistema.

5.2.5. Bibliografía

- Adame, MF; Kauffman, JB; Medina, I; Gamboa, JN; Torres, O; Caamal, JP; Reza, M; Herrera-Silveira, JA. 2013. Carbon stocks of tropical coastal wetlands within the karstic landscape of the Mexican Caribbean. *PloS one* 8(2):e56569.
- Adame, MF; Hermoso, V; Perhans, K; Lovelock, C; Herrera-Silveira, J. 2015. Selecting cost-effective areas for restoration of ecosystem services. *Conservation Biology* 29(2):493-502.
- Alongi, DM. 2009. *The energetics of mangrove forests*. s.l. Springer Science & Business Media. 216 p.
- Alvarado, E; Cárcamo, J; Martínez, A; Mendoza, A. 2012. *Plan de manejo del Parque Nacional Blanca Jeannette Kawas 2012-2016*. Tela, Honduras. 251 p.
- Angelsen, AB; Kanninen, M; Sills, M; Sunderlin, E; WD Wertz-Kanounnikoff, S (eds). 2010. *La implementación de REDD+: estrategia nacional y opciones de política*. Bogor, Indonesia, CIFOR. 362 p.
- Arguedas, M. 2015. *Valoración económica de servicios ecosistémicos brindados por el manglar del Golfo de Nicoya, Costa Rica*. Magister Scientiae en Socioeconomía Ambiental. Turrialba, Costa Rica, CATIE. 109 p.
- Ball, IR; Possingham, HP; Watts, M. 2009. *Marxan and relatives: software for spatial conservation prioritization*. *Spatial conservation prioritization: quantitative methods and computational tools*. Oxford, UK, Oxford University Press. p. 185-195.

- Barbier, EB; Koch, EW; Silliman, BR; Hacker, SD; Wolanski, E; Primavera, J; Granek, EF; Polasky, S; Aswani, S; Cramer, LA. 2008. Coastal ecosystem-based management with nonlinear ecological functions and values. *Science* 319(5861):321-323.
- Bayraktarov, E; Saunders, MI; Abdullah, S; Mills, M; Beher, J; Possingham, HP; Mumby, PJ; Lovelock, CE. 2016. The cost and feasibility of marine coastal restoration. *Ecological applications* 26(4):1055-1074.
- Bhomia, RK; Kauffman, JB; McFadden, TN. 2016. Ecosystem carbon stocks of mangrove forests along the Pacific and Caribbean coasts of Honduras. *Wetlands Ecology and Management* 24(2):187-201.
- Birch, EL. 2014. A Review of "Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability" and "Climate Change 2014: Mitigation of Climate Change" Intergovernmental Panel on Climate Change (2014). *Journal of the American Planning Association* 80(2):184-185.
- Brander, LM; Wagtendonk, AJ; Hussain, SS; McVittie, A; Verburg, PH; de Groot, RS; van der Ploeg, S. 2012. Ecosystem service values for mangroves in Southeast Asia: A meta-analysis and value transfer application. *Ecosystem Services* 1(1):62-69.
- Camacho, LD; Gevaña, DT; Carandang, AP; Camacho, SC; Combalicer, EA; Rebugio, LL; Youn, Y-C. 2011. Tree biomass and carbon stock of a community-managed mangrove forest in Bohol, Philippines. *Forest Science and Technology* 7(4):161-167.
- Carpenter, SR; Mooney, HA; Agard, J; Capistrano, D; DeFries, RS; Díaz, S; Dietz, T; Duraiappah, AK; Oteng-Yeboah, A; Pereira, HM. 2009. Science for managing ecosystem services: Beyond the Millennium Ecosystem Assessment. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 106 (5):1305-1312.
- Carpio Malavassi, IM. 1992. *Maderas de Costa Rica: 150 especies forestales*. San José, Costa Rica, Editorial de la Universidad de Costa Rica. 340 p.
- Chan, KM; Shaw, MR; Cameron, DR; Underwood, EC; Daily, GC. 2006. Conservation planning for ecosystem services. *PLoS Biol* 4(11):e379.
- CIPF (Centro de información y patrimonio forestal, Honduras). 2014. *Mapa forestal y cobertura de la tierra en la República de Honduras*. Tegucigalpa, Honduras.
- CMNUCC (Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático, Estados Unidos de América). 1992. *Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático*. Nueva York, Estados Unidos de América. 27 p.
- De Groot, RS; Alkemade, R; Braat, L; Hein, L; Willemen, L. 2010. Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. *Ecological complexity* 7(3):260-272.
- Donato, DC; Kauffman, JB; Murdiyarto, D; Kurnianto, S; Stidham, M; Kanninen, M. 2011. Mangroves among the most carbon-rich forests in the tropics. *Nature geoscience* 4(5):293-297.

- Donato, D; Kauffman, J; Mackenzie, R; Ainsworth, A; Pflieger, A. 2012. Whole-island carbon stocks in the tropical Pacific: Implications for mangrove conservation and upland restoration. *Journal of environmental management* 97(89-96).
- Doyle, TW; Krauss, KW; Wells, CJ. 2009. Landscape analysis and pattern of hurricane impact and circulation on mangrove forests of the Everglades. *Wetlands* 29(1):44-53.
- Duke, NC; Meynecke, J-O; Dittmann, S; Ellison, AM; Anger, K; Berger, U; Cannicci, S; Diele, K; Ewel, KC; Field, CD. 2007. A world without mangroves? *Science* 317(5834):41-42.
- ESRI (Environmental Systems Research Institute, USA). 2014. Using ArcGIS spatial analyst: GIS by ESRI. Ed. ESR Institute. California, Estados Unidos de América. Disponible en <http://www.esri.com/>
- FRA (Evaluación de los Recursos Forestales Mundiales, Italia). 2015. FRA 2015: Términos y definiciones. FAO, Roma, Italia. 180 p.
- Fuenzalida, M; Buzai, GD; Moreno Jiménez, A; García De León, A. 2015. Geografía, geotecnología y análisis espacial: tendencias, métodos y aplicaciones. Santiago, Chile, Editorial Triángulo. 213 p.
- Fisher, B; Turner, RK; Morling, P. 2009. Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological economics* 68(3):643-653.
- Game, E; Grantham, H. 2008. Marxan user manual: for Marxan version 1.8. 10. Queensland, Australia, University of Queensland.
- Garcés Rodríguez, Y; Giménez, E; Alzugaray, R. 2012. Distribución espacial de la pesquería de camarón (*Farfantepenaeus notialis*) en el Golfo de Ana María, aplicando Sistema de Información Geográfica. Serie Oceanológica No. 11, 2012 (Número Especial).
- Gedan, KB; Kirwan, ML; Wolanski, E; Barbier, EB; Silliman, BR. 2011. The present and future role of coastal wetland vegetation in protecting shorelines: answering recent challenges to the paradigm. *Climatic Change* 106(1):7-29.
- Gilman, EL; Ellison, J; Duke, NC; Field, C. 2008. Threats to mangroves from climate change and adaptation options: a review. *Aquatic Botany* 89(2):237-250.
- Giri, C; Ochieng, E; Tieszen, LL; Zhu, Z; Singh, A; Loveland, T; Masek, J; Duke, N. 2011. Status and distribution of mangrove forests of the world using earth observation satellite data. *Global Ecology and Biogeography* 20 (1):154-159.
- Hewson, J; Steininger, M; Pesmajoglou, S. 2014. Manual de Medición, Reporte y Verificación (MRV) de REDD+ Versión 2.0. Washington DC, Estados Unidos de América, USAID. 243 p.
- Holdridge, LR. 1967. Life zone ecology. rev. ed. San José, Costa Rica, Tropical Science Center.
- Howard, J; Hoyt, S; Isensee, K; Telszewski, M; Pidgeon, E. 2014. Coastal blue carbon: methods for assessing carbon stocks and emissions factors in mangroves, tidal salt marshes, and seagrasses. Virginia, Estados Unidos de América, Conservation International/IOC-Unesco/IUCN. 180 p.

- ICF (Instituto Nacional de Conservación y Desarrollo Forestal, Áreas Protegidas y Vida Silvestre, Honduras) 2011. Áreas Marinas y Costeras del Sistema Nacional de Áreas Protegidas de Honduras. Tegucigalpa, Honduras. 17 p.
- ICF (Instituto Nacional de Conservación y Desarrollo Forestal, Áreas Protegidas y Vida Silvestre, Honduras) 2014. Anuario estadístico forestal 2013. Tegucigalpa, Honduras. 118 p.
- IGN (Instituto Geográfico Nacional, Honduras). 1992. Mapas topográficos de Honduras 1:50000. 3-DMA ed. Tegucigalpa, Honduras. Defense Mapping Agency US. Consultado 5 ago. 2016. Disponible en <http://www.lib.utexas.edu/maps/topo/honduras>
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change, Switzerland). 2014. Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Eds. C Field; V Barros; K Mach; M Mastrandrea. Trads. E Calvo Buendía; JM Moreno. Ginebra, Switzerland. 34 p. (Press Syndicate of the University of Cambridge, Cambridge, UK).
- Jenness, J. 2012. Repeating shapes for ArcGIS. Jenness Enterprises, Flagstaff, Arizona, United States of America.
- Kauffman, JB; Donato, DC; Adame, MF. 2013. Protocolo para la medición, monitoreo y reporte de la estructura, biomasa y reservas de carbono de los manglares. Bogor, Indonesia, CIFOR. (Documento de Trabajo 117).
- Kauffman, JB; Heider, C; Norfolk, J; Payton, F. 2014. Carbon stocks of intact mangroves and carbon emissions arising from their conversion in the Dominican Republic. *Ecological applications* 24(3):518-527.
- Klemas, V. 2011. Remote sensing techniques for studying coastal ecosystems: an overview. *Journal of Coastal Research* 27(1):2-17.
- Klemas, V. 2013. Using remote sensing to select and monitor wetland restoration sites: An overview. *Journal of Coastal Research* 29(4):958-970.
- Koch, EW; Barbier, EB; Silliman, BR; Reed, DJ; Perillo, GM; Hacker, SD; Granek, EF; Primavera, JH; Muthiga, N; Polasky, S. 2009. Non-linearity in ecosystem services: temporal and spatial variability in coastal protection. *Frontiers in Ecology and the Environment* 7(1):29-37.
- Komiyama, A; Ong, JE; Pongparn, S. 2008. Allometry, biomass, and productivity of mangrove forests: A review. *Aquatic Botany* 89(2):128-137.
- Kuenzer, C; Bluemel, A; Gebhardt, S; Quoc, TV; Dech, S. 2011. Remote sensing of mangrove ecosystems: A review. *Remote Sensing* 3(5):878-928.
- Lewis, R. 2000. Ecologically based goal setting in mangrove forest and tidal marsh restoration. *Ecological Engineering* 15(3):191-198.
- Lewis, R. 2005. Ecological engineering for successful management and restoration of mangrove forests. *Ecological Engineering* 24(4):403-418.

- Little, E; Wadsworth, F. 1964. Common Trees of Puerto Rico and the Virgin Islands. Washington D.C., United States of America, USDA. (Agriculture Handbook no. 249).
- Macintosh, DJ; Ashton, EC. 2002. A review of mangrove biodiversity conservation and management. Washington D.C., United States of America, Centre for Tropical Ecosystems Research. (Final Report)
- Marrubio, PM. 2004. La percepción remota y la tecnología SIG: una aplicación en Ecología de Paisaje. *GeoFocus* no. 4:1-24.
- Martínez, A. 2012. Análisis del estado actual de las áreas protegidas del Corredor Biológico del Caribe Hondureño (CBCH). Tegucigalpa, Honduras. 59 p.
- Mazda, Y; Magi, M; Kogo, M; Hong, PN. 1997. Mangroves as a coastal protection from waves in the Tong King delta, Vietnam. *Mangroves and Salt marshes* 1(2):127-135.
- McKee, KL; Cahoon, DR; Feller, IC. 2007. Caribbean mangroves adjust to rising sea level through biotic controls on change in soil elevation. *Global Ecology and Biogeography* 16(5):545-556.
- MEA (Millennium Ecosystem Assessment). 2005. Ecosystems and human well-being. Island Press Washington, DC. 64 p.
- Miller, JR; Hobbs, RJ. 2007. Habitat restoration—do we know what we're doing? *Restoration Ecology* 15(3):382-390.
- Mukherjee, N; Sutherland, WJ; Dicks, L; Hugé, J; Koedam, N; Dahdouh-Guebas, F. 2014. Ecosystem service valuations of mangrove ecosystems to inform decision making and future valuation exercises. *PloS one* 9(9):e107706.
- Naidoo, R; Balmford, A; Costanza, R; Fisher, B; Green, RE; Lehner, B; Malcolm, T; Ricketts, TH. 2008. Global mapping of ecosystem services and conservation priorities. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 105(28):9495-9500.
- Oliver, MA; Webster, R. 1990. Kriging: a method of interpolation for geographical information systems. *International Journal of Geographical Information System* 4(3):313-332.
- Pearson, T; Walker, S; Brown, S. 2005. Sourcebook for land use, land-use change and forestry projects. Report from BioCF and Winrock International. Disponible en <https://www.winrock.org/document/winrock-sample-plot-calculator-spreadsheet-tool/>
- Pearson, TR; Brown, SL; Birdsey, RA. 2007. Measurement guidelines for the sequestration of forest carbon. Newtown Square, PA, United States of America, USDA. 47 p. (Technical Report NRS-18).
- Philip, G; Watson, DF. 1982. A precise method for determining contoured surfaces. *Australian Petroleum Exploration Association Journal* 22(1):205-212.
- PNUMA (Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente, KE). 2013. Valoración de los servicios ecosistémicos del Parque Nacional Jeannette Kawas - Integrando los beneficios de la naturaleza en la gestión de áreas protegidas y en el desarrollo de Honduras. Tegucigalpa, Honduras, 147 p. Disponible en www.pnuma.org/publicaciones.php

- Polidoro, BA; Carpenter, KE; Collins, L; Duke, NC; Ellison, AM; Ellison, JC; Farnsworth, EJ; Fernando, ES; Kathiresan, K; Koedam, NE. 2010. The loss of species: mangrove extinction risk and geographic areas of global concern. *PloS one* 5(4):e10095.
- Rahman, AF; Dragoni, D; Didan, K; Barreto-Muñoz, A; Hutabarat, JA. 2013. Detecting large scale conversion of mangroves to aquaculture with change point and mixed-pixel analyses of high-fidelity MODIS data. *Remote Sensing of Environment* 130(96-107).
- Renwick, AR; Robinson, CJ; Martin, TG; May, T; Polglase, P; Possingham, HP; Carwardine, J. 2014. Biodiverse planting for carbon and biodiversity on indigenous land (en línea). Consultado 21 sep. 2015. Disponible en <http://journals.plos.org/plosone/article?id=10.1371/journal.pone.0091281>
- República de Honduras. 2008. Compendio aplicado: Legislación con enfoque en comercio y ambiente. Tegucigalpa, Honduras, 578 p.
- Rivera-Monroy, V; Castañeda-Moya, E; Carrasco, J; Caviedes, V. 2013. Análisis de carbono orgánico total en manglares del Parque Nacional Jeannette Kawas. Tela, Honduras. 29 p.
- Roth, LC. 1992. Hurricanes and mangrove regeneration: effects of Hurricane Joan, October 1988, on the vegetation of Isla del Venado, Bluefields, Nicaragua. *Biotropica* 24(3):375-384.
- Sheaves, M. 2009. Consequences of ecological connectivity: the coastal ecosystem mosaic. *Marine Ecology Progress Series* 391 (107-115).
- Simard, M; Zhang, K; Rivera-Monroy, VH; Ross, MS; Ruiz, PL; Castañeda-Moya, E; Twilley, RR; Rodriguez, E. 2006. Mapping height and biomass of mangrove forests in Everglades National Park with SRTM elevation data. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing* 72(3):299-311.
- Simmons, C. 1969. Informe al Gobierno de Honduras sobre los suelos de Honduras. Roma, Italia, FAO. 92 p.
- Simula, M. 2009. Hacia una Definición de Degradación de los Bosques: Análisis Comparativo de las Definiciones Existentes Roma, Italia, FAO. 63 p. (Evaluación de los Recursos Forestales. Documento de trabajo 154).
- Smith III, TJ; Whelan, KR. 2006. Development of allometric relations for three mangrove species in South Florida for use in the Greater Everglades Ecosystem restoration. *Wetlands Ecology and Management* 14(5):409-419.
- SRTM (Shuttle Radar Topography Mission, US). 2016. Mapping the world in 3 Dimensions (en línea). Consultado 9 ago. 2016. Disponible en <http://earthexplorer.usgs.gov/>
- Stewart, RR; Possingham, HP. 2005. Efficiency, costs and trade-offs in marine reserve system design. *Environmental Modeling & Assessment* 10(3):203-213.
- Twilley, RR; Day, J. 1999. The productivity and nutrient cycling of mangrove ecosystem. *In* Yáñez-Arancibia, A; Lara-Domínguez, AL. Ecosistemas de manglar en América Tropical. Xalapa, México, Instituto de Ecología, UICN/ORMA, NOAA/NMFS. p. 127-151.

USGS (United States Geological Survey, EU). 2016. Earth explorer: Science for a changing World. Reston, Virginia, US. United States Geological Survey. Consultado 5 ago. 2016. Disponible en <http://earthexplorer.usgs.gov>

Valiela, I; Bowen, JL; York, JK. 2001. Mangrove Forests: One of the World's Threatened Major Tropical Environments At least 35% of the area of mangrove forests has been lost in the past two decades, losses that exceed those for tropical rain forests and coral reefs, two other well-known threatened environments. *Bioscience* 51(10):807-815.

Zanne, A; Lopez-Gonzalez, G; Coomes, D; Ilic, J; Jansen, S; Lewis, S; Miller, R; Swenson, N; Wiemann, M; Chave, J. 2009. Global wood density database. Dryad. Identifier: <http://datadryad.org/handle/10255/dryad.235>

VI. Anexos

6.1. Formato para la recolección de datos de campo

Formato de campo adaptado de Kauffman *et al.* (2013).

CENTRO AGRONÓMICO TROPICAL DE INVESTIGACIÓN Y ENSEÑANZA

Nombre del sitio: **Fecha:** **Fotografías:** N, S, E, O

Punto de muestreo: **# Parcela:**

Responsables del muestreo:

Coord. X: **Coord. Y:** **Precisión (\pm m):**

Tipo de vegetación: Mangle alto, de franja, bajo u otro

Topografía: Plano, depresión, montículo u otro

Geomorfología: Delta de río, franja costera, cuenca, laguna u otro

Descripción del suelo: Suelo orgánico, arena, arcilla, limo u otro

Nivel de degradación: Buen estado, moderadamente degradado o severamente degradado

Perturbación (huracán, tormenta u otro): No evidente, bajo, moderado o grave

Extracción de madera (área basal): **Tipo:**

No evidente, baja (menos de 25%), media (entre 25 y 75%), alta (más de 75%)

Otras perturbaciones: **Tipo:**

No evidente, baja, moderada o grave

# arb	Nombre común	dap (cm)	Altura (m)	Notas

# arb	Nombre común	dap (cm)	Altura (m)	Notas

Notas u observaciones adicionales:

6.2. Formato para la entrevista semiestructurada

CENTRO AGRONÓMICO TROPICAL DE INVESTIGACIÓN Y ENSEÑANZA

Sitios de manglar utilizados para el SE de provisión de alimento

I. Generales

- 1.1. Nombre de la comunidad: _____ 1.2. Fecha: _____
- 1.3. Persona entrevistada: _____ 1.4. Edad: _____
- 1.5. Oficio: _____ 1.6. Experiencia (pesca): _____
- 1.7. Dirección/celular: _____
- 1.8. Pertenece alguna asociación: Sí: ___. No: ___. Cuál: _____
- 1.9. Tipo de pescador: Permanente: ___. Temporal: _____.
- 1.10. Tipo de extracción: Comercial: ___. Semi-comercial: ___. Subsistencia: ___. Recreativa: _____.
- 1.11. Métodos de pesca: Artesanal: ___. Cuerda: ___. Atarraya: ___. Chinchorro: ___. Industrial: redes de arrastre: ___; trasmallo: ___. Otro: _____
- 1.12. Tipo de embarcación: Cayucos: ___. Pipante: ___. Lancha: ___. Otro: _____
Eslora (m): _____. Motor fuera de borda: Sí: ___. No: _____.
- 1.13. Circuito de distribución: Auto-consumo: ___. Comercialización directa: ___; indirecta: _____.

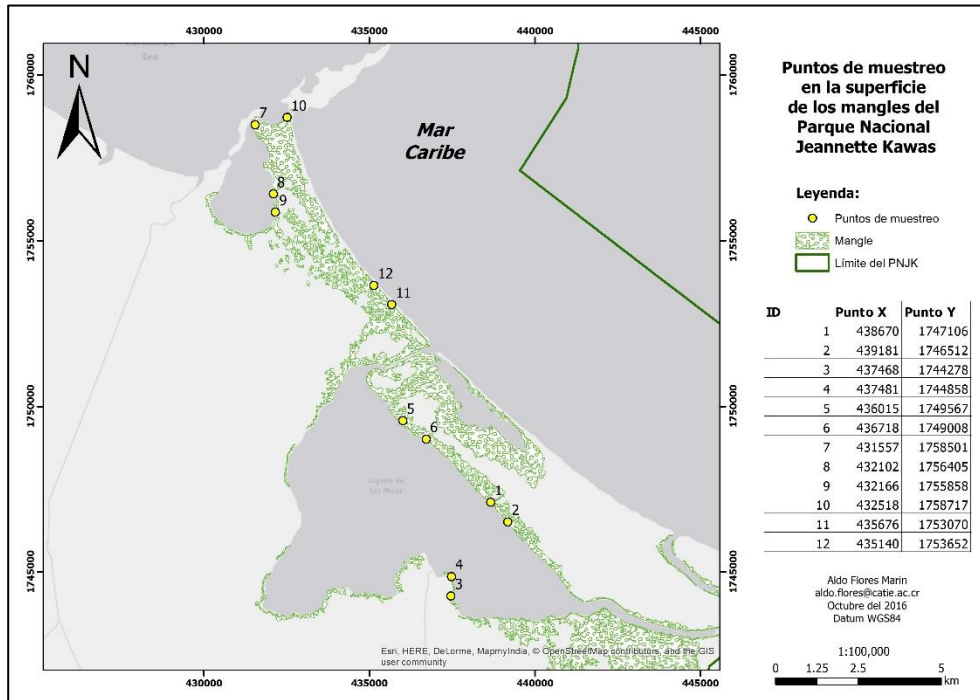
II. Aprovechamiento

- 2.1. Especie laguna: Robalo: __ (_____ lb/ _____). Caguacha: __ (_____ lb/ _____). Lisa: __ (_____ lb/ _____).
Otro: _____
- 2.2. Especie asociada mangle: Calale o pargo rayado: __ (_____ lb/ _____). Macarela: __ (_____ lb/ _____).
Jurel: __ (_____ lb/ _____). Pargo de cola amarilla: __ (_____ lb/ _____). Otro: _____
- 2.3. Crustáceos: Jaiba: __ (_____ lb/ _____). Cangrejo azul: __ (_____ lb/ _____). Otro: _____
- 2.4. Cantidades en libras por semana o mes: _____

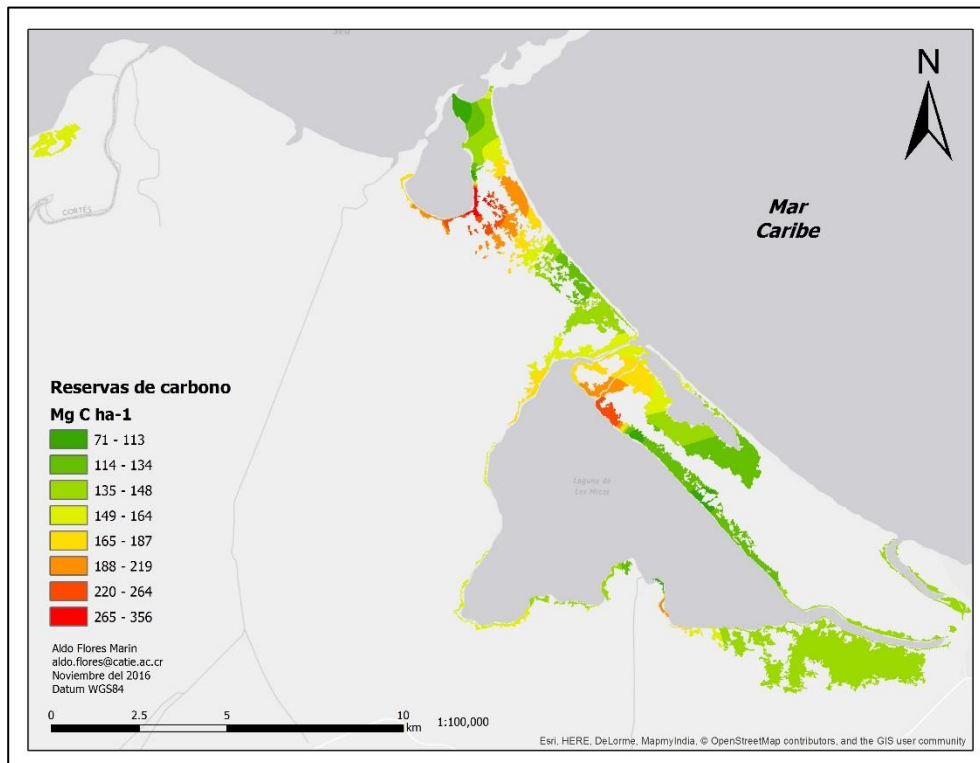
III. Distribución geográfica

- 3.1. Nombre de los sitios de aprovechamiento (reproducción y reclutamiento): _____
- 3.2. Distribución en libras por sitio: _____

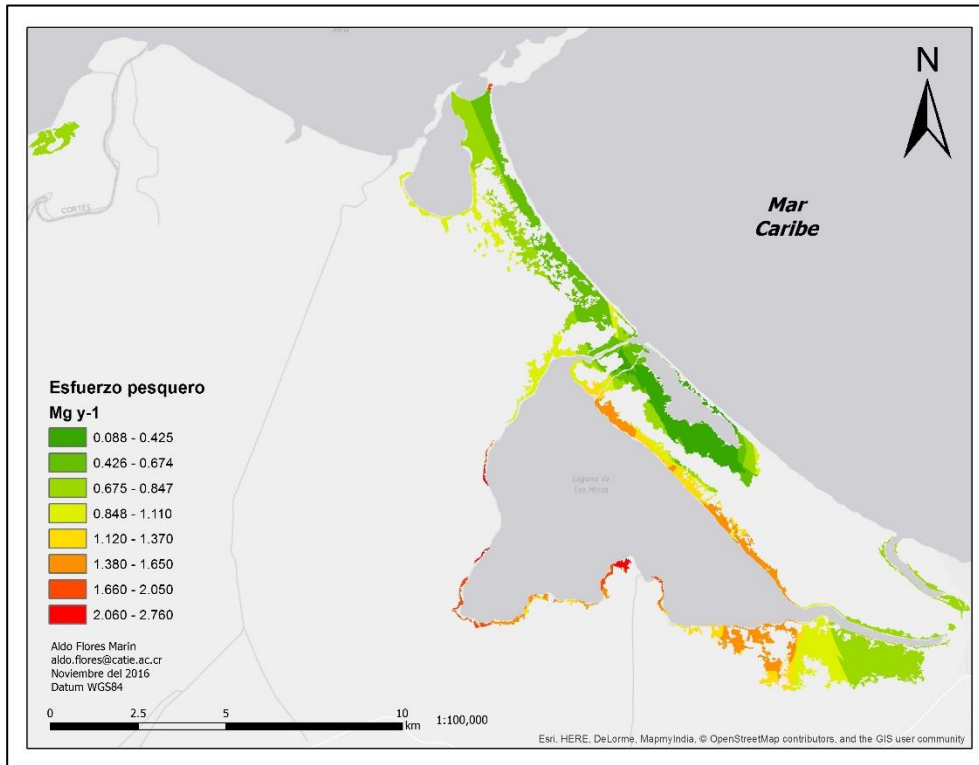
6.3. Puntos de muestreo en la superficie de los mangles del Parque Nacional Blanca Jeannette Kawas Fernández, Honduras



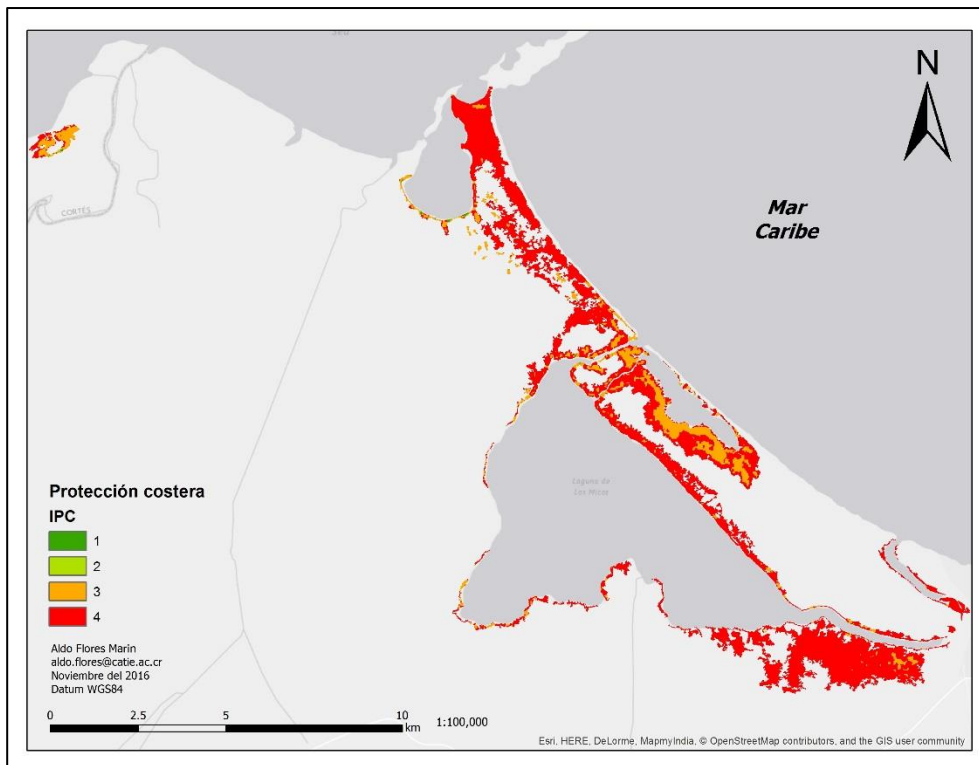
6.4. Distribución espacial de las reservas de carbono en el Parque Nacional Blanca Jeannette Kawas Fernández, Honduras



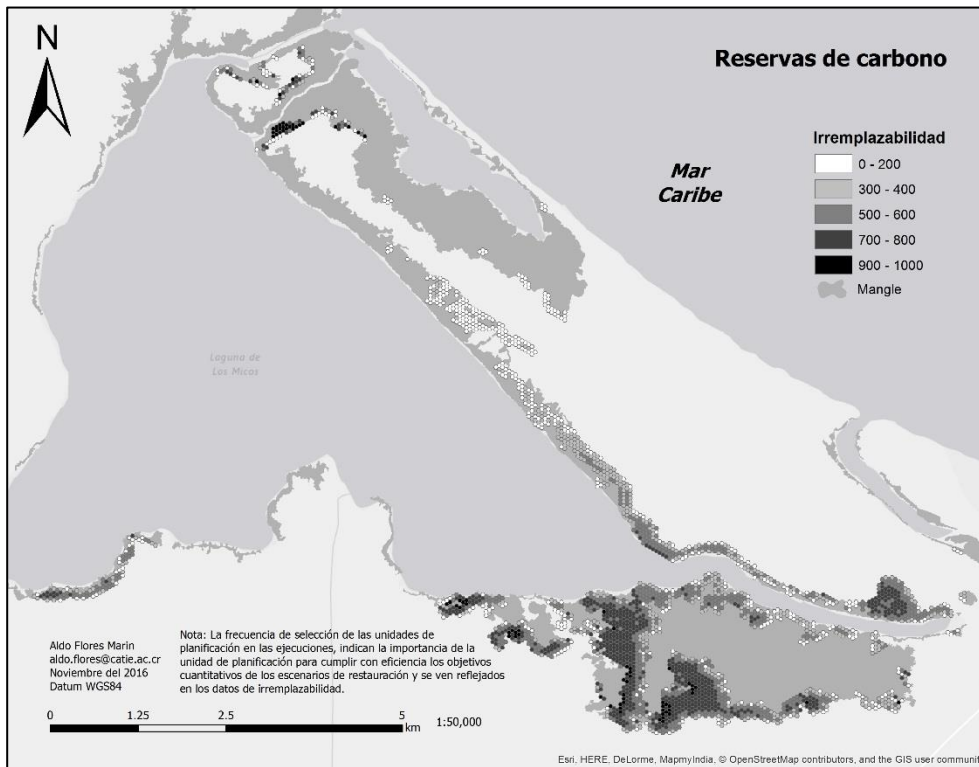
6.5. Distribución espacial del esfuerzo pesquero en el Parque Nacional Blanca Jeannette Kawas Fernández, Honduras



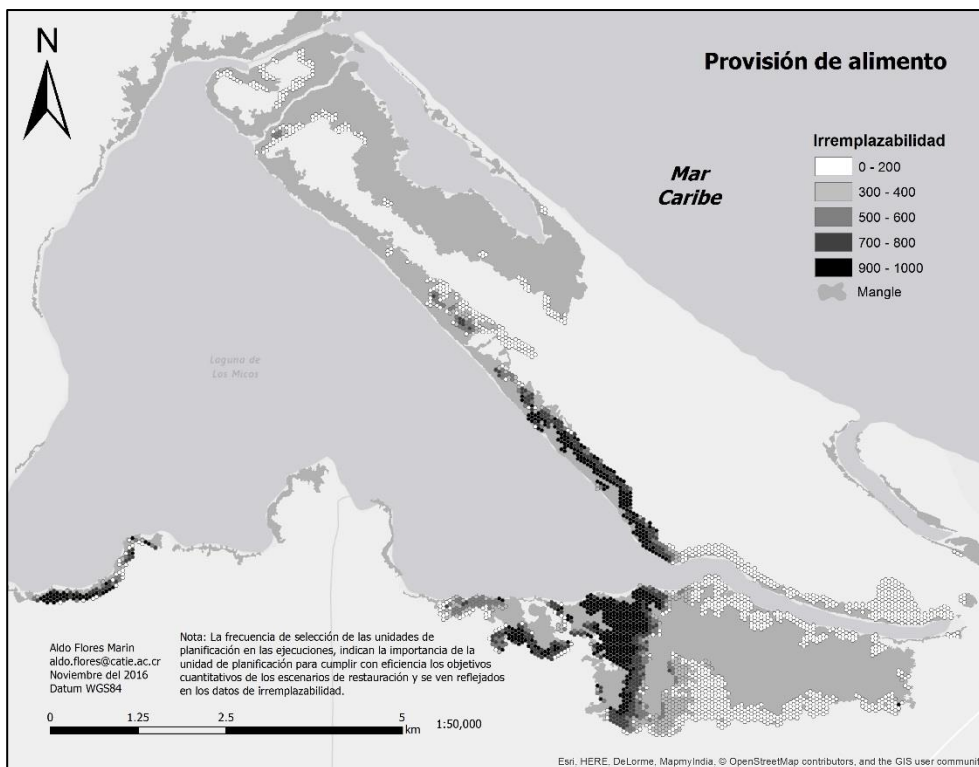
6.6. Distribución espacial del índice de protección costera en el Parque Nacional Blanca Jeannette Kawas Fernández, Honduras



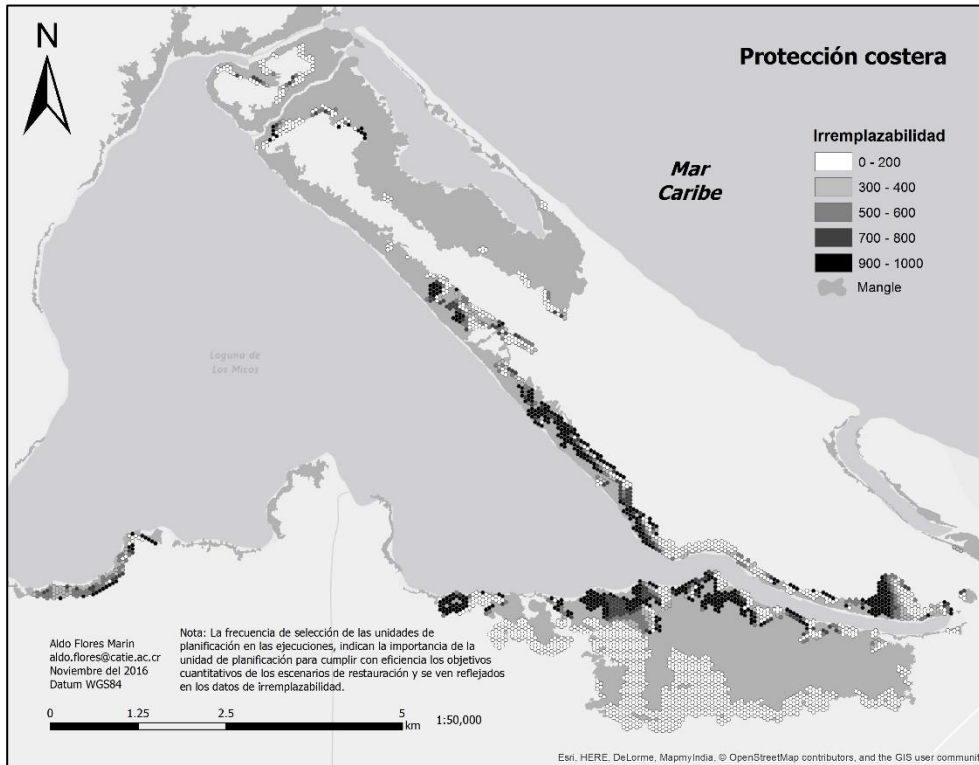
6.7. Mapa de irremplazabilidad de la optimización espacial para la restauración ecológica de manglares, enfocados en el servicio ecosistémico de reservas de carbono



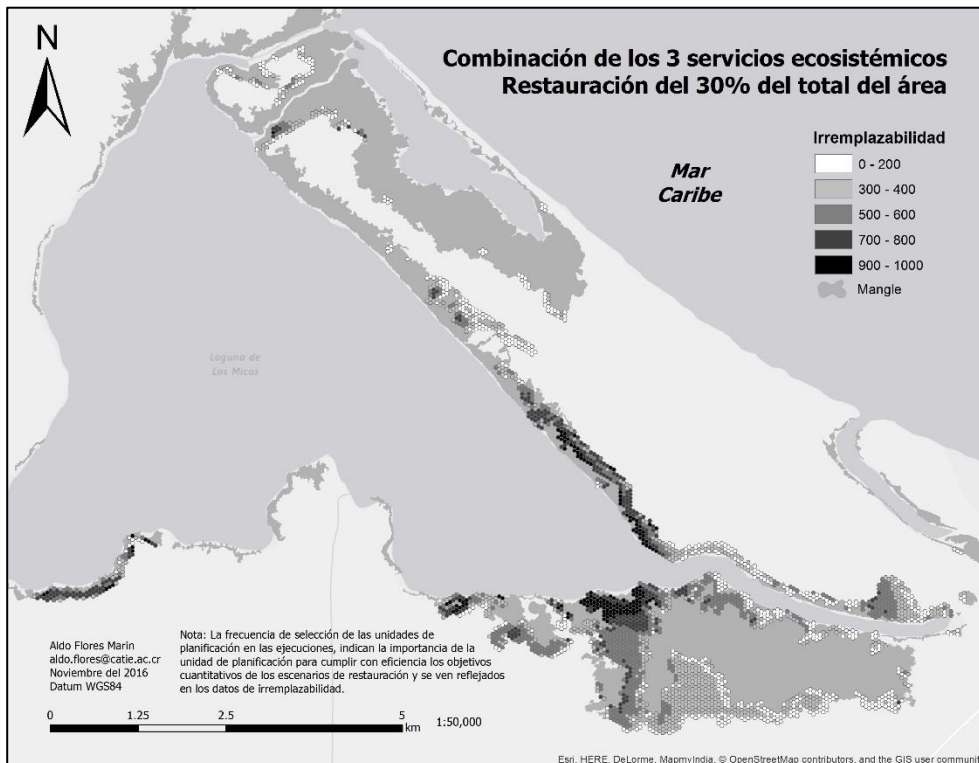
6.8. Mapa de irremplazabilidad de la optimización espacial para la restauración ecológica de manglares, enfocados en el servicio ecosistémico de provisión de alimento



6.9. Mapa de irremplazabilidad de la optimización espacial para la restauración ecológica de manglares, enfocados en el servicio ecosistémico de protección costera



6.10. Mapa de irremplazabilidad de la optimización espacial para la restauración ecológica de manglares, de la combinación de los tres servicios ecosistémicos con el 30% de restauración del área total



6.11. Pruebas de sensibilidad de Marxan basado en la estimación indirecta del valor de cada servicio del ecosistema para otros servicios

6.11.1. Escenarios de optimización espacial para la restauración de bosques de manglar y la estimación indirecta del valor de cada SE para otros servicios (50% de recuperación de cada SE)

Escenarios de optimización espacial para la restauración de bosques de manglar

Servicio ecosistémico	Escenario 1	Escenario 2	Escenario 3
	Objetivo de restauración (%)	Objetivo de restauración (%)	Objetivo de restauración (%)
Reservas de carbono	50	0	0
Provisión de alimento	0	50	0
Protección costera	0	0	50

Estimación indirecta del valor de cada servicio del ecosistema para otros servicios

Servicio ecosistémico	Reserva de carbono	Esfuerzo pesquero	Protección costera
Reserva de carbono	1.00	0.81	0.58
Esfuerzo pesquero	0.98	1.00	0.64
Protección costera	0.71	0.69	1.00

Nota: El valor de la estimación indirecta de cada SE, representa la proporción del objetivo alcanzado en la solución del problema de restauración, donde sólo un SE fue incluido a la vez. Los valores más altos (cerca de 1) indican una fuerte recuperación de los SE.

6.11.2. Escenarios de optimización espacial para la restauración de bosques de manglar y la estimación indirecta del valor de cada SE para otros servicios (40% de recuperación de cada SE)

Escenarios de optimización espacial para la restauración de bosques de manglar

Servicio ecosistémico	Escenario 1	Escenario 2	Escenario 3
	Objetivo de restauración (%)	Objetivo de restauración (%)	Objetivo de restauración (%)
Reservas de carbono	40	0	0
Provisión de alimento	0	40	0
Protección costera	0	0	40

Estimación indirecta del valor de cada servicio del ecosistema para otros servicios

Servicio ecosistémico	Reserva de carbono	Esfuerzo pesquero	Protección costera
Reserva de carbono	1.00	0.82	0.46
Esfuerzo pesquero	0.98	1.00	0.51
Protección costera	0.76	0.62	1.00

Nota: El valor de la estimación indirecta de cada SE, representa la proporción del objetivo alcanzado en la solución del problema de restauración, donde sólo un SE fue incluido a la vez. Los valores más altos (cerca de 1) indican una fuerte recuperación de los SE.

6.11.3. Escenarios de optimización espacial para la restauración de bosques de manglar y la estimación indirecta del valor de cada SE para otros servicios (30% de recuperación de cada SE)

Escenarios de optimización espacial para la restauración de bosques de manglar

Servicio ecosistémico	Escenario 1 Objetivo de restauración (%)	Escenario 2 Objetivo de restauración (%)	Escenario 3 Objetivo de restauración (%)
Reservas de carbono	30	0	0
Provisión de alimento	0	30	0
Protección costera	0	0	30

Estimación indirecta del valor de cada servicio del ecosistema para otros servicios

Servicio ecosistémico	Reserva de carbono	Esfuerzo pesquero	Protección costera
Reserva de carbono	1.00	0.80	0.45
Esfuerzo pesquero	0.98	1.00	0.50
Protección costera	0.73	0.67	1.00

Nota: El valor de la estimación indirecta de cada SE, representa la proporción del objetivo alcanzado en la solución del problema de restauración, donde sólo un SE fue incluido a la vez. Los valores más altos (cerca de 1) indican una fuerte recuperación de los SE.