



“Servicios de Consultoría para la realización de un estudio para la identificación, caracterización y evaluación del balance entre las emisiones de GEIs y las zonas de captura y almacenamiento de carbono en zonas de ecosistemas costero/marinos del Pacífico, Golfo de México y la Península de Yucatán (Carbono azul)”

Contrato CSP-2016-057

Programa Mexicano del Carbono

Responsabilidad

Este reporte fue comisionado por el Programa de las Naciones Unidas (PNUD) al Programa Mexicano del Carbono, A.C., en el marco del Proyecto “Sexta Comunicación Nacional ante la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático” desarrollado por el Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático (INECC). Los puntos de vista, las opiniones y conclusiones expresadas en esta publicación son de los autores y no necesariamente reflejan las del PNUD, de su Junta Ejecutiva, de sus Estados Miembros, o del Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático.

Citar como:

INECC-PNUD México. 2017. Estudio para la identificación, caracterización y evaluación del balance entre las emisiones de GEIs y las zonas de captura y almacenamiento de carbono en zonas de ecosistemas costero/marinos del Pacífico, Golfo de México y la Península de Yucatán (Carbono azul). Proyecto 85488 “Sexta Comunicación Nacional de México ante la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático”, 430 pp. Programa Mexicano del Carbono, A.C. México.

Derechos Reservados © 2018

Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo (PNUD)
Montes Urales 440, Colonia Lomas de Chapultepec, Delegación Miguel Hidalgo, CP.11000, Ciudad de México.

Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático (INECC)
Boulevard Adolfo Ruiz Cortines No. 4209, Colonia Jardines en la Montaña, Delegación Tlalpan, CP. 14210, Ciudad de México.

Todos los derechos están reservados. Ni esta publicación ni partes de ella pueden ser reproducidas, almacenadas mediante cualquier sistema o transmitidas, en cualquier forma o por cualquier medio, sea éste electrónico, mecánico, de fotocopiado, de grabado o de otro tipo, sin el permiso previo del Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo y el Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático.

Parte 1: Línea base del carbono azul en México. Síntesis basada en el análisis y diagnóstico documental sobre Carbono Azul en México.

Jorge A. Herrera-Silveira, Andrea Camacho Rico, Israel Medina Gómez, Sara M. Morales Ojeda, Javier Ramírez Ramírez, Mercy López Herrera, Eunice Pech Poot, Mónica Pech Cárdenas, Claudia Teutli-Hernández (editores).

Responsabilidad

Este reporte fue comisionado por el Programa de las Naciones Unidas (PNUD) al Programa Mexicano del Carbono, A.C. La información proporcionada en este reporte está basada en la mejor información y documentación disponible en su momento de elaboración. Los puntos de vista, las opiniones y conclusiones expresadas en esta publicación son de los autores y no necesariamente reflejan las del PNUD, de su Junta Ejecutiva, de sus Estados Miembros, o del Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático

Agradecimientos

Quisiéramos reconocer y agradecer a técnicos e investigadores quienes proveyeron asistencia, datos, información y conocimiento para este reporte. Especial reconocimiento a Eunice Pech, Mónica Pech, Juan Caamal, Juan Mendoza, SiuLing Cinco por la búsqueda, recopilación y sistematización de datos de la literatura revisada. Un agradecimiento también al grupo de administración del Programa Mexicano de Carbono por el apoyo recibido, en particular al Dr. Martín Bolaños.

Apoyo de producción

Ana Borges: mapas; Mónica Pech, Eunice Pech, Mercy López, Javier Ramírez, Juan Caamal, Juan Mendoza: base de datos

Lista de Acrónimos

ANP: Área Natural Protegida

C: Carbono

CCA: Comisión de Cooperación Ambiental

CEC: Acrónimo en inglés Comisión para la Cooperación Ambiental

CH₄: Metano

CO₂: Dióxido de carbono

CO₂ eq: Dióxido de carbono equivalente

COD: Carbono orgánico disuelto

CONABIO: Comisión nacional para el conocimiento y uso de la biodiversidad

C_{org}: Carbono orgánico

COT: Carbono orgánico total

FAO: Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura

G.M.: Golfo de México

GEIs: Gases de efecto invernadero

INECC: Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático

INEGI: Instituto Nacional de Estadística y Geografía

IPCC: Panel Intergubernamental sobre Cambio Climático

MOP: Materia orgánica particulada

N₂O: óxido nitroso

O₂: Oxígeno

ONGs: Organizaciones no gubernamentales

P.C.: Pacífico Centro

P.N.: Pacífico Norte

P.S.: Pacífico Sur

P.Y.: Península de Yucatán

REDD+: Reducción de Emisiones por Deforestación y Degradación

UNEP: Programa de las Naciones Unidas para el Ambiente

VAS: La vegetación acuática sumergida

Unidades de medida

m: metros

Km: Kilómetros

ha: hectáreas

Mg: Megagramos

Gg: Gigagramos

Gt: Gigatoneladas

Tg: Teragramos

Pg: Pentagramos

TABLA DE CONTENIDO

Índice de tablas	5
Índice de Figuras.....	6
EL PAPEL DE LOS ECOSISTEMAS DE HUMEDALES COSTEROS EN EL ALMACENAMIENTO Y LA CAPTURA DECARBONO.....	10
i Alcance.....	12
ii Objetivo.....	12
iii Metodología para la Síntesis.....	12
iv Limitaciones.....	13
v Formato del reporte.....	14
I. CAMBIO CLIMÁTICO	15
II. LOS ECOSISTEMAS DE MANGLAR.....	18
II.1 Distribución y características de los manglares	19
II.2 Extensión, cambio de uso de suelo y/o deforestación.....	22
II.3 Servicios ambientales	23
II.4 Pago de servicios ambientales	27
II.5 Ciclo del carbono dentro del ecosistema del manglar	28
II.6 Almacenes de carbono	30
II.7 Almacenes de Carbono en Manglares de México	31
II.8 Revisión de los Almacenes de Carbono en México	34
II.9 Almacén de Carbono por Región.....	40
II.11 Almacén de Carbono por Clima	52
II.12 Almacén de Carbono por Geomorfología.....	57
II.13 Almacén de Carbono por Tipo Ecológico.....	62
II.14 Consideraciones finales	68
II.15 Revisión de los Flujos de Carbono en México	69
III LAS PRADERAS DE PASTOS MARINOS	71
III.1 Resumen ejecutivo	72

III.2	Distribución y características	72
III.3	Servicios ambientales	74
III.4	Pago de servicios ambientales	75
III.5	Almacenes y Flujos de Carbono	76
III.5	Marco de referencia de los pastos marinos en México	80
III.6	Revisión de los Almacenes de Carbono en México	82
III.7	Distribución de los pastos marinos en México	83
III.8	Almacenes de carbono por Región	83
III.9	Emisiones de CO ₂ por factor antrópico a nivel región	87
III.10	Almacenes de C _{org} por tipo hidrodinámico	89
III.12	Carbono en pastos marinos de México en el contexto global	91
III.12	Discusión	92
III.13	Consideraciones finales	93
REFERENCIAS.....		95
	Manglares	96
	Pastos marinos	100

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla II.1 Diferentes tipos de servicios ambientales que proveen los manglares, Modificado UNEP (2014).	24
Tabla II.2. Estimaciones de carbono liberado por el cambio de uso del suelo en los ecosistemas costeros a nivel mundial y el impacto económico asociado. Modificado de (Pendleton et al., 2012).	27
Tabla II.3. Almacén de carbono aéreo y subterráneo (Mg de CO ₂ eq ha ⁻¹) en cada Región de México, número de datos (n).....	41
Tabla II.4. Cambios en la cobertura de manglar 1970- 2015, y emisiones de CO ₂ eq por pérdida de manglar.....	47
Tabla II.5. Cambios en la cobertura de manglar 1970- 2005, y emisiones de CO ₂ eq por pérdida de manglar asociados a factores antrópicos.....	49
Tabla II.6. Cambios en la cobertura de manglar 2005 -2010, y emisiones de CO ₂ eq por pérdida de manglar asociados a factores antrópicos.....	50
Tabla II.7 Almacén de carbono aéreo y subterráneo (Mg de CO ₂ eq ha ⁻¹) de acuerdo al tipo de clima.....	53
Tabla II.12. Almacén de carbono aéreo y subterráneo (Mg de CO ₂ eq ha ⁻¹) de acuerdo a la geomorfología.	58
Tabla II.13. Almacén de carbono aéreo y subterráneo (Mg de CO ₂ eq ha ⁻¹) de acuerdo a la geomorfología.	63
Tabla II.19. Valor promedio de la productividad de hojarasca de acuerdo a las Regiones de México.....	69
Tabla II.20. Valor promedio de la productividad de hojarasca de acuerdo al tipo ecológico de manglar..	70
Tabla III.1.Generalidades de los pastos marinos.....	73
Tabla III.3. Comparación de las áreas, tasa de pérdida almacenes y emisiones de carbono en diferentes tipos de vegetación	¡Error! Marcador no definido.
Tabla III.4. Diferencias entre las biomásas y producción (gps= gramos de peso seco) de diferentes especies de pastos marinos (Tomado de Duarte y Chiscano, 1999).....	77
Tabla III.5. Diferencias en el almacén de carbono por región a nivel mundial valores promedio (n) se señala la región a la cual pertenece el Golfo de México (Tomado de Fourqurean <i>et al.</i> , 2012).	78
Tabla III.6. Distribución de las especies de fanerógamas marinas en México por región y estado de protección (fuente: Ibarra-Obando y Ríos, 1993).	81

Tabla III.7. Estimación de las emisiones potenciales de CO₂ eq por pérdida de pastos marinos asociados cambios antrópicos. Mínimas se asume una tasa de pérdida baja (0.4% año⁻¹) y en la máxima una tasa de pérdida alta (2.6% año⁻¹) en ambos casos se asume una pérdida del 100% de vegetación..... 88

Tabla III.8. Concentración de C almacenado en pastos marinos colonizando ambientes costeros de México con diferente grado de exposición hidrodinámica..... 89

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 0.1. Distribución Global de a. manglares, b. pasto marino y c. marismas (Fuente: Murray et al. 2011)..... 11

Figura I.1. Concentraciones atmosféricas de los gases de efecto invernadero dióxido de carbono (CO₂, verde) metano (CH₄, naranja), y óxido nitroso (N₂O, rojo) determinadas a partir de los datos de los testigos de hielo (puntos) y de mediciones atmosférica 16

Figura I.2. Emisiones globales de CO₂ procedentes del uso de combustibles fósiles y de la producción de cemento 1970-2010 17

Figura II.1. Cinco clases básicas de características geomorfológicas que influyen la distribución de los manglares en la zona intermareal. Imagen de Thom (1982) 20

Figura II.2. Sistema de clasificación jerárquica para describir los diversos patrones de la estructura y función de los manglares, basado en su distribución a nivel global, en la geomorfología (regional) y factores ecológicos (local) que controlan la concentración recursos de los nutrientes y estresores en el suelo (Day, 2012)..... 20

Figura II.3. Seis tipos ecológicos de manglares modificado (Lugo y Snedaker, 1974) 22

Figura II.4. Representación de los países en los que se encuentra distribuido el manglar y el número de especies presentes en ellos. NOTA: El número de especies fue tomado de Spalding et al. 2010; la representación es por país y no necesariamente corresponde con la ubicación espacial de los manglares (Rodríguez-Zúñiga et al., 2013). 23

Figura II.5. Los servicios ambientales del manglar soportan el bienestar humano UNEP (2014)..... 25

Figura II.6. Algunos de los servicios ambientales del manglar (captura de CO₂, almacén de carbono en biomasa aérea y subterránea, hábitat y refugio de diversas especies, aportes de carbono orgánico particulado y disuelto hacia las zonas costeras adyacentes, flujo de materia hacia cadenas tróficas superiores, protección de la línea de costa contra huracanes y erosión costera)..... 27

Figura II.7. Ciclo del carbono en humedales (Modificado de Mitch y Gosselink, 2000). 29

Figura II.8 Emisiones de gases de efecto invernadero (Mg CO₂ eq ha⁻¹) derivada de la conversión de bosques en pastos (Kauffman et al., 2016) 34

Figura II.9. Regionalización de los manglares en México. Fuente: CONABIO. 2009	35
Figura II.10. Clasificación de los climas en base a los rangos de humedad. Escala 1:4000000. Fuente: CONABIO	36
Figura II.11. Hidrografía de México. Escala 1:4000000 Fuente: CONABIO	37
Figura II.12. Tipos ecológicos de manglar: Chaparro, Cuenca, Franja, Ribereño y Petén	38
Figura II.13. Número de trabajos consultados y número de sitios con datos sobre carbono en manglares por región de acuerdo a la clasificación propuesta por CONABIO 2008.....	39
Figura II.14. Número de trabajos consultados, clasificados por tipo de publicación; Revistas internacionales, Revistas Nacionales y Literatura gris, por región de acuerdo a la clasificación propuesta por CONABIO 2008.	40
Figura II.15. Sitios de manglar en la Región de Pacífico Norte en donde se cuenta con datos para estimar el almacén de carbono (aéreo y/o subterráneo) o se realizó un estudio específico para determinar el almacén de carbono.....	42
Figura II.16. Sitios de manglar en la Región de Pacífico Centro en donde se cuenta con datos para estimar el almacén de carbono (aéreo y/o subterráneo) o se realizó un estudio específico para determinar el almacén de carbono.....	43
Figura II.17. Sitios de manglar en la Región de Pacífico Sur en donde se cuenta con datos para estimar el almacén de carbono (aéreo y/o subterráneo) o se realizó un estudio específico para determinar el almacén de carbono.....	44
Figura II.18. Sitios de manglar en la Región de Golfo de México en donde se cuenta con datos para estimar el almacén de carbono (aéreo y/o subterráneo) o se realizó un estudio específico para determinar el almacén de carbono.....	45
Figura II.19. Sitios de manglar en la Región de Península de Yucatán en donde se cuenta con datos para estimar el almacén de carbono (aéreo y/o subterráneo) o se realizó un estudio específico para determinar el almacén de carbono.....	46
Figura II.20. Emisiones de CO ₂ eq por pérdida de manglar asociado a factores antrópicos, bajo una estimación conservadora (pérdida del 25 % del almacén de carbono) y un escenario no conservador (pérdida del 100 % del almacén de carbono) Pendleton et al., 2012).....	52
Figura II.21. Sitios de manglar que se desarrollan en un clima húmedo donde se cuenta con datos para el cálculo del almacén de carbono (aéreo y/o subterráneo) o se realizó un estudio específico para determinar el almacén de carbono.....	54

Figura II.22. Sitios de manglar que se desarrollan en un clima subhúmedo donde se cuenta con datos para el cálculo del almacén de carbono (aéreo y/o subterráneo) o se realizó un estudio específico para determinar el almacén de carbono..... 55

Figura II.23 Sitios de manglar que se desarrollan en un clima árido donde se cuenta con datos para el cálculo del almacén de carbono (aéreo y/o subterráneo) o se realizó un estudio específico para determinar el almacén de carbono 56

Figura II.24. Sitios de manglar que se desarrollan en un clima muy árido donde se cuenta con datos para el cálculo del almacén de carbono (aéreo y/o subterráneo) o se realizó un estudio específico para determinar el almacén de carbono..... 57

Figura II.25. Sitios de manglar que se desarrollan en ambientes geomorfológicos de tipo cárstico donde se cuenta con datos para el cálculo del almacén de carbono (aéreo y/o subterráneo) o se realizó un estudio específico para determinar el almacén de carbono..... 59

Figura II.26. Sitios de manglar que se desarrollan en ambientes geomorfológicos de tipo laguna costera donde se cuenta con datos para el cálculo del almacén de carbono (aéreo y/o subterráneo) o se realizó un estudio específico para determinar el almacén de carbono..... 60

Figura II.27. Sitios de manglar que se desarrollan en ambientes geomorfológicos de marisma donde se cuenta con datos para el cálculo del almacén de carbono (aéreo y/o subterráneo) o se realizó un estudio específico para determinar el almacén de carbono..... 61

Figura II.28. Sitios de manglar que se desarrollan en ambientes geomorfológicos de tipo Río-estuarino donde se cuenta con datos para el cálculo del almacén de carbono (aéreo y/o subterráneo) o se realizó un estudio específico para determinar el almacén de carbono..... 62

Figura II.29 Sitios de manglar tipo chaparro donde se cuenta con datos para el cálculo del almacén de carbono (aéreo y/o subterráneo) o se realizó un estudio específico para determinar el almacén de carbono. 64

Figura II.30. Sitios de manglar tipo cuenca donde se cuenta con datos para el cálculo del almacén de carbono (aéreo y/o subterráneo) o se realizó un estudio específico para determinar el almacén de carbono. 65

Figura II.31. Sitios de manglar tipo Franja donde se cuenta con datos para el cálculo del almacén de carbono (aéreo y/o subterráneo) o se realizó un estudio específico para determinar el almacén de carbono. 66

Figura II.32. Sitios de manglar tipo Ribereño donde se cuenta con datos para el cálculo del almacén de carbono (aéreo y/o subterráneo) o se realizó un estudio específico para determinar el almacén de carbono. 67

Figura II.33. Sitios de manglar tipo Petén donde se cuenta con datos para el cálculo del almacén de carbono (aéreo y/o subterráneo) o se realizó un estudio específico para determinar el almacén de carbono. 68

Figura III.0.1. Servicios ambientales de los pastos marinos 74

Figura III.0.2. Conectividad a través del flujo (exportación) de la materia orgánica de los pastos marinos. (Diagrama cortesía de Integration and Application Network (ian.umces.edu), Universidad de Maryland. Centro de Ciencias Ambientales..... 79

Figura III.0.3. Almacenes y flujos de carbono en pastos marinos (Tomado de Macreadie et al 2014) 80

Figura III.0.4. Comparación de la información oficial relativa a la distribución de los pastos marinos en México. a. Mapa CONABIO (fuente: Riosmena *et al.*, 2014); b. Cartografía tomada de la Comisión para la cooperación ambiental..... 81

Figura III.0.5. Proporción regional de información disponible sobre Carbono en pastos marinos en ecosistemas costeros mexicanos (PN= Pacífico Norte; GM= Golfo de México; C= Caribe mexicano) distribuida en dos categorías de publicación: artículos en revistas (n= 22) y estudios en literatura gris (n= 38) (tesis, tesinas, boletines, e informes técnicos). 83

Figura III.0.6. Sitios de Pastos Marinos donde se cuenta con datos para el cálculo del almacén de carbono total o se realizó un estudio específico para su determinación en ecosistemas abiertos (marino y arrecifal). El sedimento está estandarizado a 100 cm 91

Parte 1. Síntesis basada en el análisis y diagnóstico documental sobre Carbono Azul en México

EL PAPEL DE LOS ECOSISTEMAS DE HUMEDALES COSTEROS EN EL ALMACENAMIENTO Y LA CAPTURA DE CARBONO

Los ecosistemas de humedales costeros pueden capturar tasas estimadas de hasta 50 veces más que los bosques tropicales maduros y el total de almacenes de carbono por kilómetro cuadrado puede ser hasta 5 veces más que el carbono almacenado en bosques tropicales (Murray et al. 2011).

A pesar de que los hábitats del carbono azul cubren menos del 0.5% de la superficie marina, almacenan más del 50% del total del carbono de los sedimentos oceánicos. Por otra parte, constituyen sólo el 0.05% de la biomasa vegetal terrestre, pero almacenan hasta tres veces más carbono por unidad de área que cualquier ecosistema terrestre en los sedimentos (Pendleton et

De acuerdo al Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático (INECC) en su Quinta Comunicación Nacional ante la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático, en 2010 las emisiones fueron 748,252.2 Gg CO₂ eq., de las cuales el 65.9% son debidas al CO₂, y de entre las actividades el autotransporte contribuye con el 22.2%, mientras actividades relacionadas con la agricultura, ganadería y cambio de usos del suelo con el 18.6%.

En cuanto a mitigación de emisiones de gases de efecto invernadero (GEIs), se establecieron instrumentos regulatorios (el Inventario Nacional de Emisiones y el Registro Nacional de Emisiones) y económicos (entre otros el Fondo para el Cambio Climático), para el cumplimiento de metas de reducción de emisiones. Así, México se comprometió a reducir 30 % de sus emisiones hacia 2020; así como 50 % en 2050 en relación con las emisiones de 2000.

En el sector ambiental el enfoque del Gobierno Mexicano ha sido el de implementar estrategias en los ecosistemas terrestres con esquemas de conservación y manejo de estos ecosistemas y sus recursos naturales en una superficie superior a 50 millones de ha. Gracias a la combinación de programas gubernamentales, la tasa de pérdida de cobertura forestal se ha reducido en 50% entre el 2000 y el 2010. El INECC (2012) estimó que el sector forestal tiene un potencial teórico de abatimiento de emisiones de 57 Mt CO₂ eq., basado en alternativas para evitar la pérdida de cobertura forestal: reforestación, aforestación y deforestación evitada.

En contraste, los ecosistemas de humedales costeros de México, en particular los pastos marinos, los manglares y las marismas (estas últimas con muy baja superficie) prácticamente no han recibido atención con respecto al papel que juegan en los almacenes, captura y emisiones de GEIs. Los resultados de investigaciones alrededor del mundo sugieren que además de proveer hábitats para especies

pesqueras, favorecer alta biodiversidad, protección a tormentas y otros servicios ambientales, también juegan un papel clave en la mitigación y adaptación a los efectos del cambio climático global a través de su capacidad para almacenar y capturar carbono de la atmósfera (McCleod et al. 2011). Conocidos como ecosistemas de Carbono Azul, los manglares, los pastos marinos y las marismas saladas pueden capturar y almacenar carbono en sus sedimentos y biomasa viva a tasas probablemente más altas que los bosques tropicales (Murray et al. 2011). Sin embargo, a diferencia de los ecosistemas terrestres, el carbono almacenado en los sedimentos de los ecosistemas de Carbono Azul tiene un tiempo de permanencia extremadamente largo, potencialmente por milenios.

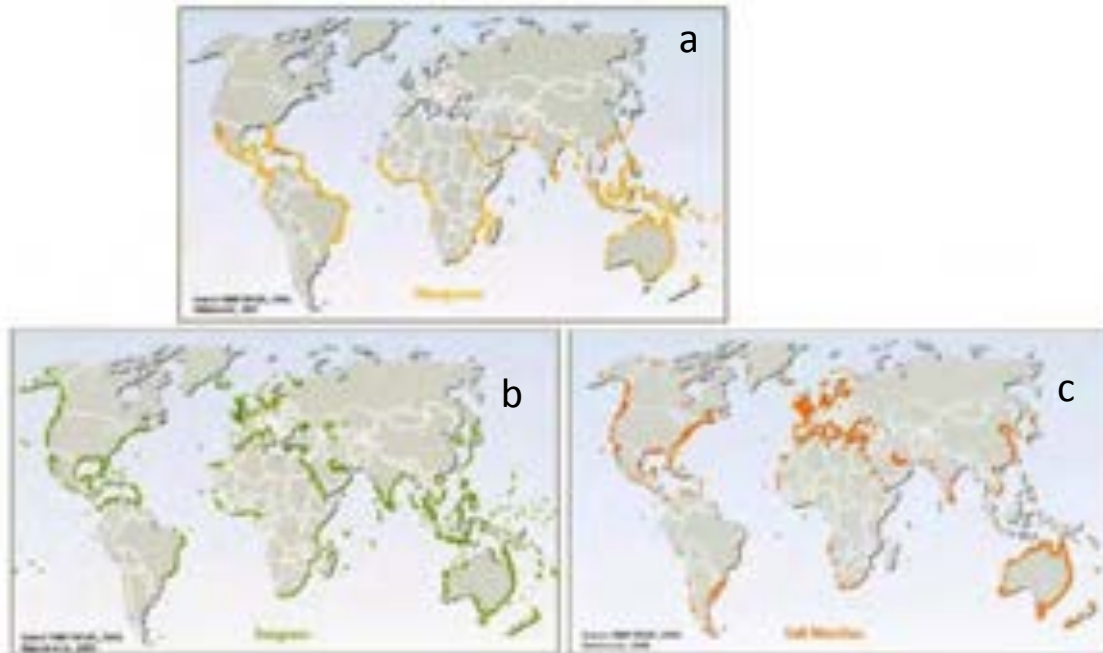


Figura 0.1. Distribución Global de a. manglares; b. pasto marino y c. marismas (Fuente: Murray et al. 2011)

México cuenta con áreas importantes de ecosistemas de Carbono Azul. La superficie de manglar es de 755,550 ha, colocando a México en el 4º lugar mundial (Giri et al. 2011; Troche-Souza et al. 2016). En el caso de pastos marinos el único reporte con carácter oficial que ofrece una estimación de su cobertura es de la Comisión de Cooperación Ambiental (CCA, 2016), el cual reporta 919,300 ha cartografiadas, sin embargo, es probable que su extensión sea mayor. Respecto a marismas saladas, este ecosistema es el menos representado en México y tampoco se cuenta con información de su extensión. Se sabe que está limitado a la costa noroeste con aproximadamente 50,000 ha (CCA, 2016).

Aunque juntos estos ecosistemas cubren un área relativamente pequeña – alrededor del 3% de la cobertura de los ecosistemas terrestres de México-, son de los ecosistemas más amenazados mundialmente, y en México no es la excepción. Globalmente, cerca del 30% de los manglares se han perdido (Alongi, 2002), y en México se han reducido alrededor del 10% de los manglares en 30 años. Las causas principales se relacionan con diferentes tipos de cambio de usos del suelo como acuicultura,

desarrollo urbano costero residencial y turístico (incluye vías de comunicación, carreteras, marinas), y actividades agropecuarias. Sobre pastos marinos y marismas no se tiene información de las pérdidas, sin embargo, dado que entre los factores de deterioro de los pastos marinos están la eutrofización y la pesca de arrastre, es probable que se hayan reducido las coberturas de este ecosistema (Rivera-Guzmán et al., 2014). Con un alto porcentaje de la población viviendo en la costa y el desarrollo costero en continuo crecimiento, aun con la existencia de leyes, reglamentos y normas que protegen tanto a los manglares como a los pastos marinos, estos ecosistemas continúan siendo degradados y deforestados (Mesta Fernández, 2017). En los estados del sureste donde la cobertura de los ecosistemas de Carbono Azul es la más extensa, es donde más amenazados están, principalmente por acciones relacionadas con el desarrollo costero para el turismo. No obstante que el más reciente reporte de CONABIO (Troche-Souza et al. 2016) menciona que hay signos de recuperación en las coberturas totales de manglar en los últimos años, investigadores y ONGs, opinan que los cambios positivos están relacionados con el mejoramiento en la resolución de las imágenes, los métodos de verificación y la recuperación de áreas de manglar que fueron impactadas por huracanes. Hay zonas de la Península de Yucatán donde los ecosistemas de manglar siguen en proceso de degradación por cambio de usos del suelo por actividades turísticas. Por otra parte, se desconoce la cobertura y la condición de los pastos marinos a escala de país, y sólo se tienen reportes de localidades específicas, que en todos los casos reportan pérdidas de cobertura de este ecosistema costero (Rivera-Guzmán et al., 2014).

Similar a los ecosistemas terrestres, en la zona costera el cambio de uso del suelo ha llevado a altos niveles de emisiones de CO₂. El drenaje, la conversión y la destrucción de los ecosistemas de humedales costeros para otros usos interrumpe la captura de carbono por dichos ecosistemas y cambia estos ecosistemas de ser sumideros netos a fuentes netos de carbono (McCleod et al. 2011, Lovelock et al., 2011). Por ejemplo, en un sitio de la región de los Pantanos de Centla, los manglares han sido convertidos a pastizal para ganado vacuno, estimándose pérdidas entre 135 y 180 Mg CO₂ eq por hectárea. Esto representa una pérdida de casi 40% de carbono en un periodo de tiempo de aproximadamente 50 años (Kauffman et al., 2016).

El reconocimiento y el manejo del almacenamiento de carbono y la captura potencial en los ecosistemas de Carbono Azul brindan una oportunidad para fortalecer no sólo la resiliencia ambiental sino también la socio-económica de las comunidades costeras de México. La conservación de los ecosistemas de Carbono Azul evita emisiones de GEIs significativas, mientras que la restauración de los ecosistemas degradados captura CO₂, apoyando así los esfuerzos de mitigación y adaptación a los efectos del cambio climático. Actualmente existe un ímpetu global y regional por conocer el papel de los ecosistemas de humedales costeros y hábitats en la mitigación y adaptación climática, particularmente el papel que juegan en el almacenamiento y la captura de carbono. Para México, con extensiones considerables de manglares y pastos marinos, y el incremento en la presión por el desarrollo costero, el Carbono Azul puede ser un mecanismo novedoso para favorecer la comunicación y cooperación entre el inversionista, las autoridades, los usuarios y beneficiarios de los servicios ambientales de estos ecosistemas, creando asociaciones públicas-privadas-sociales a través de mecanismos como el pago por servicios ambientales o el mercado voluntario de carbono. Los créditos potenciales de Carbono Azul generados por la restauración o los proyectos de compensación pueden proveer elementos de negociación para el financiamiento de la sostenibilidad de los ecosistemas, y el mantenimiento o la restauración continua del “capital natural” que es generado por los

México aún requiere reconocer el papel de los ecosistemas de humedales costeros para combatir o contribuir al cambio climático. Actualmente no están contabilizadas las emisiones de GEIs por los cambios de usos del suelo por actividades diversas, lo que significa un reto para la investigación y programas de monitoreo.

Este documento busca proveer una línea de base para informar a tomadores de decisión sobre el papel que los ecosistemas de Carbono Azul pueden jugar para apoyar el cumplimiento de los compromisos de México en la reducción de emisiones en un 22% para 2030 (INECC, 2015).

1. Alcance

Este producto consiste en el análisis bibliográfico y su síntesis para contar con el diagnóstico documental de lo que actualmente se sabe sobre Carbono Azul en México. Se abordó a través de la búsqueda documental de datos e información disponible y publicada (bases de datos, reportes, tesis, artículos) de los almacenes tanto aéreo como subterráneo de carbono, así como de los flujos verticales y laterales en los ecosistemas de manglares y pastos marinos, ya que su cobertura es significativamente mayor que la relacionada con las marismas (CCA, 2016). Este producto analiza la información actual del Carbono Azul en México, destacándose aquella que es necesaria para la toma de decisiones y políticas públicas en el tema.

2. Objetivo

Evaluar y cuantificar la capacidad de captura y almacenaje de carbono de los humedales costeros de México (Carbono Azul), proveyendo una primera aproximación del potencial de captura y emisión de GEIs, y la comparación de éstos entre diferentes regiones.

La meta central de esta síntesis es proveer un resumen de información tipo de línea base sobre el carbono de los ecosistemas costeros en México en un documento informativo. El documento es un antecedente para guiar foros de consulta y seguimiento para desarrollar una estrategia nacional de manejo de los ecosistemas costeros bajo el enfoque de Carbono Azul y sus co-beneficios.

3. Metodología para la Síntesis

Esta síntesis se llevó a cabo utilizando los siguientes métodos:

Se usó una revisión de datos e información publicada tanto de relevancia científica (revisión de pares) y literatura “gris” sobre los ecosistemas de manglar y pastos marinos de México. Se utilizó la Red para la búsqueda primaria de publicaciones de acceso abierto, y en caso de ser restringido se solicitó el apoyo de los servicios bibliotecarios de instituciones académicas.

La cadena de búsqueda incluyó palabras clave (en español e inglés) en el orden de las siguientes categorías: población, compartimentos, localización (Tabla 1). Esta estrategia es comúnmente utilizada para revisiones sistemáticas (CEE, 2013).

La información y datos se sistematizaron en hojas de cálculo para control de calidad. Se incluyeron datos tanto de literatura científica como literatura gris. Los datos están georreferenciados para poder hacer análisis regionales/espaciales de los almacenes de carbono de manglares y pastos marinos, siempre y cuando el volumen y calidad de los datos así lo permitió.

Tabla 1 Cadena de búsqueda final que se utilizará en las bases de datos bibliográficas

Categoría	Términos de la búsqueda
Población	Manglares "O" pastos marinos "O" ecosistemas costeros "O" praderas de pastos marinos "O" fanerógamas marinas "O" zacatales costeros "O" costa "O" humedales "O" humedales costeros "O" humedales intermareales "O" humedales de marea "O" humedales estuarinos "O" cuencas costeras "O"
Compartimentos	Estructura forestal "O" estructura del ecosistema "O" diámetro a la altura del pecho "O" densidad de árboles "O" densidad de haces "O" biomasa "O" área basal "O" alturas "O" largo de hoja "O" ancho de hoja "O" productividad "O" hojarasca "O" descomposición "O" flujo "O" intercambio "O" exportación "O" suelo "O" sedimentos "O" transferencia "O" concentración "O" materia orgánica "O" densidad aparente "O" carbono orgánico "O" almacén "O" intercambio "O" exportación "O" sumidero "O" secuestro "O" captura "O"
Localización	México "O" Golfo de México "O" Pacífico "O" Península de Yucatán "O" Caribe Mexicano "O" nombres específicos de sitios, ejemplo: Laguna de Términos "O", Bahía Magdalena, Sian Ka'an "O" La Encrucijada "O" La Mancha "O" Laguna Alvarado "O" Bahía San Quintín "O" Marismas Nacionales "O" Celestún "O" Laguna Madre "O" Barra de Navidad "O" Mar Muerto "O".

Se hicieron consultas con expertos clave y otros grupos de interés para aclarar o recopilar información adicional a aquella proveniente de la literatura. Durante la metodología desarrollada se aseguró que la información proporcionada fuera consistente para que pudiera ser comparada efectivamente.

4. Limitaciones

Dado la disponibilidad limitada de literatura publicada sobre captura y emisiones de carbono asociado con los ecosistemas de humedales costeros mexicanos, no fue posible calcular con la exactitud deseada

el carbono almacenado, capturado o emitido por los manglares y pastos marinos por sitio, o localidad (Nivel 1 IPCC). A pesar de estos vacíos de información se estimaron valores de almacenes, flujos y emisiones de carbono en manglares y pastos marinos, de acuerdo diferentes criterios de agrupación usando la información disponible.

No se omite mencionar que en muchos casos las estimaciones están hechas con factores o datos internacionales de uso general o recomendados por el IPCC.

En la medida que se realice más investigación para cuantificar las acciones, la captura y las emisiones de carbono, mayor será la exactitud de información disponible para actualizar los cálculos proporcionados, proveer mayor representación a lo largo de las regiones y reducir incertidumbres. Sin embargo, las estimaciones de carbono almacenado, capturado y emitido por ecosistemas de humedales costeras proporcionados en este reporte prevén una línea base a partir del cual se puede seguir construyendo.

No se llevó a cabo análisis de Sistemas de Información Geográfica (GIS) dentro de este proyecto sino más bien se usaron mapas y bases de datos existentes cuando fueron de fácil acceso y aptos, con anotaciones adicionales.

v. Formato de este reporte

Sección I, se presenta introducción al cambio climático, sus causas y consecuencias con énfasis en la relación de este con los almacenes y flujos de carbono en ecosistemas costeros.

Sección II, provee información de almacenes, flujos y emisiones potenciales de los manglares mexicanos de acuerdo a regiones, climas, geomorfología y tipo ecológico.

Sección III, proporciona un análisis de los almacenes de carbono de los pastos marinos en México de acuerdo a regiones e influencia hidrodinámica. En ambos casos y en particular en los pastos marinos, queda en evidencia la extrema escases de datos para estimaciones más precisas de almacenes y flujos de carbono.

1. CAMBIO CLIMÁTICO

Se define como Cambio climático a: “La Variación del estado del *clima* identificable (por ejemplo, mediante pruebas estadísticas) en las variaciones del valor medio y/o en la variabilidad de sus propiedades, que persiste durante largos períodos de tiempo, generalmente decenios o períodos más largos”. El cambio climático puede deberse a procesos internos naturales o a *forzamientos externos* tales como modulaciones de los *ciclos solares*, erupciones volcánicas o cambios *antropogénicos* persistentes de la composición de la *atmósfera* o del *uso del suelo*. (IPCC, 2013).

El cambio climático comenzó a principios del siglo XIX cuando se sospechó por primera vez que hubo cambios naturales en el paleoclima y se identificó por primera vez el efecto invernadero natural.

En los decenios de 1950 a 1980 se recogieron datos que demostraron que las concentraciones de dióxido de carbono en la atmósfera estaban aumentando muy rápidamente (Fig. 1.1). Al mismo tiempo, las investigaciones sobre los núcleos de hielo y los sedimentos lacustres revelaron que el sistema climático había sufrido otras fluctuaciones abruptas en el pasado lejano, parece que el clima ha tenido “puntos de inflexión” capaces de generar fuertes sacudidas y recuperaciones.

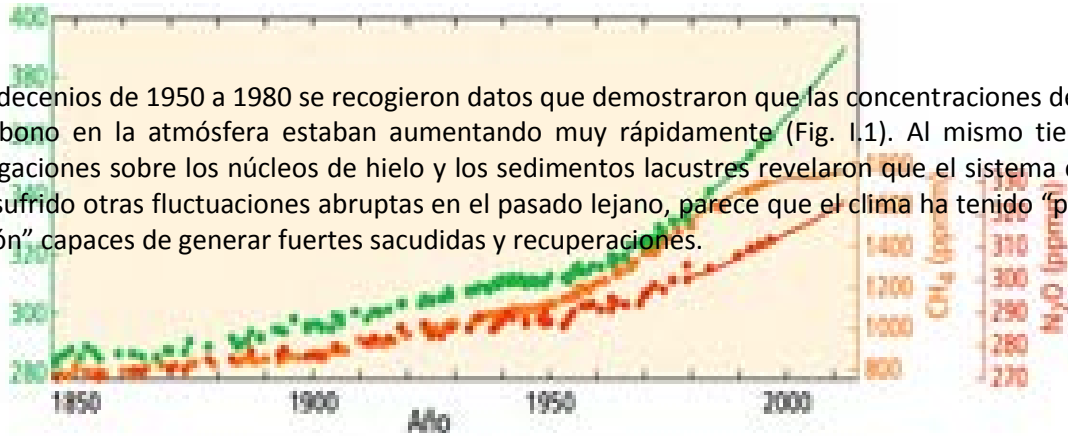


Figura 0.2. Concentraciones atmosféricas de los gases de efecto invernadero dióxido de carbono (CO₂, verde) metano (CH₄, naranja), y óxido nitroso (N₂O, rojo) determinadas a partir de los datos de los testigos de hielo (puntos) y de mediciones atmosférica

Se sabe que una de las principales causas del cambio climático es el aumento en los gases de efecto invernadero (vapor de agua, bióxido de carbono, metano y óxido nitroso principalmente). Si bien estos gases se han registrado en la atmosfera de manera natural, su aumento desmedido viene dado como resultado de actividades humanas, y la mayoría de las emisiones durante los últimos 20 años se relacionan con la quema de combustibles fósiles, el resto proviene de los cambios en el uso del suelo, especialmente por la deforestación (IPCC, 2013).

Las emisiones antropogénicas de gases de efecto invernadero totales han continuado en aumento desde 1970 a 2010 donde los mayores aumentos se han producido al final de ese periodo. A pesar de que cada vez es mayor el número de políticas de mitigación del cambio climático, las emisiones de GEIs anuales aumentaron en promedio 1.0 gigatoneladas de dióxido de carbono equivalente (Gt CO₂eq) (2.2%) por año entre 2000 y 2010, cifra que contrasta con las 0.4 Gt CO₂eq (1.3%) por año entre 1970 y 2000. Las emisiones antropogénicas de GEIs totales entre 2000 y 2010 fueron las más altas en la historia de la humanidad y llegaron a 49 (±4.5) Gt CO₂eq/año en 2010 (Fig. 1.2) (IPCC, 2014).

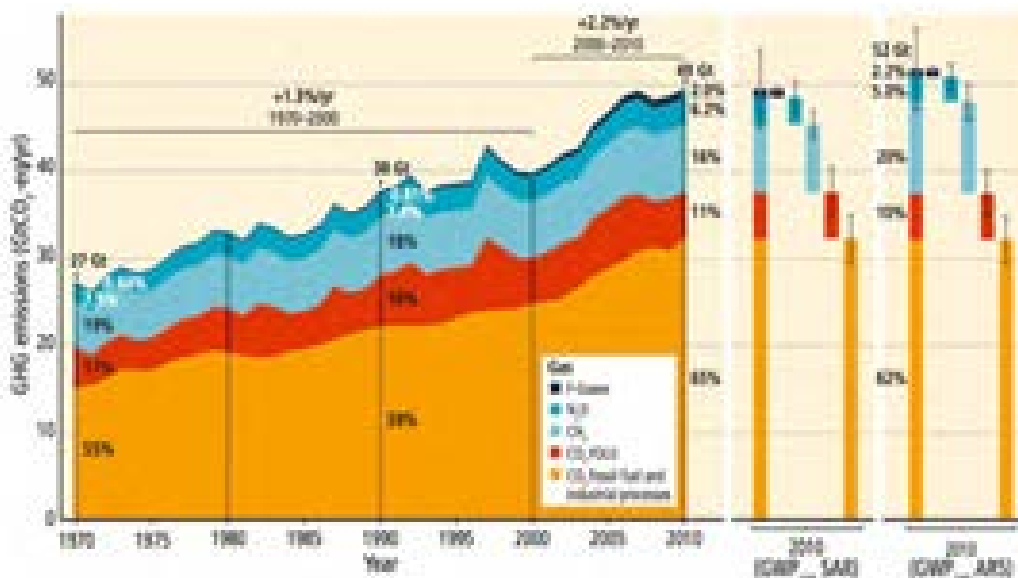


Figura 0.3. Emisiones globales de CO₂ procedentes del uso de combustibles fósiles y de la producción de cemento 1970-2010

Se proyecta que el cambio climático tendrá efectos en todos los ecosistemas, sin embargo, los ecosistemas costeros se proyectan como los más vulnerables a los impactos, ya que reciben los efectos que vienen tanto de los ecosistemas terrestres como de los marinos.

Los ecosistemas costeros son fundamentales para mantener el bienestar humano y la biodiversidad global. En particular, los manglares, las marismas y los pastos marinos proporcionan numerosos beneficios y servicios que contribuyen a la capacidad de las personas para mitigar y adaptarse a los impactos del cambio climático. Muchos de estos servicios son esenciales para la adaptación al clima y la resiliencia a lo largo de las costas, incluido la protección contra las inundaciones por tormentas, el aumento del nivel del mar, la prevención de la erosión a lo largo de las costas, la regulación de la calidad del agua costera, reciclamiento de los nutrientes, y seguridad alimentaria de muchas comunidades costeras de todo el mundo (Kennedy 1984; Robertson & Alongi 1992; King & Lester 1995; Hogarth 1999; Beck *et al.*, 2001; Kathiresan & Bingham 2001; Saenger 2002; Mumby 2006; Gedan *et al.*, 2009; Barbier *et al.* 2011; Cullen-Unsworth & Unsworth, 2013)

Además, estos ecosistemas ayudan a mitigar el cambio climático al secuestrar y almacenar cantidades significativas de carbono, conocido como carbono azul (Duarte *et al.*, 2005; Bouillon *et al.* 2008; Lo lacono *et al.*, 2008; Duarte *et al.*, 2010; Kennedy *et al.*, 2010; Donato *et al.*, 2011).

El carbono azul es el carbono almacenado en los manglares, marismas y praderas de pastos marinos dentro del suelo, la biomasa viva aérea (hojas, ramas, tallos), la biomasa viva subterránea (raíces y biomasa muerta) (McLeod *et al.*, 2011). A diferencia de los ecosistemas terrestres, el carbono secuestrado en los suelos costeros puede ser extenso y permanecer atrapado durante períodos de tiempo muy largos (siglos a milenios), resultando en muy grandes reservas de carbono (Duarte *et al.*, 2005, Lo lacono *et al.*, 2008). La diferencia en la acumulación de carbono del suelo en los sistemas terrestres versus costeros es que el almacenamiento potencial de carbono en los suelos de tierras altas está limitado por la alta disponibilidad de oxígeno, lo que permite la oxidación aeróbica del carbono microbiano y su liberación en la atmósfera (Schlesinger y Lichter, 2001). Sin embargo, en los sistemas de Carbono Azul, el suelo está saturado de agua manteniéndolo en un estado anaeróbico (bajo o ningún oxígeno) y se acumula continuamente verticalmente a altas velocidades, lo que da lugar a una acumulación continua de carbono a lo largo del tiempo (Chmura *et al.*, 2003).

La deforestación, en las regiones tropicales, es la segunda fuente más grande de emisiones antropogénicas de CO₂ después de combustibles fósiles (IPCC, 2014). Las tasas de pérdida, combinadas con valores altos de carbono significa que, a pesar de su pequeña extensión, los manglares pueden contribuir con el 10% de las emisiones totales de carbono por deforestación (Donato *et al.*, 2011).

El programa para la Reducción de Emisiones por Deforestación y Degradación (REDD+), se propuso como una estrategia para la reducción de gases de efecto invernadero y como un medio en las estrategias de adaptación y mitigación al cambio climático. Sin embargo, este programa no ha podido ser implementado en los ecosistemas de Carbono Azul entre otras cosas por evaluaciones locales precisas, programas de monitoreo y limitaciones legales.

Es reconocido internacionalmente que el remover el carbono de la atmósfera por secuestro y/o almacenarlo en la vegetación y los suelos, es una parte importante de las estrategias para mitigar el cambio climático en el mundo. Existe evidencia y un mayor consenso de que los humedales costeros pueden jugar un papel decisivo en la gestión del carbono mediante acciones como evitar emisiones potenciales por conservación y uso sostenible de los ecosistemas, además de la captura por restauración de áreas degradadas.

1. LOS ECOSISTEMAS DE MANGLAR



Los ecosistemas de manglar ocupan un lugar privilegiado por la riqueza natural que encierran y servicios ambientales que prestan. Su importante papel ecológico y económico ha sido reconocido

internacionalmente debido a que funcionan como sumideros de carbono, zonas de alimentación, refugio y crecimiento de juveniles de crustáceos y alevines, actúan como sistemas naturales de control de inundaciones y como barreras contra huracanes e intrusión salina, controlan la erosión y protegen las costas, mejoran la calidad del agua al funcionar como filtro biológico, contribuyen en el mantenimiento de procesos naturales tales como respuestas a cambios en el nivel del mar, mantienen procesos de sedimentación, son refugio de flora y fauna silvestre, poseen un alto valor estético, recreativo y de investigación (CONABIO, 2009).

Distribución y características de los manglares

Constituyen el tipo de vegetación dominante de las costas en la banda tropical y subtropical (Lara-Dominguez *et al.*, 2005), entre los 30° de latitud N y S (Tomlinson, 1986) cubren aproximadamente un 75% de la línea de costa del planeta (Kangas y Lugo, 1990).

Los manglares son formaciones vegetales en las que predominan ciertas especies de árboles o arbustos conocidos como mangles, poseen raíces aéreas respiratorias llamadas neumatóforos y tienen la particularidad de ser resistentes a la salinidad (CONABIO, 2009).

Esta vegetación domina la zona tropical intermareal de los deltas de los ríos, estuarios los cuales presentan importantes aportaciones de sedimentos terrígenos (aloctonos), y también se pueden localizar en plataformas calcáreas (con poco o ninguna influencia de escorrentías terrestres superficiales, pero si subterráneas) (Woodroffe, 1992). Se ubican en una zona de transición entre los ecosistemas terrestres y marinos, ya que existe conectividad entre los manglares, los pastos marinos y los arrecifes de coral que permite el flujo de las especies que viven en estos ecosistemas.

Los manglares se desarrollan dentro de cinco grupos básicos de ambientes costeros que dependen de la combinación de energías geofísicas incluyendo la influencia relativa de la precipitación, la descarga de los ríos, la amplitud de la marea, la turbidez y la fuerza del oleaje (Fig. II.1). En cada una de estos tipos geomorfológicos, las variaciones locales en la topografía e hidrología pueden resultar en el desarrollo de diferentes tipos ecológicos de manglares: ribereño, franja, cuenca, y chaparro (Lugo y Snedaker 1974). La combinación de diferentes características geomorfológicas cada una con una variedad de tipos ecológicos resulta en un ecosistema de manglar diverso que poseen características específicas en su estructura y función (Twilley 1988, 1995).



Figura 0.4. Cinco clases básicas de características geomorfológicas que influyen la distribución de los manglares en la zona intermareal. Imagen de Thom (1982).

La clasificación geomorfológica y ecológica genera diferentes niveles de organización del paisaje costero, que integran diferentes escalas de factores ambientales que controlan los atributos y estructura del bosque de manglar (Fig. II.2).

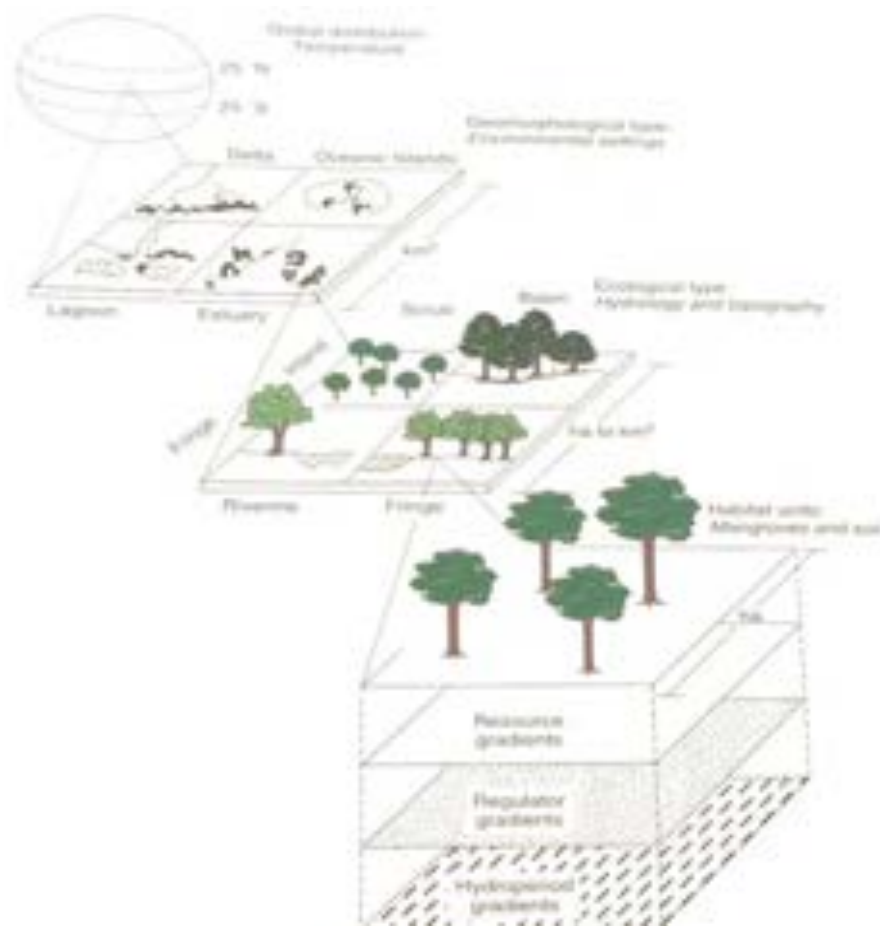


Figura 0.5. Sistema de clasificación jerárquica para describir los diversos patrones de la estructura y función de los manglares basado en su distribución a nivel global, en la geomorfología (regional) y factores ecológicos (local) que controlan la concentración recursos de los nutrientes y estresores en el suelo (Day, 2012).

La combinación de las variaciones en la microtopografía y la hidrología de una región determina muchos de los aspectos biogeoquímicos del suelo que controlan la composición y zonación de especies, así como

las características fisionómicas del manglar. Lugo y Snedaker (1974) en base a las características locales de la estructura de los manglares en la región del sur de Florida hicieron una clasificación de 6 tipos ecológicos: Ribereños, Sobreinundados, Franja, Cuenca, Chaparro y tipo Petén (Fig. II.3).

Ribereños, se localizan en los bordes de ríos y estuarios, son los mejor desarrollados estructuralmente ya que reciben constantemente aportes de agua dulce, causando baja salinidad y altos aportes de nutrientes, por lo que su productividad se mantiene alta.

Sobreinundados, estos son manglares que se encuentran en pequeñas islas, a menudo formadas por el lavado de las mareas.

Franja, se localizan a lo largo de la línea de costa, canales, ríos y lagunas, están expuestos al efecto diario de las mareas, no reciben aportes directos de agua dulce, por lo que presentan alta salinidad y el aporte de nutrientes es bajo, son menos productivos que los Ribereños.

Cuenca, se presentan en las depresiones topográficas por detrás de los manglares Ribereños y franja, solamente se inundan en mareas muy altas, el movimiento del agua es lento, las condiciones reducidas del suelo y alta salinidad son factores importantes que causan su baja productividad.

Arbustivo o Chaparro, son árboles menores a dos metros de altura y muy densos como consecuencia del pobre enriquecimiento de nutrientes en sus sedimentos y altas salinidades.

Hammock (manglar de Petén), son manglares similares a los de cuenca excepto por que se ubican en zonas más elevadas (Zaldívar *et al.*, 2004). En la península de Yucatán se presentan estos petenes que son áreas de manglar tierra adentro, pero que hidrológicamente se conectan al mar debido a la naturaleza cárstica del suelo y en épocas de lluvias se conectan debido a la corta distancia que tienen con el mar, pero no durante la época de secas (Lara-Domínguez *et al.*, 2005).

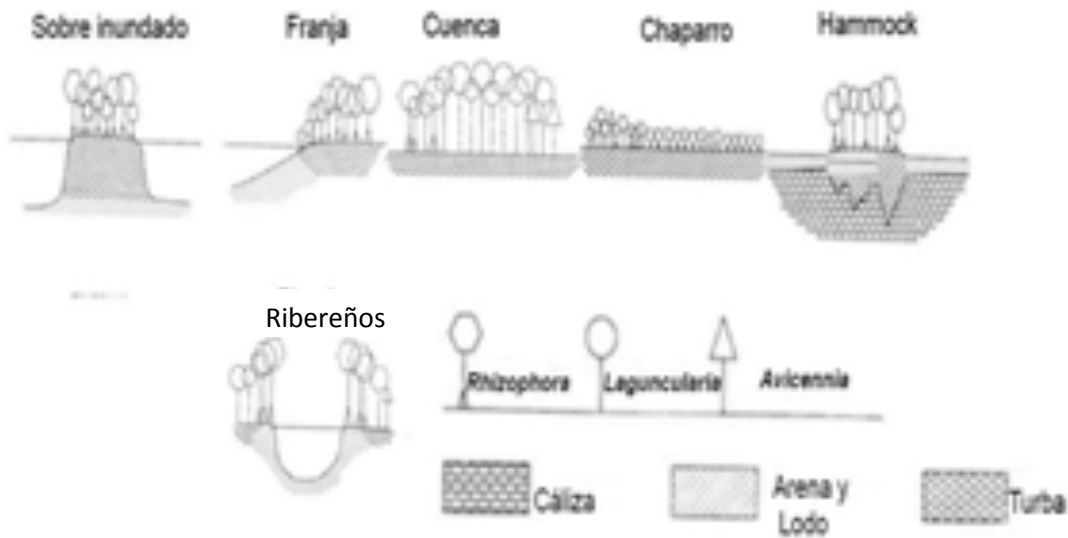


Figura 0.6. Seis tipos ecológicos de manglares modificado (Lugo y Snedaker, 1974).

El manglar se encuentra dentro de las especies halófilas reunidas en 8 familias, que contienen manglares verdaderos y 12 géneros (FAO, 2007): *Avicenniaceae* (*Avicennia germinans*), *Chenopodiaceae* (*Suaeda*), *Combretaceae* (*Laguncularia*, *Lumnitzera*), *Meliaceae* (*Conocarpus*, *Xylocarpus*), *Myrsinaceae* (*Aegiceras*), *Plumbaginaceae* (*Aegialitis*), *Rhizophoraceae* (*Rhizophora*, *Bruguiera*), *Sonneratiaceae* (*Sonneratia*); incluyendo un total de 11 especies en el nuevo mundo y 36 en el Indo Pacífico y África.

En México predominan cuatro especies de manglar: el mangle rojo (*Rhizophora mangle*), el mangle blanco (*Laguncularia racemosa*), el mangle negro (*Avicennia germinans*) y el mangle botoncillo (*Conocarpus erectus*). Las cuatro especies están sujetas a protección especial de acuerdo a la NOM 059 SEMARNAT-2010, porque podrían llegar a encontrarse amenazadas por factores que inciden negativamente en su viabilidad, lo que determinaría la necesidad de propiciar su recuperación y conservación (DOF, 2010).

Extensión, cambio de uso de suelo y/o deforestación

La superficie total mundial actual de los manglares se estima en 137,760 km², lo que representa el 1% de la cobertura terrestre mundial (Giri *et al.*, 2011). Los manglares se encuentran en 124 países (Fig. II.4), sin embargo, el 48% de la superficie de los manglares en el mundo está distribuida en sólo cinco países: Indonesia (19 %), Australia (10 %), Brasil (7 %), México (5.4 %) y Nigeria (4.7 %) (Giri *et al.*, 2011).



Figura 0.7. Representación de los países en los que se encuentra distribuido el manglar y el número de especies presentes en ellos. NOTA: El número de especies fue tomado de Spalding et al. 2010; la representación es por país y no necesariamente corresponde con la ubicación espacial de los manglares (Rodríguez-Zúñiga et al., 2013).

Debido a las crecientes presiones humanas en estos ecosistemas, se ha perdido el 50 % de la cobertura original de estas zonas (Spalding et al., 1997, Valiela et al., 2001). Se estima una pérdida del 20 % (3,6 millones de hectáreas) de manglares desde 1980 (FAO, 2007).

La tasa de deforestación anual se estimó en ~0,7% a partir de 2000-2005 (Spalding et al., 2010), similares o superiores a las de los bosques tropicales y de tres a cinco veces mayor que las tasas medias globales de la pérdida de bosques (FAO, 2007). Las tasas de pérdida combinadas con valores altos de carbono significa que a pesar de su pequeña extensión, los manglares pueden contribuir probablemente con el 10% de las emisiones totales de carbono por deforestación (Donato et al., 2011).

La cobertura de manglar en México se ha estimado entre 882,032 ha, 741,917 ha y 775.555 ha. de acuerdo a (FAO, 2007; Giri et al., 2011; Valderrama-Landeros et al., 2017). En tanto que las tasas de deforestación reportadas varían entre 10,000 y 19,000 ha por año, quiere decir que se pierde entre el 1-2.5 % de la cobertura anualmente. De acuerdo con Valderrama et al. (2014), se han perdido 81.711 ha en 25 años. Estos ecosistemas se encuentran bajo la presión antropogénica cómo: el cambio de uso de suelo para la acuacultura, agricultura, desarrollo urbano y turismo.

Servicios ambientales

Los manglares ofrecen una serie de beneficios económicos, sociales y ambientales a las personas, los cuales colectivamente son referidos como servicios ambientales (ecosistémicos). Se han propuesto diferentes sistemas de clasificación para los servicios ambientales. Sin embargo, se pueden dividirse en tres grande categorías: Servicios de aprovisionamiento: son los bienes que la gente obtiene de los ecosistemas, incluyendo la leña, los alimentos y la madera; Servicios de regulación y apoyo: estos regulan procesos como el clima y el mantenimiento de ecosistemas costeros saludables; y los servicios culturales: que son los beneficios no materiales que la gente obtiene de visitar o usar los manglares,

incluyendo para prácticas espirituales o religiosas, lazos con el patrimonio cultural y fines recreativos (Millennium Ecosystem Assessment).

En la tabla II.1, se muestran ejemplos de los diferentes tipos de servicios ambientales provistos por los manglares.

Tabla 0.1 Diferentes tipos de servicios ambientales que proveen los manglares, Modificado UNEP (2014).

Aprovisionamiento	Regulación de Procesos ecosistémico	Cultural
Madera y materiales de construcción	Regulación del clima	Ecoturismo
Pesquerías	Protección de la costa	Patrimonio y cultura
Biodiversidad	Mantenimiento de la calidad del agua	Recreación
Medicina	Reciclamiento de nutrientes	Educación
Alimento	Estabilización del suelo y erosión costera	Investigación científica
Leña	Refugio de especies costeras	
Fibra	Soporte a arrecifes de coral y pastos marinos	
Taninos		
Forraje		

En muchos lugares, la pesca dentro del manglar es la fuente principal de proteínas para las comunidades costeras, además de proveer los medios de subsistencia e ingresos, proporcionando un componente esencial de las necesidades básicas del bienestar de las personas (Fig. II.5).

Los servicios ambientales que proporcionan los manglares contribuyen significativamente al bienestar humano (Millennium Ecosystem Assessment). Sobre la base del marco proporcionado en la Evaluación de los Ecosistemas del Milenio (2005), los ecosistemas benefician a los seres humanos directa e indirectamente al contribuir con:

Seguridad: proporcionan seguridad frente a desastres naturales y acceso seguro a recursos naturales.

Los bosques de manglares son importantes para la seguridad de las comunidades, ya que actúan como defensa costera y proporcionan refugio a través de los materiales que proveen los bosques, los cuales son utilizados para la construcción, andamios y techos. La seguridad está fuertemente ligada a los cambios en los servicios de regulación, como la regulación del clima y la protección de las costas frente a la erosión y los impactos de las tormentas. La seguridad también está relacionada con los servicios de aprovisionamiento, los cambios en el suministro de leña o la captura de peces en los manglares, por ejemplo, pueden afectar el suministro de alimentos y aumentar la probabilidad de conflicto por la disminución de los recursos (McNally et al., 2011; Crow y Carney, 2013).

Acceso a material básico: incluye alimentos, refugio y acceso a bienes, oportunidades, ingresos y medios de subsistencia como el turismo. Para las comunidades costeras que viven adyacentes a los manglares, esto puede estar fuertemente vinculado a los servicios de abastecimiento de manglares como alimentos y materiales para el comercio, el consumo y los medios de subsistencia. Además, la regulación de servicios como el mantenimiento de la calidad del agua es importante para satisfacer las necesidades básicas de las personas.

Salud: es la capacidad de las personas para obtener recursos de los manglares como agua limpia, alimentos (pesquerías) y productos forestales como leña, facilitando una mejor salud. Los servicios de aprovisionamiento de manglares se extienden a los medicamentos, ya que las plantas de manglar se han utilizado para tratar una serie de condiciones desde el dolor de muelas hasta la diabetes (Govindasamy y Kannan, 2012).

Buenas relaciones sociales: Los manglares prestan servicios culturales, tales como experiencias recreativas, enriquecimiento religioso y espiritual y apoyo a la cultura tradicional y a los medios de subsistencia que apoyan la cohesión social.

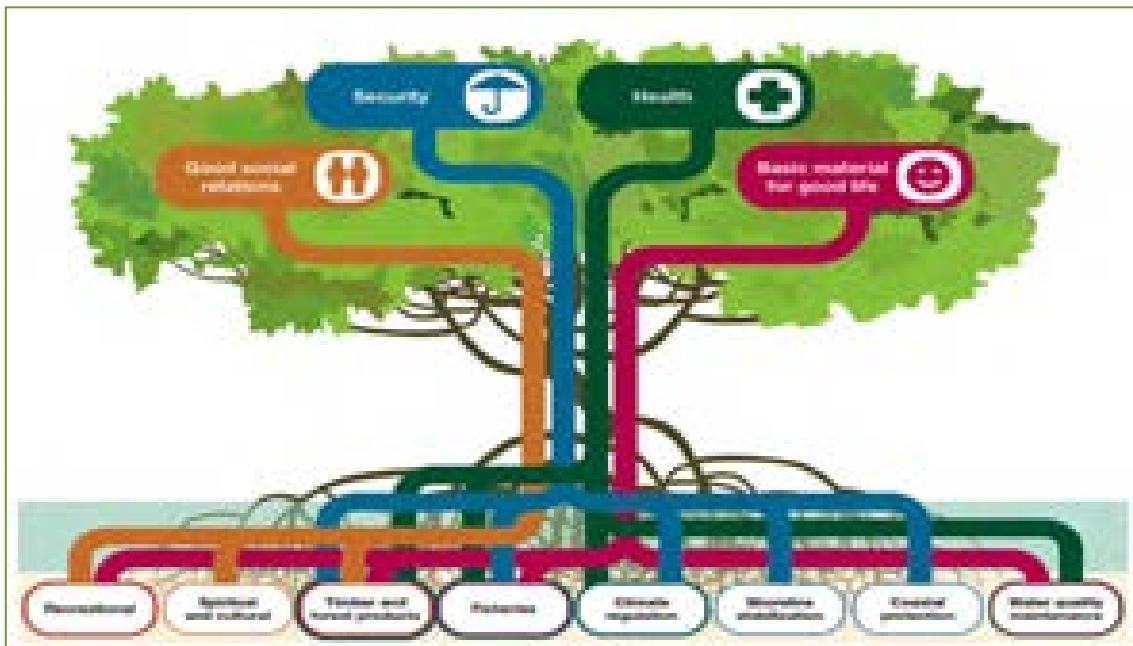


Figura 0.8. Los servicios ambientales del manglar soportan el bienestar humano UNEP (2014).

Los manglares representan un hábitat de especies migratorias, principalmente aves que pasan en los trópicos y subtrópicos la temporada invernal septentrional o meridional. Sirven de refugio para juveniles de muchos peces pelágicos y litorales, moluscos, y crustáceos (Fig. II.6). Cerca del 80% de las capturas mundiales de peces dependen directa o indirectamente de los manglares (Ellison, 2008; Sullivan, 2009).

Se estima que por cada hábitat de manglar destruido se pierden anualmente 767 kg de especies marítimas de importancia comercial, el crecimiento y la supervivencia de las postlarvas en los esteros constituyen, probablemente, uno de los factores más importantes que afectan a la magnitud de la población adulta (Turner, 1991).

Debido a su ubicación en la interface marino-terrestre, los manglares alojan gran cantidad de organismos terrestres y marinos. Son el hábitat de una gran cantidad de insectos (arañas, sapos, ranas, hormigas, termitas, y mosquitos) (observación personal).

Poseen una alta productividad primaria (con un aporte global de hojarasca de $100 \text{ Tg C año}^{-1}$) (Bouillon *et al.*, 2004) y la descomposición de una gran parte del material vegetal proporciona abundantes formas particuladas y disueltas de carbono y nutrientes que son exportados a las zonas adyacentes (Rivera-Monroy *et al.*, 1995; Kristensen *et al.*, 2008). Estos elementos son una fuente importante para el funcionamiento de niveles tróficos superiores, estimándose por ejemplo que más del 11 % de carbono orgánico total en la interface tierra – océano proviene del manglar (Bouillon *et al.*, 2004).

Los manglares juegan un papel importante en la protección de la costa en condiciones normales y durante los huracanes y tormentas tropicales. Por lo menos el 70-90 % de la energía de las olas generadas por viento se absorbe, dependiendo del estado de salud de estos ecosistemas y sus características físicas y ecológicas, que lo protegen de la erosión costera.

Los bosques de manglares son capaces de importar nutrientes y carbono asociado a los sedimentos en suspensión y restos orgánicos (Adame *et al.*, 2011). La capacidad de los manglares para importar nutrientes y carbono puede tener una importante implicación en el mantenimiento de la salud de las comunidades de algas marinas adyacentes (Furukawa y Mueller, 1997). Son importantes sumideros de carbono ($1,023 \pm 88 - 1,520 \pm 163 \text{ Mg de C ha}^{-1}$) (Donato *et al.*, 2011) y presentan una alta eficiencia en la captura de CO_2 atmosférico, secuestran hasta 25.5 millones de toneladas de carbono por año (Ong, 1993).

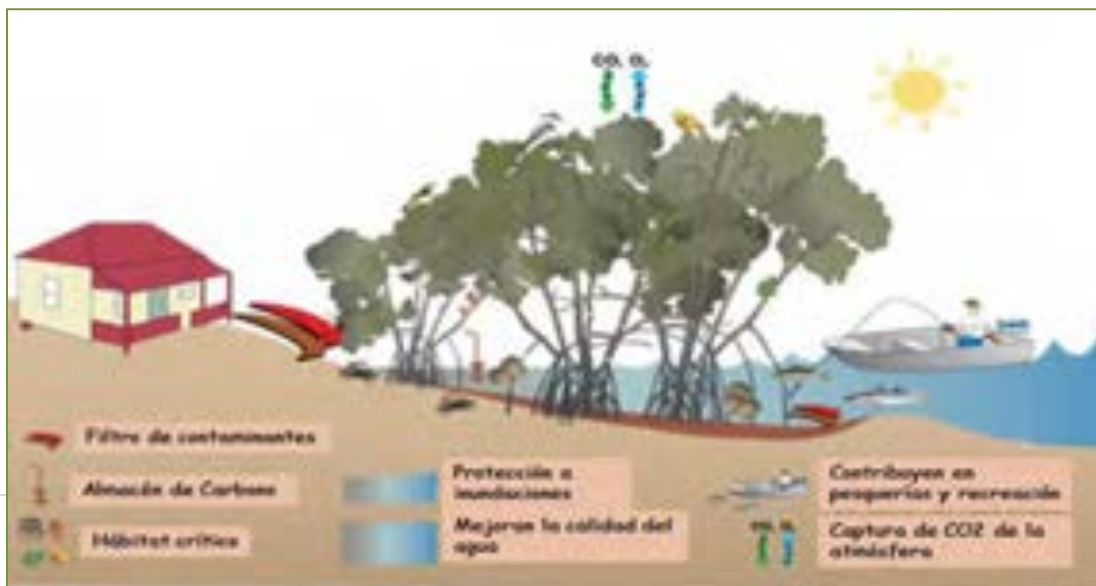


Figura 0.9. Algunos de los servicios ambientales del manglar. Captura de CO₂, almacén de carbono en biomasa aérea y subterránea, hábitat y refugio de diversas especies, aportes de carbono orgánico particulado y disuelto hacia las zonas costeras adyacentes, flujo de materia hacia cadenas tróficas superiores, protección de la línea de costa contra huracanes y erosión costera.

Pago de servicios ambientales

Constanza *et al.*, (1997) define como servicio ambiental (ecosistémico) a los beneficios que las personas obtienen de los ecosistemas. La valoración económica se define como el intento de asignar valores cuantitativos para los bienes y servicios proporcionados por los recursos del medio ambiente. Sin embargo, esta definición sólo es parcial, ya que hay que ser más específico acerca de lo que para los economistas quiere decir el término valor económico. El valor económico de cualquier bien o servicio se mide generalmente en términos de lo que estamos dispuestos a pagar por el producto.

Probablemente la contribución más importante del reconocimiento generalizado de los servicios de los ecosistemas, es que replantea la relación entre los humanos y el resto de la naturaleza. Una mejor comprensión del papel de los servicios de los ecosistemas hace hincapié en nuestros activos naturales como componentes críticos de la riqueza, el bienestar y la sostenibilidad.

De Groot *et al.*, (2011) reporta un incremento en la valoración económica 8 veces mayor que las estimaciones equivalentes de Constanza *et al.*, (1997), donde el valor económico de marisma/manglares aumentó de \$14,000 a \$194,000 US ha⁻¹ año⁻¹. Esto se debe en gran parte a nuevos estudios sobre la protección contra las tormentas, control de la erosión y su función como filtros ecológicos que estos sistemas presentan.

A pesar del incremento en la valoración económica de estos ecosistemas, Constanza *et al.*, (2014) reporta la pérdida de 2.7 trillones de dólares al año debido al cambio de uso de suelo de estos ecosistemas.

Recientemente ha tomado importancia la valoración económica para la conservación de los humedales por su papel en evitar emisiones y capturar gases de efecto invernadero, en donde los costos económicos por la pérdida o cambio de uso de suelo pueden ir desde 0.4 –18.5 billones de dólares al año, siendo el mayor costo económico por la degradación no sólo de la cobertura vegetal de los manglares sino también por la de los sedimentos, ambas asociadas a las emisiones de CO₂ (Tabla II.2).

Tabla 0.2. Estimaciones de carbono liberado por el cambio de uso del suelo en los ecosistemas costeros a nivel mundial y el impacto económico asociado. Modificado de (Pendleton et al., 2012).

Entradas	Resultados
Carbono cerca de	

Ecosistema	Extensión Global (Mha)	Tasa de conversión (% año ⁻¹)	la superficie (sedimento superficial + biomasa) (Mg CO ₂ ha ⁻¹)	Emisiones de Carbono (Pg CO ₂ año ⁻¹)	Costo económico (Billones de dolares año ⁻¹)
Marisma	.2 - 40 (5.1)	.0 - 2.0 (1.5)	37 - 949 (593)	.02 - 0.24 (0.06)	0.64 - 9.7 (2.6)
Manglar	3.8 -15.2 (14.5)	.7-3 - 0 (1.9)	73 - 1492 (933)	.09 - 0.45 (0.24)	3.6 -18.5 (9.8)
Pastos Marinos	7.7-60 (30)	.4 - 2.6 (1.5)	31 - 522 (326)	.05 - 0.33 (0.15)	1.9 - 13.7 (6.1)
Total	3.7-115.2 (48.9)			.15 - 1.02 (0.45)	3.1 - 41.9 (18.5)

Nota: 1 Pg = 1 mil millones de toneladas métricas. Para obtener valores por km², se multiplica por 100.

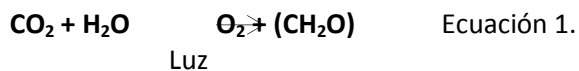
La valoración económica sobre los costos que genera la pérdida del cambio de uso de suelo y deforestación en los ecosistemas costeros es de suma importancia como herramientas e incentivos para construir e incluirlos en los planes de manejo y estrategias de adaptación y mitigación al cambio climático. Sin embargo, es importante resaltar y no perder de vista que aún hay mucho trabajo por hacer a nivel internacional, nacional, regional y local, sobre las evaluaciones de los almacenes de carbono a estas escalas espaciales.

Ciclo del carbono dentro del ecosistema del manglar

El ciclo del carbono en el ecosistema de manglar está compuesto por flujos y almacenes. En manglares los flujos se relacionan principalmente con la dinámica de hojarasca (productividad y descomposición), productividad de raíces, intercambio de carbono orgánico particulado y disuelto entre el manglar y el ecosistema acuático al que está asociado. Otros intercambios que se llevan a cabo ocurren en el estado gaseoso, como la emisión de CO₂ por respiración o liberación de CH₄ por pérdida o degradación del ecosistema.

El ciclo del carbono es sumamente complejo debido a que hasta el momento se desconoce mucho de los flujos y tiempos de residencia del carbono en diversos escenarios. En los humedales la captura, almacén y liberación de carbono sigue diversas vías y procesos (Fig. II.7).

Inicialmente la fijación del CO₂ atmosférico ocurre mediante la fotosíntesis Ec 1. La cual es una reacción de óxido-reducción en la que agua (H₂O) cede electrones para reducir el CO₂ a glúcido (CH₂O)



De la misma manera, la vegetación lleva a cabo el proceso metabólico que conduce a la captación de O₂ y a la liberación de CO₂ (respiración).

La descomposición de materia orgánica representa el mayor flujo tanto de carbono como de nutrientes en la mayoría de ecosistemas terrestres (Steinke *et al.* 1990). En bosques de manglar, además es un proceso de suma importancia no solo por lo que significa su exportación a ecosistemas vecinos (Middleton y Mckee 2001), sino particularmente por su contribución en los procesos de acreción y estabilidad del propio humedal, especialmente cuando el aporte de sedimento alóctono es limitado.

La descomposición microbiana es más rápida en presencia de oxígeno, el cual actúa como receptor de electrones durante la oxidación aeróbica de compuestos orgánicos, pero el oxígeno disminuye cuando los poros del suelo están llenos de agua, entonces funcionan los organismos anaeróbicos y la descomposición se vuelve lenta, acumulándose grandes cantidades de materia orgánica. Dos de los principales procesos anaeróbicos son la fermentación y la metanogénesis. En la fermentación de la materia orgánica o también llamada glicolisis, se produce cuando la materia orgánica es el aceptor terminal del electrón en la respiración anaerobia por microorganismos y diversas formas de ácidos y alcoholes de bajo peso molecular y CO₂. Ejemplo el ácido láctico y el etanol (Mitsch y Gosselink, 2000). La metanogénesis es el paso final en la descomposición de la materia orgánica en condiciones anaeróbicas. El aceptor de electrones terminal en la metanogénesis no es el oxígeno, sino el carbono. El carbono puede aparecer en un pequeño número de compuestos orgánicos con poco peso molecular. Los dos caminos mejor descritos implican la utilización de dióxido de carbono y acetato como aceptores terminales de electrones:



En los ecosistemas de manglar las características como el hidroperíodo, la salinidad, el tipo de materia orgánica y el potencial redox son algunos de los factores involucrados en la descomposición, que bajo condiciones anaerobias favorecen procesos como la fermentación y metalogénesis.

Después de la quema de combustibles fósiles, la deforestación y la degradación de ecosistemas es la segunda causa de emisiones de CO₂ a la atmósfera. Mucho más dióxido de carbono es arrojado a la atmósfera cada año. Sin embargo, un kilogramo de metano calienta la tierra 23 veces más que un kilogramo de dióxido de carbono. Como resultado de las actividades humanas, la concentración de metano en la atmósfera se ha casi triplicado en los últimos 150 años (Keppler, 2007).

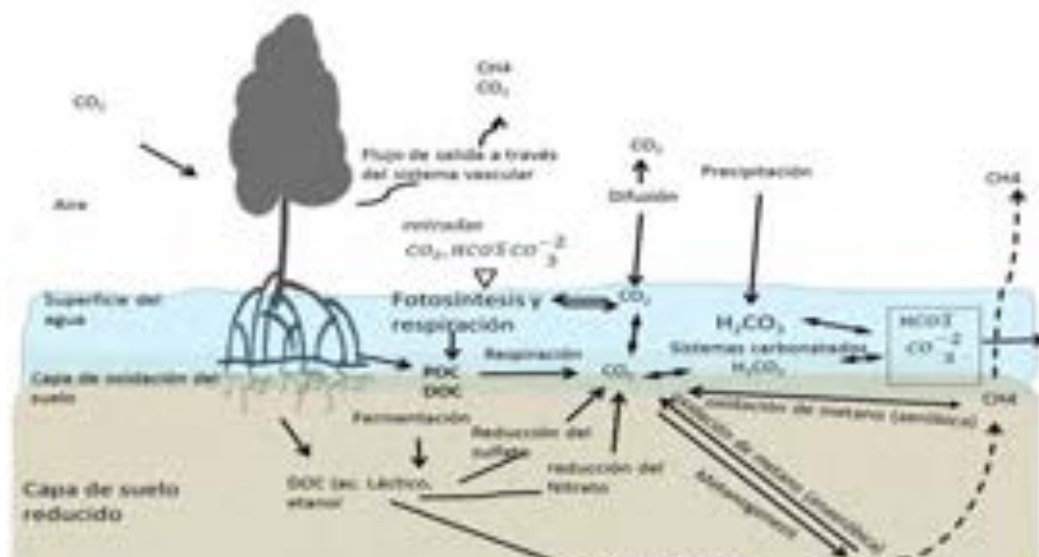


Figura 0.10. Ciclo del carbono en humedales (Modificado de Mitch y Gosselink, 2000).

A pesar de la importancia que se le ha dado al estudio sobre la exportación de carbono orgánico entre los manglares y los sistemas costeros, el número de estimaciones cuantitativas sigue siendo muy

limitado. Bouillon *et al.*, (2008) reporta siete trabajos sobre la exportación de carbono orgánico disuelto (COD) y carbono orgánico particulado (COP), mientras que once para carbono orgánico total (COT). Las tasas promedio de exportación registradas son de $150 \pm 134 \text{ g C m}^{-2} \text{ año}^{-1}$ para COD y de $137 \pm 172 \text{ g C m}^{-2} \text{ año}^{-1}$ para materia orgánica particulada (MOP), sin embargo, al escalar estos resultados a nivel global los valores de exportación estimada de COD son de $24 \pm 21 \text{ Tg C año}^{-1}$ y de COP unos $22 \pm 27 \text{ Tg C año}^{-1}$.

Almacenes de carbono

La definición de sumidero descrita por el informe del IPCC, 2014, es como todo proceso, actividad o mecanismo que sustrae de la *atmósfera* un *gas de efecto invernadero*, un *aerosol*, o un *precursor* de cualquiera de ellos.

Los humedales tropicales son uno de los ecosistemas más ricos en carbono del mundo. Los suelos ricos en compuestos orgánicos de muchos manglares y marismas contienen un almacén excepcionalmente grande, que pueden ser dos a tres veces más que lo estimado en otros bosques terrestres (Donato *et al.*, 2011).

En concreto, los manglares almacenan más carbono que otros ecosistemas (Fig. II.8), especialmente en los suelos: Los manglares tienen una reserva media de carbono de 956 Mg C ha^{-1} , frente a 241 Mg C ha^{-1} bosques tropicales húmedos de hoja perenne, 408 Mg C ha^{-1} para pantanos de turba tropicales, 593 Mg C ha^{-1} para marismas subtropicales y $142.2 \text{ Mg C ha}^{-1}$ para pastos marinos (Alongi, 2014).

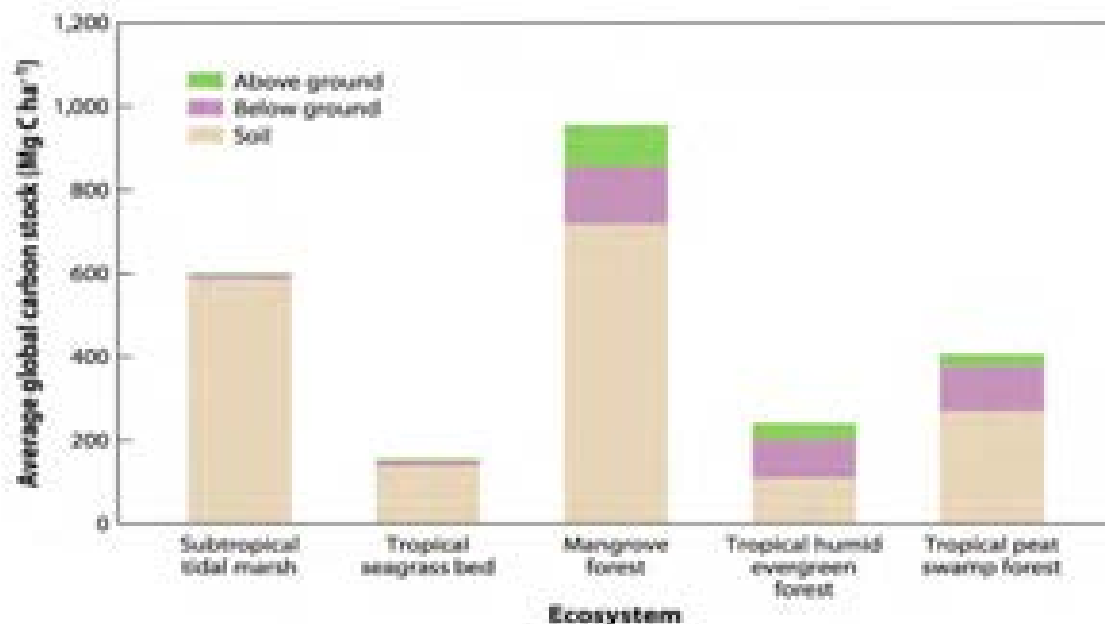


Figura 0.8. Almacén de carbono promedio de marismas subtropicales, pastos marinos tropicales, bosques tropicales húmedos de hoja perenne y pantanos de turba tropicales en comparación con los bosques de manglar (Alongi, 2014).

Sin embargo, no todos los manglares almacenan de igual forma. Donato *et al.*, (2011) observó que los manglares ubicados en un sistema geomorfológico de tipo estuarino presentaban un almacén de carbono superior ($1,074 \pm 171 \text{ Mg C ha}^{-1}$) a aquellos ubicados en un frente marino ($990 \pm 96 \text{ Mg C ha}^{-1}$). El promedio del almacén de carbono aéreo fue de 159 Mg C ha^{-1} , con un máximo de 435 Mg C ha^{-1} . El mayor porcentaje de carbono almacenado se encuentra en los suelos, en manglares estuarinos fue de 71-98 %, mientras que los suelos del manglar de tipo frente marino almacenan del 49-90 % de carbono en los sedimentos.

Almacenes de Carbono en Manglares de México

En México son escasos los estudios que se han realizado con el enfoque y metodología apropiada para evaluar los almacenes de carbono (Fig. II.9). A continuación, se describen los resultados más relevantes.

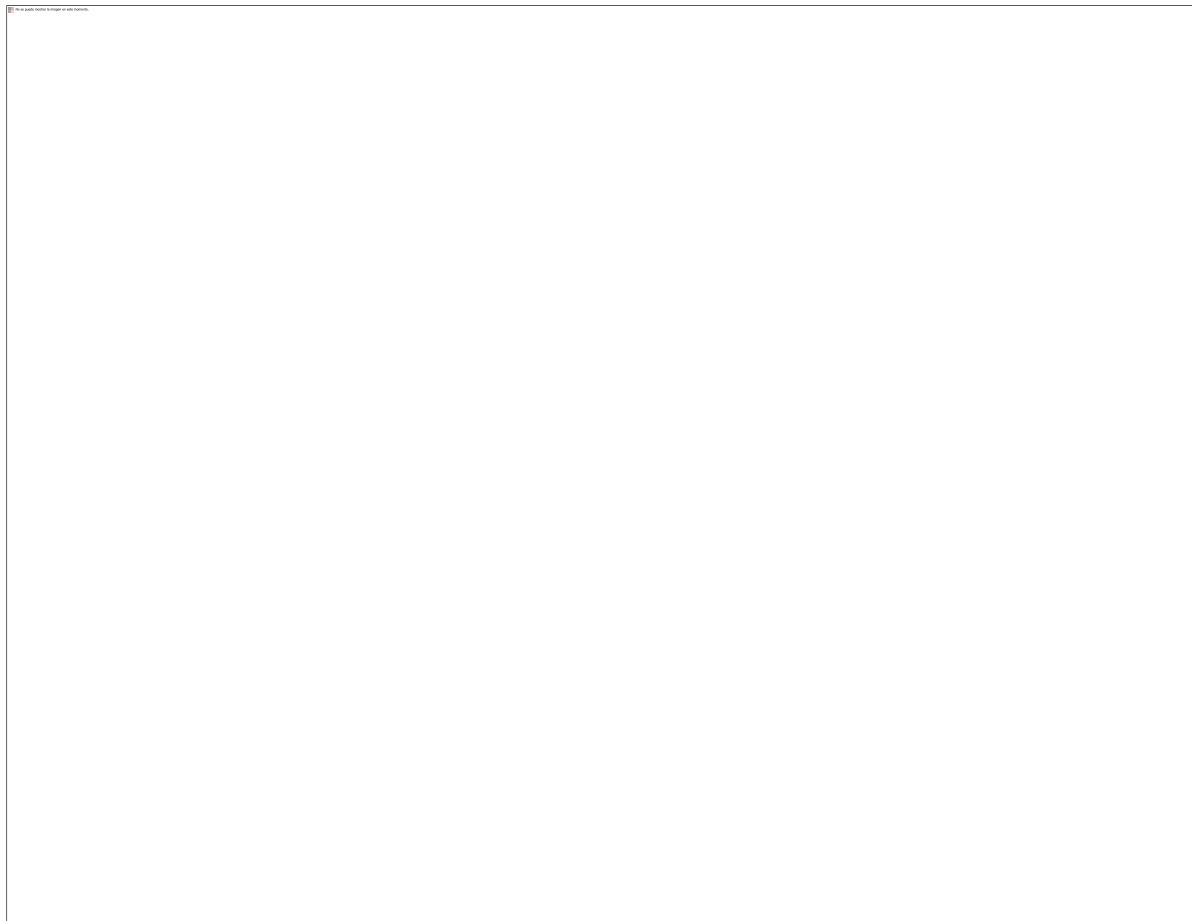


Figura 0.9. Localización geográfica de sitios donde se ha evaluado el almacén de carbono aéreo y/o subterráneo que corresponden a: 1) Adame et al., 2013; 2) Kauffman et al., 2016; 3) Adame et al., 2015; 4) Ezcurra et al., 2016.

En la región de Pacífico Sur (Fig. II.9), Adame *et al.*, (2015) evaluaron el almacén de carbono en los manglares de la ANP de la Encrucijada, cuya distribución abarca desde un entorno dominado por características fluviales, hasta un ambiente dominado por procesos costeros. Observaron que el almacén de carbono en el suelo del manglar es mayor en los sitios cercanos a los ríos (estuario superior) y disminuye hacia el estuario inferior (cercano al mar). La variabilidad del almacén de C en los manglares fue mucho menor en el estuario superior ($744\text{-}912 \text{ Mg C ha}^{-1}$) en comparación con el promedio del estuario inferior ($537\text{-}1,115 \text{ Mg C ha}^{-1}$), probablemente como resultado de la acción dinámica del sitio.

La variabilidad en los almacenes de carbono no se limita al tipo geomorfológico donde se desarrollan los manglares, también está relacionada al tipo ecológico. Adame *et al.*, (2013) en un estudio realizado en los manglares del ANP de Sian Ka'an (Península de Yucatán) (Fig. II.9), observaron que los manglares de tipo Petén presentan un almacén de carbono mayor ($987 \pm 338 \text{ Mg C ha}^{-1}$), en relación a manglares de Franja ($623 \pm 41 \text{ Mg C ha}^{-1}$) y de tipo Chaparro ($381 \pm 52 \text{ Mg C ha}^{-1}$). Registraron que las mayores reservas de C_{org} se midieron en sitios donde los valores de salinidad intersticial son relativamente bajos y la concentración de fósforo (P) en los sedimentos es alta, así como la relación N:P es baja, sugiriendo que en estos sitios el P limita el secuestro de C_{org} y el potencial de acumulación.

Ezcurra *et al.*, (2016) evaluaron el almacén de carbono subterráneo de cuatro sitios (Fig. II.9), tratando de responder dos preguntas: ¿Cuánto del carbono capturado por los manglares en una zona desértica se almacena en sus sedimentos?, y ¿cómo este almacén se compara con el de otros manglares de zonas tropicales. Los cuatro sitios de muestreo fueron en costas del Pacífico (Fig. II.9). Los resultados mostraron que en zonas de clima muy árido que se localizan en el Pacífico Norte como Balandra, los sedimentos pueden contener de 400 a $1,300 \text{ Mg C ha}^{-1}$, mientras que en Bahía Magdalena son menores los almacenes ($< 200 \text{ Mg C ha}^{-1}$ - 400 Mg C ha^{-1}). Marismas Nacionales se encuentra en clima subhúmedo y se observó que, a pesar de la gran extensión de estos pantanos costeros, presentó los valores más bajos de carbón subterráneo de los cuatro sitios (300 Mg C ha^{-1}). La Encrucijada se encuentra en una zona de clima húmedo y presenta los sedimentos más profundos y ricos en carbono de los cuatro sitios analizados, con niveles de hasta $2,000 \text{ Mg C ha}^{-1}$.

Quizás uno de los resultados más importantes de estudio, es que los manglares situados en costas desérticas pueden almacenar cantidades comparables y en ocasiones más altas de carbono subterráneo que sus contrapartes tropicales. El siguiente paso es determinar los factores y procesos responsables de esta condición de los manglares de regiones áridas del Pacífico.

En zonas áridas a pesar de la baja altura ($<3\text{-}4 \text{ m}$) de los manglares, el C_{org} subterráneo almacenado en los suelos topográficamente restringidos del Golfo de California, fue similar a los valores que se encuentran en los bosques de manglares de zonas tropicales de alta precipitación como La Encrucijada,

donde los árboles *Rhizophora mangle* como especie dominante tienen una altura de 30-40 m, comparables a los almacenes subterráneos de carbono para los manglares tropicales en la región Indo-Pacífico reportados por Donato *et al.*, (2011).

Otro trabajo que resalta es el realizado por Kauffman *et al.*, (2016) debido a la contribución que hace al evaluar las reservas de carbono de los manglares y la pérdida o emisiones derivadas de la conversión del uso de suelo del manglar a pastos ganaderos en la región de Pantanos de Centla (Tabasco) (Fig. II.9).

Para evaluar cómo el cambio de uso del suelo afecta las reservas de carbono y a las emisiones de GEIs, se compararon sitios de manglares conservados con sitios que fueron manglar y se convirtieron en áreas de pastoreo de ganado vacuno adyacentes a las áreas conservadas. Las preguntas específicas de este trabajo fueron: ¿Cuáles son las reservas de carbono de los manglares de Pantanos de Centla? ¿Cómo difieren entre manglares oceánicos (franja costera) y estuarinos? ¿Cuáles son las reservas de carbono de los pastos ganaderos que se formaron en sitios previamente ocupados por manglares? ¿Cuáles son las emisiones potenciales que podrían derivarse de la conversión de manglares en pastizales?

Se reporta que el valor del almacén de carbono total en los manglares de Pantanos de Centla osciló entre 342 y 2,098 Mg C ha⁻¹, con una media de 1,358 Mg C ha⁻¹, que es sustancialmente mayor que la media global (956 Mg C ha⁻¹) reportada por Alongi, (2014). Esto sería de esperar dada la gran cantidad de agua dulce en un área de relativamente baja frecuencia de perturbaciones naturales. En contraste, las reservas de carbono promedio de los pastizales para ganado fueron de 399 Mg C ha⁻¹.

En relación al componente subterráneo, las profundidades del suelo fueron mayores en los manglares estuarinos (275 – 300 cm) en comparación con los manglares de franja (108 – 127 cm). No se registraron diferencias significativas en los almacenes de carbono entre los manglares de franja (1,252 Mg C ha⁻¹) y de tipo estuarino (1,445 Mg C ha⁻¹).

Finalmente, se examinaron las emisiones potenciales de efecto invernadero sobre una base de equivalencia de (CO₂ eq) derivada de la conversión de manglares en pastizales ganaderos, donde la emisión potencial medida de la conversión de manglares en pastizales fue de 1,464 Mg CO₂ eq ha⁻¹. De esta estimación de emisiones, alrededor de 863 Mg de CO₂ eq ha⁻¹ provenían de fuentes de suelo, mientras que alrededor de 601 Mg de CO₂ eq ha⁻¹ proceden de las reservas de carbono aéreo.

Las emisiones por cambio de uso de suelo varían en función del ecosistema (Fig. II.10). Por ejemplo, Kauffman *et al.* (1995) determinaron que los incendios de la tala del Amazonas dieron como resultado una pérdida de C_{org} del suelo de 6.6 Mg ha⁻¹ durante los incendios. Sin embargo, no registraron diferencias significativas en la concentración o masa del suelo cuando se comparó el carbono superficial del suelo en los bosques y pastizales tropicales del Amazonas. Las pérdidas de carbono derivadas de la conversión de los bosques amazónicos de las tierras altas provienen en gran medida del almacén aéreo (481 Mg de CO₂ eq ha⁻¹) (Fig. II.10).

La conversión de bosques secos tropicales a pastizales en el este de México fue de 194 Mg de CO₂ eq ha⁻¹ y fueron en gran parte por la pérdida C_{org} del almacén aéreo. En bosques tropicales siempre verdes productivos en suelos volcánicos de Veracruz, México, Jaramillo *et al.*, (2003a) y Hughes *et al.*, (2000) reportaron pérdidas totales equivalentes a 867 Mg CO₂ eq ha⁻¹. Las pérdidas en las reservas de carbono por la conversión de manglares en Tabasco fue de 1,464 Mg CO₂ eq ha⁻¹, que es 7 veces superior a las de los bosques secos y 3 veces mayores que la conversión de los bosques a pastizales Amazónicos.



Figura 0.10 Emisiones de gases de efecto invernadero ($\text{Mg CO}_2 \text{ eq ha}^{-1}$) derivada de la conversión de bosques en pastos (Kauffman et al., 2016)

Escasos son los estudios que evalúan las pérdidas de carbono derivadas de la conversión del manglar a otros tipos de usos de suelo (Pendleton *et al.*, 2012). Es necesario generar este tipo de información para sustentar proyectos de conservación o restauración de manglares, y como insumo en los mercados de carbono o actividades de mitigación del cambio climático.

El estudio de Kauffman *et al.*, (2016) contribuye a poner en claro que la conversión del manglar, a otros usos del suelo tiene un gran costo en términos de emisiones de GEIs, así como pérdidas de otros servicios ambientales importantes. Los grandes almacenes de carbono, las altas tasas de deforestación de los manglares y las posteriores emisiones de gases de efecto invernadero, resaltan la importancia de la inclusión de los manglares en las estrategias nacionales de mitigación y adaptación al cambio climático.

Revisión de los Almacenes de Carbono en México

Para esta revisión de los almacenes de carbono (aéreo y subterráneo) en manglares de México, se siguieron los siguientes pasos. Se inició con la búsqueda bibliográfica consultando bases de datos, artículos científicos, tesis, libros, informes técnicos, memorias de Congresos, etc. Los estudios fueron revisados para obtener información sobre los almacenes (aéreo y subterráneo) en manglares.

Con el propósito de que la información colectada pudiera ser analizada desde diferentes criterios importantes para el desarrollo estructural de los manglares, los datos de cada trabajo fue clasificada de

acuerdo a: las Regiones de México, el tipo de Clima, la Geomorfología del sitio de estudio y el tipo ecológico de manglar.



Figura 0.11. Regionalización de los manglares en México. Fuente: CONABIO. 2009

Las Regiones de México fueron las propuestas por los especialistas en manglar de México para el estudio de este ecosistema (Rodríguez-Zúñiga *et al.*, 2013): Pacífico Norte (P.N.) corresponde a los estados de Baja California Norte, Baja California Sur, Sonora, Sinaloa y Nayarit; Pacífico Centro (P.C.) Jalisco, Colima y Michoacán; Pacífico Sur (P.S.), Guerrero, Oaxaca, Chiapas; Golfo de México (G.M.) Tabasco, Tamaulipas y Veracruz; Península de Yucatán (P.Y.) Campeche, Quintana Roo y Yucatán (Fig. II.11).

La clasificación de climas utilizada fue en base a los rangos de humedad (Húmedo, Subhúmedo, Árido-Semiárido, Muy Árido) (Fig. II.12).

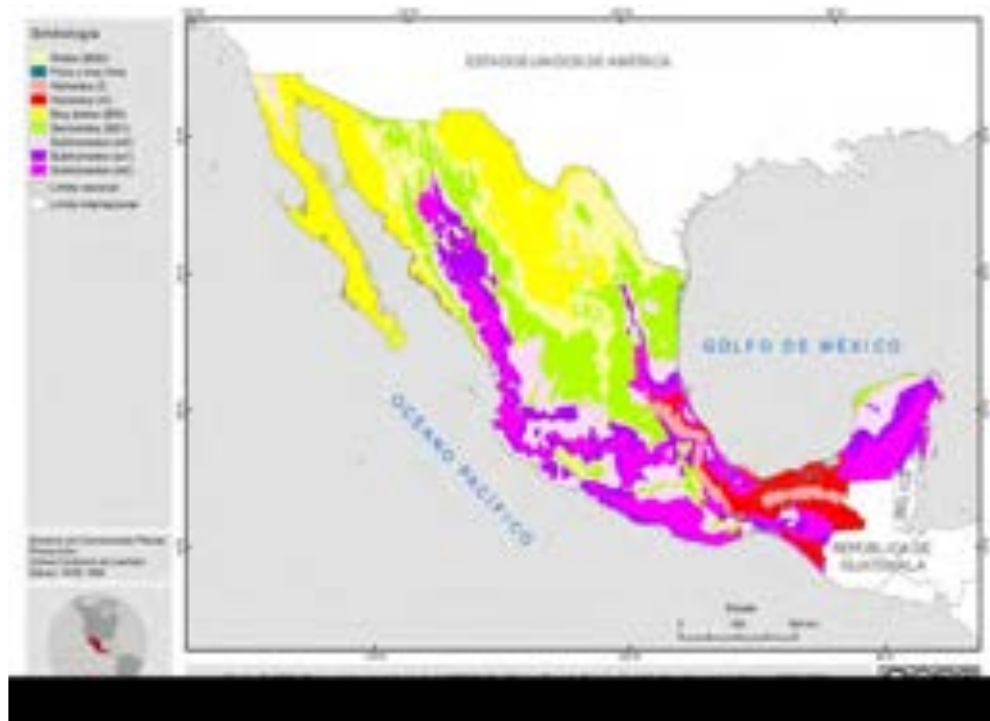


Figura 0.11. Clasificación de los climas en base a los rangos de humedad. Escala 1:4000000. Fuente: CONABIO.

Los recursos hídricos de México están constituidos por ríos, arroyos, lagos y lagunas, así como por almacenamientos subterráneos y grandes masas de agua oceánica. En México existen cerca de 42 ríos principales que transcurren en tres vertientes: occidental o del Océano Pacífico, oriental o del Océano Atlántico (Golfo de México y Mar Caribe), y la interior cuyos ríos desembocan en lagunas interiores (INEGI, 1995b). La mayor parte de la Península de Yucatán carece de drenaje superficial, pues se trata de una extensión de poco relieve y sustrato permeable, por lo que casi toda la circulación de agua es subterránea (Fig. II.13). Las lagunas costeras son comunes en zonas donde la planicie mal drenada hace contacto con el mar, las cuales pueden estar formadas por agua dulce, salobre o salada; el contenido de sal varía de una época a otra, y también en función de la apertura temporal o el cierre de la comunicación con otras lagunas y con el mar.

Para la clasificación geomorfológica además del escenario ambiental que prevalecía en cada sitio con datos, se consideraron los recursos hídricos de México donde se pueden desarrollar los bosques de manglar, por lo que se clasificó en 4 categorías en base a su geomorfología (Río-estuarino, Laguna Costera, Cárstico, y Marisma).



Figura 0.13. Hidrografía de México. Escala 1:4000000 Fuente: CONABIO

El almacén (aéreo y subterráneo) también fue clasificado de acuerdo al tipo ecológico de manglar (Chaparro, Cuenca, Franja, Ribereño, Petén; figura II.14). Con base a los datos e información contenida en cada trabajo, en algunos casos fue necesario hacer las estimaciones o cálculos de los valores de carbono para los almacenes aéreo y subterráneo, finalmente los resultados son presentados en Mg C ha^{-1} y $\text{Mg de CO}_2 \text{ eq ha}^{-1}$.



Figura 0.14. Tipos ecológicos de manglar: Chaparro, Cuenca, Franja, Ribereño y Petén

El almacén subterráneo fue estimado mediante la información de la literatura revisada la cual podía contener valores de porcentaje de materia orgánica en sedimentos, densidad aparente de los sedimentos, porcentaje de carbono orgánico, largo de la fracción del núcleo de sedimento y biomasa en raíces, con esta información se realizaron las estimaciones del almacén subterráneo. Es importante resaltar que solo se consideraron los valores de carbono orgánico en los sedimentos hasta la profundidad de 1 m, debido a que por debajo de esta profundidad se pueden registrar valores altos ($>2,000 \text{ Mg C ha}^{-1}$), con lo cual se podría sobrestimar el almacén subterráneo, por lo que se optó ser conservador en estas evaluaciones.

En años recientes se publicaron trabajos enfocados en evaluar de los almacenes de carbono en la región de Pacífico Norte, Pacífico Sur, Golfo de México y Península de Yucatán (Adame *et al.*, 2013; Adame *et al.*, 2015; Ezcurra *et al.*, 2016; Kauffman *et al.*, 2016;), los valores reportados proporcionaron una referencia inicial para los resultados obtenidos al realizar las estimaciones con la información extraída de estudios que no tenían el objetivo de evaluar carbono pero que los datos reportados permitían las estimaciones.

La biomasa aérea en algunos casos era reportada, y cuando no se reportaba, se estimó utilizando ecuaciones alométricas propuestas por Fromard *et al.*, (1998) y Howard *et al.*, (2014) en base a la especie de manglar y clima, partiendo de datos como especie, altura, área basal, diámetro a la altura de pecho, densidad. Una vez obtenida la biomasa en (Mg ha^{-1}), ésta se multiplicó por el factor 0.45

(Kauffman y Donato, 2012) para obtener el carbono contenido en la biomasa de los árboles vivos. Finalmente, las estimaciones fueron reportadas en Mg de CO₂ eq, utilizando la relación del peso molecular de CO₂ (44) y C (12) (Howard *et al.*, 2014).

En esta revisión se consultaron 64 trabajos (Fig. 2.15), donde la región de Península de Yucatán presentó el mayor número de estudios (n=24), seguida por el Golfo de México (n=18), Pacífico Norte (n=9), y Pacífico Sur (n=7), mientras que Pacífico Central presento el menor número de estudios (n=6). Esto representa a un estudio por cada 12,000 ha de manglar.

En la figura II.15 se puede observar el número de sitios de donde se obtuvieron datos e información (n=424), y el número de sitios correspondientes para cada región, siendo la mejor representada la Península de Yucatán (n=179), seguida por el Golfo de México (n=140), Pacífico Sur (n=63), y Pacífico Norte (n=34), mientras que Pacífico Central presentó el menor número (n=8). Esta distribución geográfica responde a la extensión de los manglares en México, donde el 52% del total está en los estados de Campeche, Yucatán y Quintana Roo (Valderrama-Landeros *et al.*, 2017).

En la figura II.16 se presenta la distribución de la información recopilada en base al tipo de publicaciones, resalta que la mayor cantidad de información se localiza en literatura gris (reportes, tesis, informes, n=27), seguida de artículos nacionales (n=20) y artículos internacionales (n=17). De estos resultados es importante resaltar que, si bien en México se está generando información relevante sobre los ecosistemas de manglar, mucha de esta información se queda en la literatura gris que resulta en muchas ocasiones ser de difícil acceso.

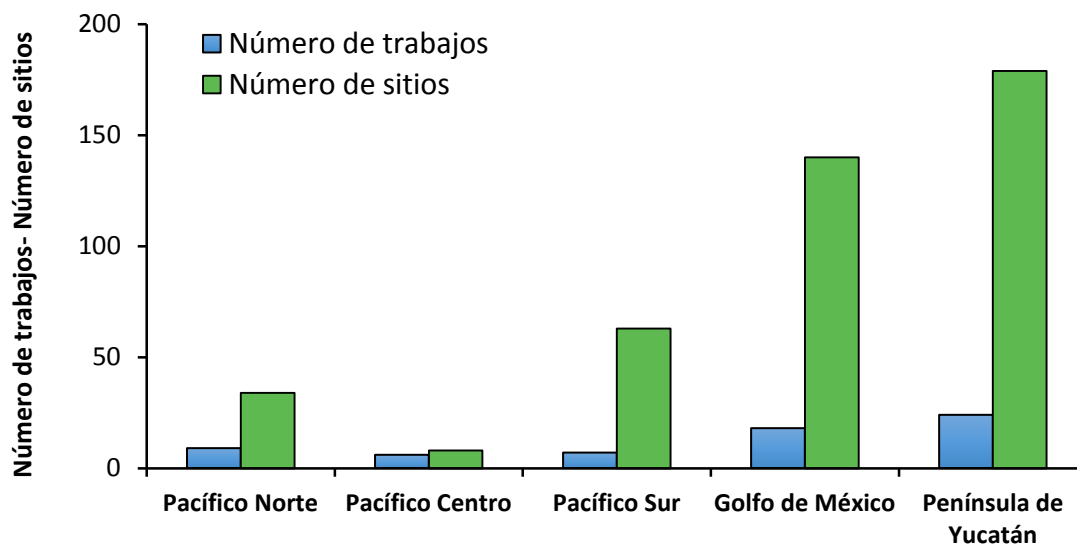


Figura 0.15. Número de trabajos consultados, y número de sitios con datos sobre carbono en manglares por región de acuerdo a la clasificación propuesta por CONABIO 2008.

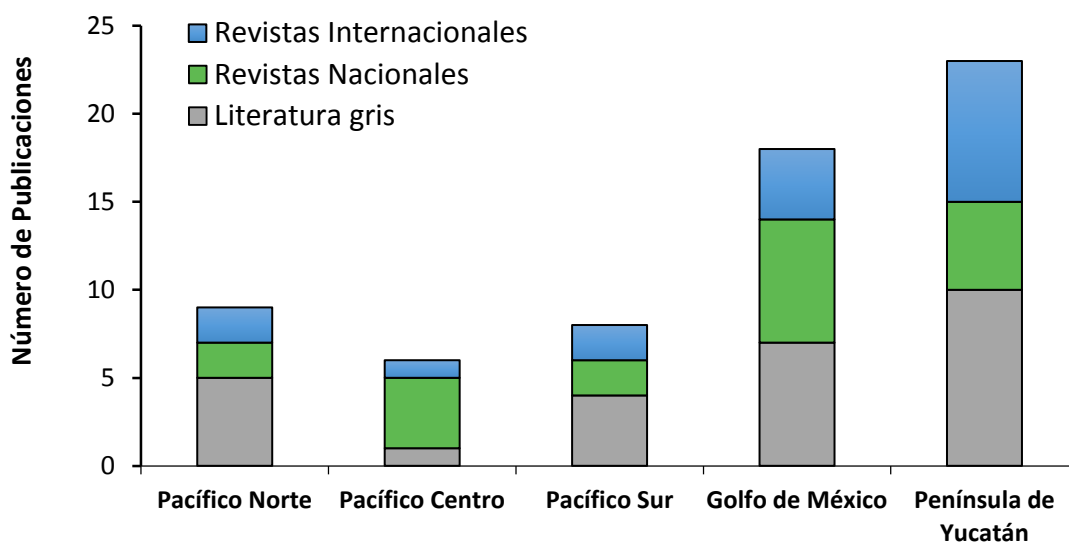


Figura 0.16. Número de trabajos consultados y clasificados por tipo de publicación; Revistas internacionales, Revistas Nacionales y Literatura gris por región de acuerdo a la clasificación propuesta por CONABIO 2008.

Almacén de Carbono por Región

II.9.1 Almacén subterráneo

En la tabla II.3 se observa el almacén de carbono aéreo y subterráneo de acuerdo a las diferentes regiones de México. La región Pacífico Sur presenta el promedio de almacén subterráneo más alto ($2,238 \pm 1041 \text{ Mg CO}_2 \text{ eq ha}^{-1}$). En esta región el valor más alto de carbono en sedimentos ($3,445 \text{ Mg CO}_2 \text{ eq ha}^{-1}$) se registró en los manglares de La Encrucijada (Chiapas). La región del Pacífico Norte presenta un valor promedio de $969 \pm 1049 \text{ Mg CO}_2 \text{ eq ha}^{-1}$, donde el valor más alto ($3,277 \text{ Mg CO}_2 \text{ eq ha}^{-1}$) se registró en el sitio de Balandra (Baja California Sur). En la Península de Yucatán se tiene el valor promedio de $993 \pm 783 \text{ Mg CO}_2 \text{ eq ha}^{-1}$, siendo en el sitio de Sian Kan en el Estado de Quintana Roo donde se registró el valor más alto ($3,200 \text{ Mg CO}_2 \text{ eq ha}^{-1}$). La región de Golfo de México presentó un valor promedio de $765 \pm 603 \text{ Mg CO}_2 \text{ eq ha}^{-1}$, siendo en el sitio de Pantanos de Centla (Tabasco) donde se registró el promedio más alto de carbono subterráneo ($1,956 \text{ Mg CO}_2 \text{ eq ha}^{-1}$). El almacén subterráneo de la región de Pacífico Centro es un valor estimado porque no hay datos de este compartimento en la literatura revisada. El cálculo fue teniendo como base la relación entre la biomasa aérea para el clima de esta región y el carbono de sitios con las biomásas aéreas similares, el resultado fue de $789 \text{ Mg CO}_2 \text{ eq ha}^{-1}$ como valor calculado. El valor promedio del almacén subterráneo estimado para México es de $1,094 \pm 936 \text{ Mg CO}_2 \text{ eq ha}^{-1}$.

II.9.2 Almacén aéreo

En la tabla II.3 se presenta el almacén aéreo de cada región, observándose que la región de Península de Yucatán tiene el valor promedio más alto ($690 \pm 790 \text{ Mg CO}_2 \text{ eq ha}^{-1}$) de biomasa área viva, seguida por la Pacífico Sur ($633 \pm 540 \text{ Mg CO}_2 \text{ eq ha}^{-1}$), Pacífico Central ($429 \pm 342 \text{ Mg CO}_2 \text{ eq ha}^{-1}$), Golfo de México

(375 ± 335 Mg CO₂ eq ha⁻¹) y Pacífico Norte (216 Mg CO₂ eq ha⁻¹). El valor del almacén aéreo estimado para México es de 552 ± 620 Mg CO₂ eq ha⁻¹.

El promedio del almacén de carbono total para México es de $1,534 \pm 812$ Mg CO₂ eq ha⁻¹, el 70% está en el compartimento subterráneo. Considerando la superficie de manglar en México (775,555 ha) reportada por Valderrama- Landeros et al., (2017), se estima estimar que la reserva de carbono en los manglares de México es de 1.8 Pg de CO₂ eq, este valor es comparable a las emisiones generadas por la deforestación de los manglares con lo reportado por Donato et al., 2011.

Tabla 0.3. Almacén de carbono aéreo y subterráneo (Mg de CO₂ eq ha⁻¹) en cada Región de México, número de datos (n).

Región	Almacén aéreo		Almacén subterráneo	
	Mg CO ₂ eq ha ⁻¹	n	Mg CO ₂ eq ha ⁻¹	n
Pacífico Norte	(13.9 -596) 216	13	(132 -3,320) 969.2	28
Pacífico Centro	(55.3 – 993) 429	6	789	1
Pacífico Sur	(51.7 – 2,435) 633	59	(444.3 -4,261) 2,238	18
Golfo de México	(15- 1,490) 375.5	109	(35 – 1,956) 765	27
Península de Yucatán	(5.6 – 3,962) 690.9	142	(87 – 4,514) 993	82
Total	552	329	1,094	155

II.9.3 Mapas de los sitios donde se cuenta con datos sobre el almacén de carbono (aéreo y/o subterráneo) de acuerdo a la Región.



Figura 0.17. Sitios de manglar en la Región de Pacífico Norte en donde se cuenta con datos para estimar el almacén de carbono (aéreo y/o subterráneo), o hay un estudio específico para determinar el almacén de carbono.

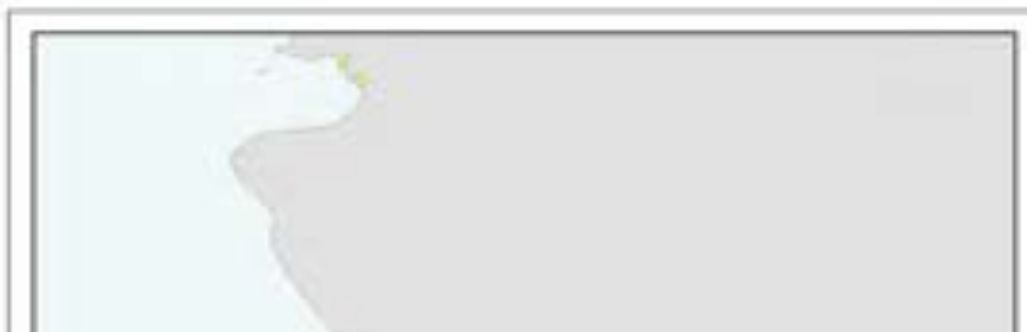


Figura 0.12. Sitios de manglar en la Región de Pacífico Centro en donde se cuenta con datos para estimar el almacén de carbono (aéreo y/o subterráneo) o hay un estudio específico para determinar el almacén de carbono.

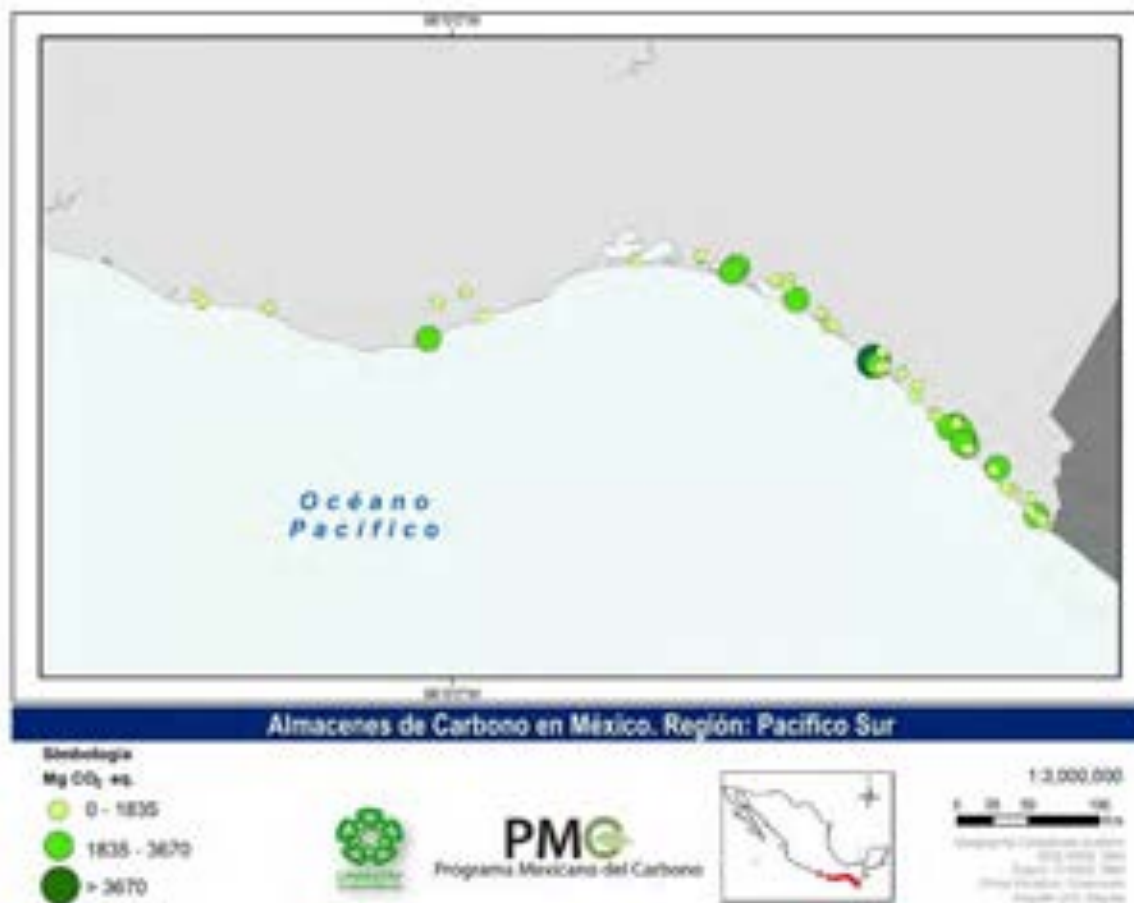


Figura 0.13. Sitios de manglar en la Región de Pacífico Sur en donde se cuenta con datos para estimar el almacén de carbono (aéreo y/o subterráneo) o hay un estudio específico para determinar el almacén de carbono.



Figura 0.14. Sitios de manglar en la Región de Golfo de México en donde se cuenta con datos para estimar el almacén de carbono (aéreo y/o subterráneo) o hay un estudio específico para determinar el almacén de carbono.

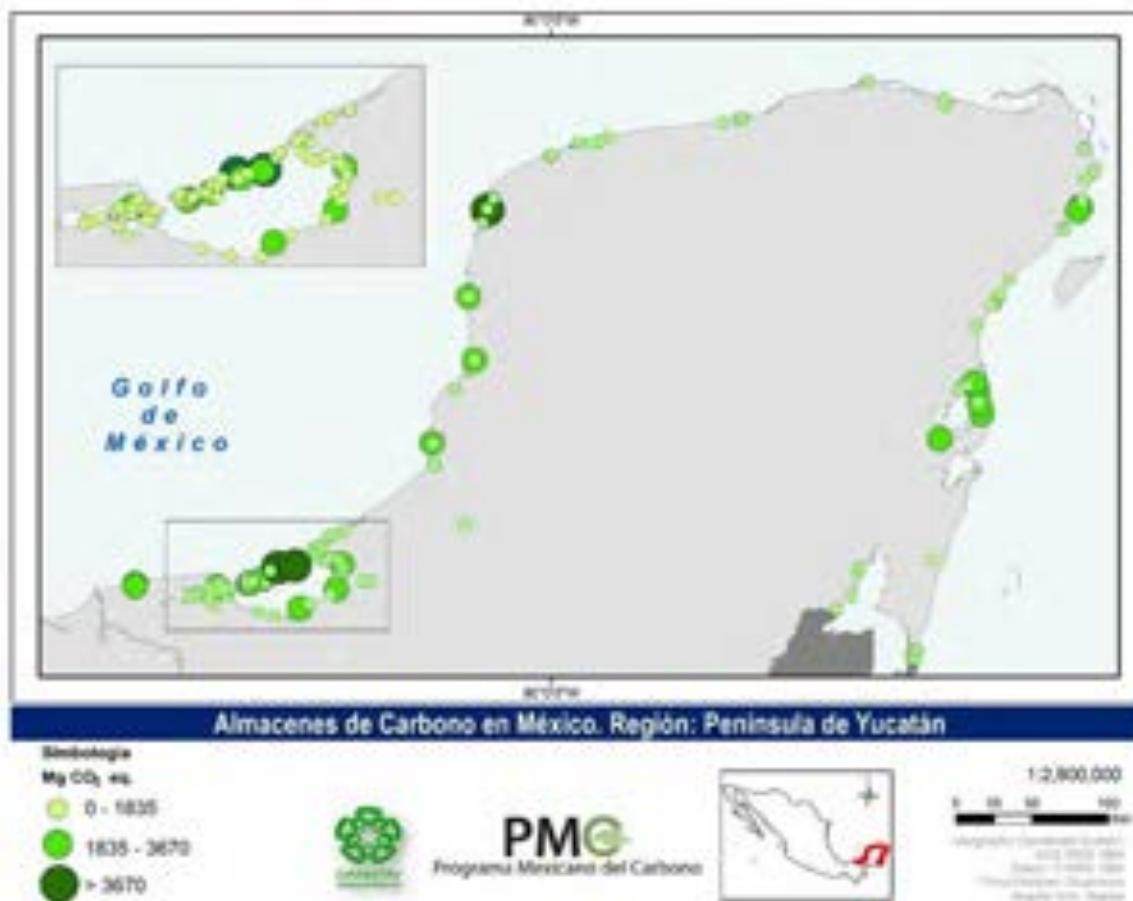


Figura 0.15. Sitios de manglar en la Región de Península de Yucatán en donde se cuenta con datos para estimar el almacén de carbono (aéreo y/o subterráneo) o hay un estudio específico para determinar el almacén de carbono.

II.10 Emisiones de CO₂ por pérdida de superficie de manglar.

En la tabla II.4 se presentan los cambios en la superficie de manglar de 1970 al 2015 para cada región (Valderrama-Landeros *et al.*, 2017), así como el valor del almacén de carbono total en Mg de CO₂ eq ha⁻¹.

La estimación de emisiones de CO₂ eq por la pérdida de cobertura de manglar cuando no se conoce el factor de emisión por actividad, se puede estimar bajo dos enfoques. Pendleton *et al.*, (2012) sugiere uno de manera conservadora donde se asume que se pierde el 25 % del almacén de carbono, y un segundo enfoque que asume la pérdida del 100 % del almacén de carbono. En México el único trabajo que evalúa las emisiones por pérdida de cobertura de manglar es en Tabasco, donde la actividad es por campos de pastos para ganado vacuno (Kauffman *et al.*, 2016). Este reporta emisiones de promedio de 1,464 Mg CO₂ eq ha⁻¹, debido a la conversión de manglares a campos de pastos para ganado. A pesar de ser un valor conservador, ya que únicamente asumen una pérdida del almacén subterráneo hasta un 1 m de profundidad, en este estudio las emisiones causadas por cambio de uso de suelo son mayores que la media del almacén de carbono estimado para regiones como Pacífico Norte, Pacífico Centro y Golfo de México. Por lo que hay que considerar que los manglares en México presentan gran heterogeneidad que se refleja en sus almacenes, por lo que se optó por utilizar la media del almacén total de carbono por región (Tabla II.4).

Se estimaron las emisiones de CO₂ eq por la pérdida de cobertura de manglar del periodo de 1970-2005 y de 2005-2010 reportada por Valderrama *et al.*, (2017), asociados a factores antropogénicos como el desarrollo de granjas acuícolas y estanques artificiales, zonas turísticas, zonas industriales, vías de comunicación, poblados, zonas en construcción e infraestructura hidráulica. En la tabla II.4 se presenta el porcentaje de la pérdida de superficie de manglar asociado a los factores anteriores. Las emisiones como resultado de la degradación de cobertura de manglar se calcularon asumiendo el 80 % de la pérdida del almacén para el desarrollo de granjas acuícolas y estanques artificiales. Debido a que no se conoce el % de pérdida del almacén de carbono para el resto de los factores antropogénicos mencionados, se asumieron dos escenarios: a) conservador que representa la pérdida del 25 % del almacén, y b) radical que considera la pérdida del 100 % del almacén de carbono.

En la tabla II.5 se presentan los cambios en la superficie de manglar reportadas por Valderrama *et al.*, (2017) y el almacén de carbono total para las Regiones de México.

Para el periodo de 1970-2005 las regiones de Pacífico Sur y Península de Yucatán presentan los valores más altos en emisiones por pérdida de manglar (Figura II.22). En la Región de Pacífico Sur se registró el valor promedio más alto en el almacén de carbono total, y es la segunda región con mayor pérdida de superficie de manglar (Tabla II.6). Utilizando las ecuaciones de equivalencia de GEIs de la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos, los valores calculados considerando el 100% de la pérdida del almacén de carbono son equivalentes a las emisiones de gases de efecto invernadero por el uso de 133,284 vehículos de pasajeros conducidos por un año o a las emisiones de CO₂ de 284 millones de litros de gasolina consumida. La Península de Yucatán registra la mayor pérdida de manglar de 1970- 2015, así como el segundo almacén de carbono más alto. Las emisiones de CO₂ eq considerando la pérdida del 100 % del almacén de carbono equivalen a las emisiones de CO₂ de 212 millones de litros de gasolina

Tabla 0.4. Cambios en la cobertura de manglar 1970- 2015, y emisiones de CO₂ eq por pérdida de manglar

Región	Superficie Manglar ha 1970-1980	Superficie Manglar ha 2005	Superficie Manglar ha 2010	Superficie Manglar ha 2015	Perdida de Superficie de Manglar ha 1970-2015	Total Mg CO ₂ eq ha ⁻¹
Pacífico Norte	197,895	186,546	182,268	187,383	10,512	(57 – 3,280) 1,185.3
Pacífico Centro	16,475	6,987	6,861	7,011	9,464	(55.3 – 993) 1,218
Pacífico Sur	98,750	71,554	73,094	72,187	26,563	(51.7- 5262) 2,871.8
Golfo de México	89,650	87,474	85,532	87,048	2,602	(15 -2,516) 1,140.8
Península de Yucatán	453,635	421,573	417,019	421,926	31,709	(17 – 4,514) 1,684.8

Nota: Los datos de pérdida de superficie de manglar fueron tomados de Valderrama - Landeros et al., (2017).
Para el periodo entre 2005-

2010 la región de Península de Yucatán y Pacífico Norte presentan los valores más altos en emisiones por pérdida de manglar (Figura II.22). La región de Península de Yucatán registró la mayor pérdida de superficie de manglar seguida del Pacífico Norte (Tabla II.6). Utilizando las ecuaciones de equivalencia de GEIs de la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos, los valores considerando el 100% de la pérdida de manglar es equivalente a las emisiones de gases de efecto invernadero por el uso de 13,141 vehículos de pasajeros conducidos por un año o a las emisiones de CO₂ de 28 millones de litros de gasolina consumida. La pérdida de manglar en la Región de Pacífico Norte corresponde a las emisiones de CO₂ de 16 millones de litros de gasolina consumidos.

Para este periodo Valderrama *et al.*, (2017) reporta una ganancia de cobertura de manglar en la Región de Pacífico Sur por lo que no se registran emisiones de CO₂ eq relacionadas a la pérdida del ecosistema.

	Pérdida de Manglar 1970-2005 (ha)	Causa de la Perdida	% Asociado a la Causa	Superficie de manglar con cambio de suelo tipo: 1. (ha)	Superficie de manglar cambio de uso tipo: 2,3,4,5,6,8 (ha)	Almacén de Carbono (CO ₂ eq ha ⁻¹)	% de pérdida del almacén de carbono por 1 causa de perdida.	Emisiones de CO ₂ eq por cambio tipo
Pacífico Norte	113,49	1	60	6,809	4,540	1,185	80*	6,455,311
Pacífico Centro	9,488	2,3	40;18		9,488	1,218	25-100	
Pacífico Sur	27,196	1	39	10,606	16,90	2,871	80*	2,436,0871.3

Tabla 0.5. Cambios en la cobertura de manglar 1970- 2005, y emisiones de CO₂ eq por pérdida de manglar asociados a factores antrópicos.

Golfo de México	2,176	4,5,6	28;23;20		2176	1,140	25-100	
Península de Yucatán	32,062	de 2,3,6 Perdida	Asociado a la Causa	Superficie de manglar con cambio de suelo tipo: 1. (ha)	32,062	(1,684 ha ⁻¹)	causa cambio tipo 1 de pérdida.	Emisiones de CO ₂ eq por

	Emisiones de CO ₂ eq por cambio tipo: 2,3,4,5,6,8	Emisiones de CO ₂ eq por cambio tipo 2,3,4,5,6,8	Total de Emisiones de CO ₂ eq al 25 % (Mg CO ₂ eq)	Total de Emisiones de CO ₂ eq al 100 % (Mg CO ₂ eq)
	25 %	100 %		
Pacífico Norte		1,344,857	7,800,168	11,834,737
Pacífico Centro		2,889,096	2,889,096	11,556,384
Pacífico Sur		11,907,157	36,268,028	71,989,498
Golfo de México		620,160	620,160	2,480,640
Península de Yucatán		13,498,102	13,498,102	53,992,408

Nota: Se estimaron las emisiones bajo 3 escenarios a) pérdida del 25 % del almacén de carbono, b) pérdida del 100 % del almacén de carbono y c) cuando se conoce el % de pérdida del almacén asociado al tipo de cambio. Tipos de cambio: 1. Granjas acuícolas* y estanques artificiales, 2. Zonas turísticas, 3. Zonas industriales, 4. Vías de comunicación, 5. Poblados, 6. Zonas en construcción, 7. Infraestructura hidráulica, 8. No se reporta la causa. Los datos de pérdida de superficie de manglar y causa de la pérdida fueron tomados de Valderrama- Landeros et al., (2017).

Tabla 0.6. Cambios en la cobertura de manglar 2005 -2010, y emisiones de CO₂ eq por pérdida de manglar asociados a factores antrópicos.

Pacífico Norte	4,278	1	74	3,166	1,112	1,185	80	3,001,103
Pacífico Centro	126	6	96		126	1,218	25-100*	
Pacífico Sur	+1,540	3,7	39;34		+1,540	2,871	25-100*	
Golfo de México	1,942	1,4	42;20	816	1,126	1,140	80	743,864
Península de Yucatán	4,554	2,6	61;17		4,554	1684	25-100*	

Nota: Se estimaron las emisiones bajo 3 escenarios a) pérdida del 25 % del almacén de carbono, b) pérdida del 100 % del almacén de carbono y c) cuando se conoce el % de pérdida del almacén asociado al tipo de cambio. Tipos de cambio: 1. Granjas acuícolas y estanques artificiales, 2. Zonas turísticas, 3. Zonas industriales, 4. Vías de comunicación, 5. Poblados, 6. Zonas en construcción, 7. Infraestructura hidráulica, no se reporta la causa. Los datos de pérdida de superficie de manglar y causa de la

	Emisiones de CO ₂ eq por cambio tipo: 2,3,4,5,6,8	Emisiones de CO ₂ eq por cambio tipo 2,3,4,5,6,8	Total de Emisiones de CO ₂ e al 25 %	Total de Emisiones de CO ₂ e al 100 %
	25 %	100 %	(Mg CO ₂ eq)	(Mg CO ₂ eq)
Pacífico Norte		329,513	1,318,052	4,319,154
Pacífico Centro		38,367	153,468	153,468
Pacífico Sur				4,421,340
Golfo de México		321,013	1,284,050	2,027,914
Península de Yucatán		1,917,234	7,668,936	7,668,936

pérdida fueron tomados de Valderrama- Landeros et al., (2017).

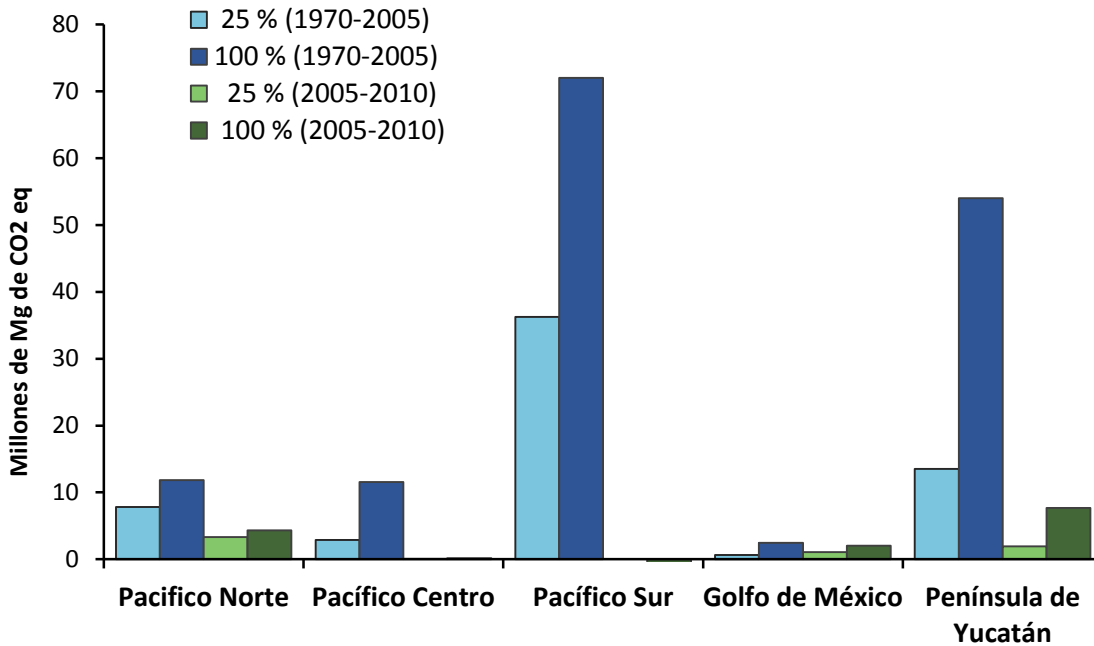


Figura 0.16. Emisiones de CO₂ eq por pérdida de manglar asociado a factores antrópicos, bajo una estimación conservadora (pérdida del 25 % del almacén de carbono) y un escenario no conservador (pérdida del 100 % del almacén de carbono) de acuerdo a Pendleton et al., (2012).

II.11 Almacén de Carbono por Clima

II.11.1 Almacén subterráneo

En la tabla II.7 se observa el almacén de carbono aéreo y subterráneo de acuerdo al tipo de clima donde se desarrollan los manglares de México. El almacén de carbono subterráneo (sedimentos) asociado a un clima Húmedo presento el valor promedio más alto ($1,619 \pm 1194 \text{ Mg CO}_2 \text{ eq ha}^{-1}$). El sitio de Puerto Rico (Campeche) registró el valor más alto $4,514 \text{ Mg CO}_2 \text{ eq ha}^{-1}$. Los manglares que se desarrollan en clima Muy Árido presentaron un valor promedio de $1,497 \pm 1207 \text{ Mg CO}_2 \text{ eq ha}^{-1}$. El sitio de Balandra fue donde se registró el valor más alto ($3,320 \text{ Mg CO}_2 \text{ eq ha}^{-1}$). Los manglares de clima Subhúmedo presentaron un valor promedio de $1002 \pm 829 \text{ Mg CO}_2 \text{ eq ha}^{-1}$, y el sitio con el valor más alto ($3,445 \text{ Mg CO}_2 \text{ eq ha}^{-1}$) se registró en La Encrucijada. Los manglares en clima Árido-Semiárido registraron un valor promedio de $603 \pm 308 \text{ Mg CO}_2 \text{ eq ha}^{-1}$, y el valor más alto ($3,071 \text{ Mg CO}_2 \text{ eq ha}^{-1}$) se registró en Celestún (Yucatán).

II.11.2 Almacén aéreo

En la tabla II.7 se observa el almacén aéreo para los diferentes tipos de clima donde se desarrollan los manglares de México. Los manglares de clima Húmedo presentaron el valor promedio más alto ($712 \pm 575 \text{ Mg CO}_2 \text{ eq ha}^{-1}$), seguido de los manglares que crecen en un clima Sub húmedo ($544 \pm 654 \text{ Mg CO}_2$

eq ha⁻¹), mientras que aquellos que crecen en una clima Árido-Semiárido presentaron un valor de (287 ± 270 Mg CO₂ eq ha⁻¹), y los manglares que se desarrollan en un clima Muy Árido tienen el valor promedio más bajo (218 ± 166 Mg CO₂ eq ha⁻¹).

Tabla 0.7 Almacén de carbono aéreo y subterráneo (Mg de CO₂ eq ha⁻¹) de acuerdo al tipo de clima.

Clima	Almacén aéreo Mg CO ₂ eq ha ⁻¹	n	Almacén subterráneo Mg CO ₂ eq ha ⁻¹	n
Húmedo	(5.6 – 3276.8) 712	66	(87 - 4514) 1619	24
Sub húmedo	(5.7 – 3962.8) 544	230	(35 - 3445) 1002.1	96
Árido-Semiárido	(1 – 928.4) 287	28	(159- 1340.8) 603.2	20
Muy Árido	(13.9 – 453.7) 218	5	(166 – 3320.9) 1497	15
Total	552	329	1094	155

II.11.3 Mapas de los sitios donde se cuenta con datos sobre el almacén de carbono (aéreo y/o subterráneo) por tipo de clima.



Figura 0.23. Sitios de manglar que se desarrollan en un clima húmedo donde se cuenta con datos para el cálculo del almacén de carbono (aéreo y/o subterráneo) o hay un estudio específico para determinar el almacén de carbono.



Figura 0.17. Sitios de manglar que se desarrollan en un clima subhúmedo donde se cuenta con datos para el cálculo del almacén de carbono (aéreo y/o subterráneo) o hay un estudio específico para determinar el almacén de carbono.



Figura 0.18 Sitios de manglar que se desarrollan en un clima árido donde se cuenta con datos para el cálculo del almacén de carbono (aéreo y/o subterráneo) o hay un estudio específico para determinar el almacén de carbono.



Figura 0.19. Sitios de manglar que se desarrollan en un clima muy árido donde se cuenta con datos para el cálculo del almacén de carbono (aéreo y/o subterráneo) o hay un estudio específico para determinar el almacén de carbono.

II.12. Almacén de Carbono por Geomorfología

II.12.1 Almacén subterráneo

En la tabla 9 se observa el almacén de carbono aéreo y subterráneo de acuerdo a la geomorfología. El almacén de carbono subterráneo (sedimentos) asociado a sistema fluviales como Río-estuarino presenta el valor promedio más alto ($1,669 \pm 1014 \text{ Mg CO}_2 \text{ eq ha}^{-1}$), siendo el sitio de La Encrucijada donde se registró el valor mayor ($3,445 \text{ Mg CO}_2 \text{ eq ha}^{-1}$). Los manglares que se desarrollan en lagunas costeras presentaron un valor promedio de ($1,140 \pm 1,064 \text{ Mg CO}_2 \text{ eq ha}^{-1}$), en el sitio de Puerto Rico (Campeche) se registró el valor más alto ($4,514 \text{ Mg CO}_2 \text{ eq ha}^{-1}$). Los manglares de Marismas presentaron un valor promedio de $355 \pm 157 \text{ Mg CO}_2 \text{ eq ha}^{-1}$, el valor más alto ($758 \text{ Mg CO}_2 \text{ eq ha}^{-1}$) se registró en Marismas Nacionales (Nayarit). Los manglares de regiones que crecen en sitios de origen geomorfológico Cárstico presentaron un valor promedio de $886 \pm 657 \text{ Mg CO}_2 \text{ eq ha}^{-1}$, el valor más alto ($3,071 \text{ Mg CO}_2 \text{ eq ha}^{-1}$) se registró en Celestún (Yucatán).

II.11.2 Almacén aéreo

En la tabla II.8 se observa el almacén de carbono aéreo para los diferentes tipos geomorfológicos donde se desarrollan los manglares de México. El manglar asociado a lagunas costeras tiene el valor promedio más alto ($621 \pm 668 \text{ Mg CO}_2 \text{ eq ha}^{-1}$), seguido de los manglares que crecen en sistemas fluviales como ríos y estuarios ($606 \pm 624 \text{ Mg CO}_2 \text{ eq ha}^{-1}$). Los manglares que crecen en la región Cárstica presentaron un valor promedio de $312 \pm 425 \text{ Mg CO}_2 \text{ eq ha}^{-1}$, mientras que los manglares que se desarrollan en Marismas tienen el valor promedio más bajo ($122 \pm 157 \text{ Mg CO}_2 \text{ eq ha}^{-1}$).

Tabla 0.8. Almacén de carbono aéreo y subterráneo ($\text{Mg de CO}_2 \text{ eq ha}^{-1}$) de acuerdo a la geomorfología.

Geomorfología	Almacén aéreo $\text{Mg CO}_2 \text{ eq ha}^{-1}$	n	Almacén subterráneo $\text{Mg CO}_2 \text{ eq ha}^{-1}$	N
Cárstico	(5.7 – 2,124.7) 312	66	(159 – 3,201.9) 886.7	58
Laguna costera	(5.6- 3,962.8) 621	142	(35 – 4,514) 1,140.5	48

II.12.3 Mapas de los sitios donde se cuenta con datos sobre el almacén de carbono (aéreo y/o subterráneo) por geomorfología.

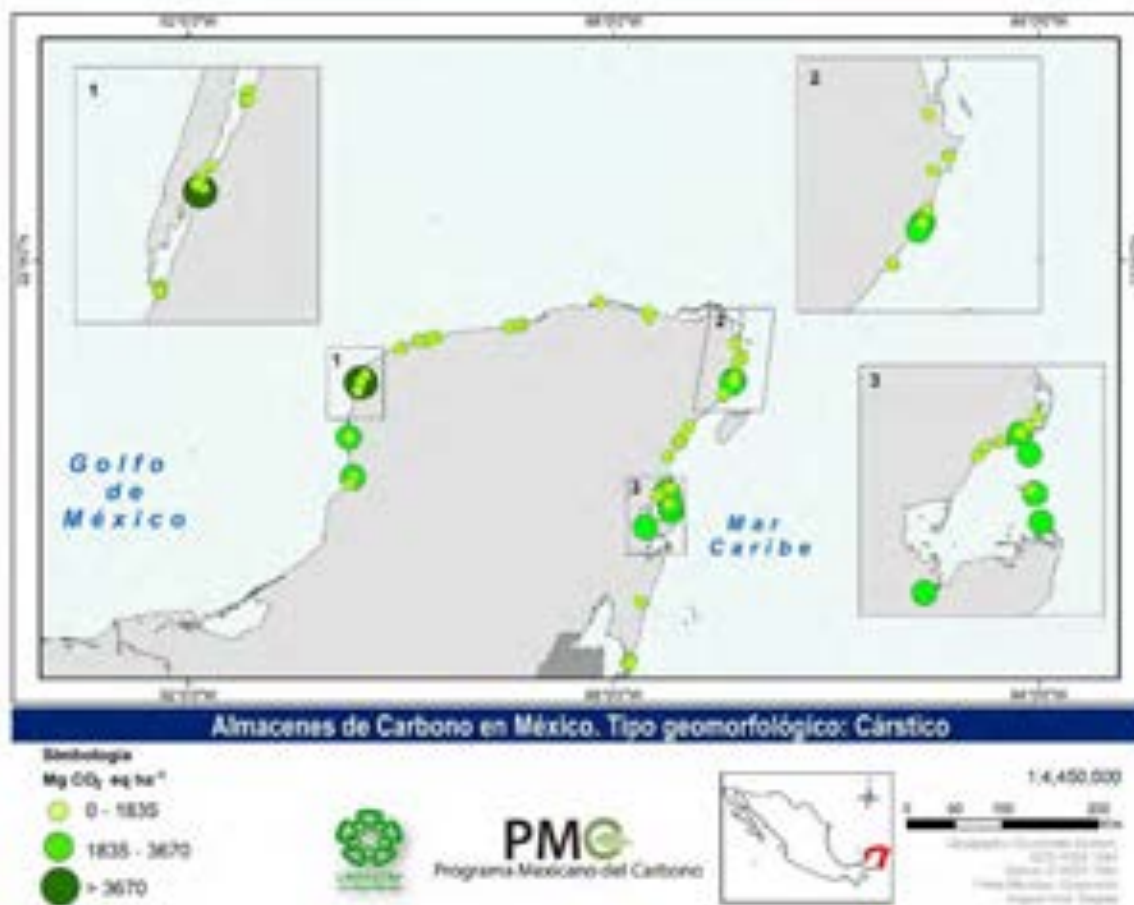


Figura 0.20. Sitios de manglar que se desarrollan en ambientes geomorfológicos de tipo cárstico donde se cuenta con datos para el cálculo del almacén de carbono (aéreo y/o subterráneo) o hay un estudio específico para determinar el almacén de carbono.

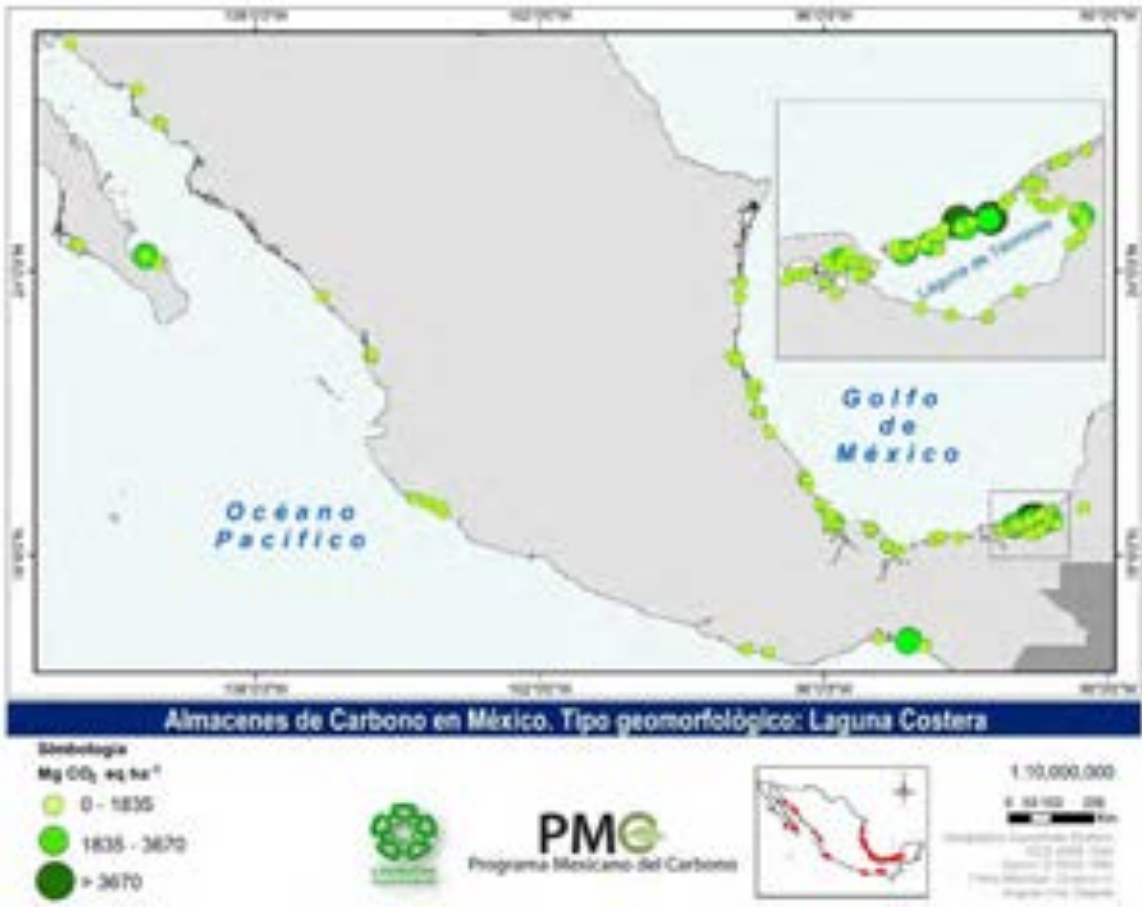


Figura 0.218. Sitios de manglar que se desarrollan en ambientes geomorfológicos de tipo laguna costera donde se cuenta con datos para el cálculo del almacén de carbono (aéreo y/o subterráneo) o hay un estudio específico para determinar el almacén de carbono.



Figura 0.22. Sitios de manglar que se desarrollan en ambientes geomorfológicos de marisma donde se cuenta con datos para el cálculo del almacén de carbono (aéreo y/o subterráneo) o hay un estudio específico para determinar el almacén de carbono.

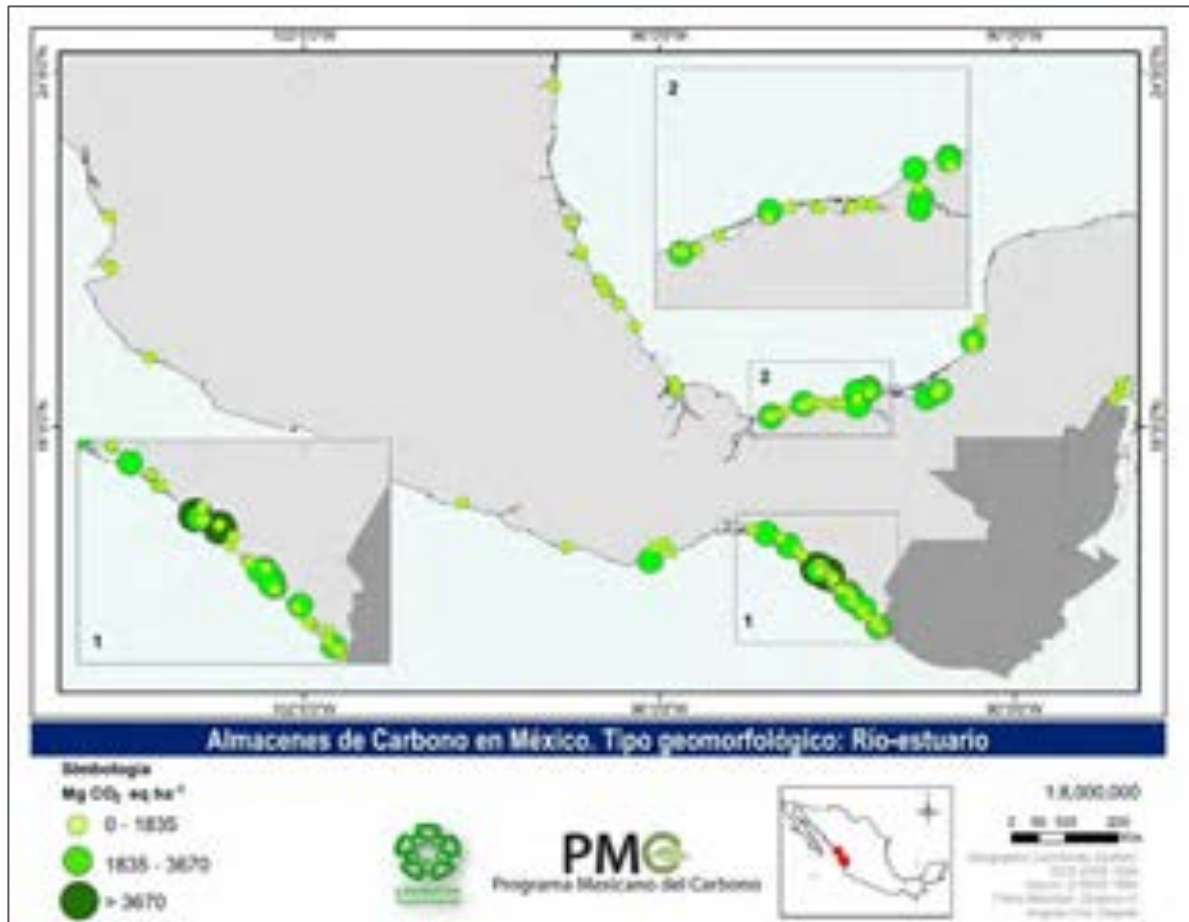


Figura 0.23. Sitios de manglar que se desarrollan en ambientes geomorfológicos de tipo Río-estuario donde se cuenta con datos para el cálculo del almacén de carbono (aéreo y/o subterráneo) o hay un estudio específico para determinar el almacén de carbono.

II.13 Almacén de Carbono por Tipo Ecológico

II.13.1 Almacén subterráneo

En la tabla II.9 se presentan los almacenes de carbono aéreo y subterráneo agrupados de acuerdo al tipo ecológico de manglar. El valor promedio más alto de carbono subterráneo (sedimentos) se registró en los manglares de tipo Petén ($3,161 \pm 57 \text{ CO}_2 \text{ eq ha}^{-1}$), siendo el valor más alto ($3,071 \text{ Mg CO}_2 \text{ eq ha}^{-1}$) en el sitio de Celestún (Yucatán). El tipo ecológico Ribereño presentó un valor promedio de ($1,708 \pm 1,004 \text{ Mg CO}_2 \text{ eq ha}^{-1}$), donde el valor más alto ($2,686 \text{ Mg CO}_2 \text{ eq ha}^{-1}$) se presentó en La Encrucijada (Chiapas). Para los manglares de Franja se obtuvo un valor promedio de $1,065 \pm 781 \text{ Mg CO}_2 \text{ eq ha}^{-1}$ y el valor más alto ($3,320 \text{ Mg CO}_2 \text{ eq ha}^{-1}$) se en Balandra (Baja California Sur). El almacén de carbono para los manglares de Cuenca fue de $991 \pm 1,035 \text{ Mg CO}_2 \text{ eq ha}^{-1}$, siendo el valor más alto de $3,445 \text{ Mg CO}_2 \text{ eq ha}^{-1}$ para el sitio de La Encrucijada. El valor promedio más bajo fue para los manglares de tipo Chaparro ($807 \pm 453 \text{ Mg CO}_2 \text{ eq ha}^{-1}$), siendo en el sitio de Sian Ka'an donde se registró el almacén más alto ($1,750 \text{ Mg CO}_2 \text{ eq ha}^{-1}$).

II.13.2 Almacén aéreo

En la tabla II.9 se observa el almacén aéreo para los diferentes tipos ecológicos de manglar en México. El manglar tipo Ribereño tiene el valor promedio más alto ($874 \pm 899 \text{ Mg CO}_2 \text{ eq ha}^{-1}$) de biomasa área, seguido del manglar de Petén ($656 \pm 271 \text{ CO}_2 \text{ eq ha}^{-1}$), de Franja ($574 \pm 424 \text{ Mg CO}_2 \text{ eq ha}^{-1}$), y Cuenca ($395 \pm 438 \text{ Mg CO}_2 \text{ eq ha}^{-1}$), mientras que los manglares de tipo Chaparro presentaron el almacén de carbono aéreo más bajo ($37 \pm 50 \text{ CO}_2 \text{ eq ha}^{-1}$).

Tabla 0.8. Almacén de carbono aéreo y subterráneo ($\text{Mg de CO}_2 \text{ eq ha}^{-1}$) de acuerdo al tipo ecológico.

Tipo ecológico	Almacén aéreo $\text{Mg CO}_2 \text{ eq ha}^{-1}$	n	Almacén subterráneo $\text{Mg CO}_2 \text{ eq ha}^{-1}$	n
Chaparro	(5.7 – 249) 37.5	23	(324 – 1,815) 807	23
Cuenca	(5.6 – 2,771) 395	115	(132 – 4,514) 991	64
Franja	(7.1 – 2,124) 574	102	(35 – 3,280) 1065	49
Un total de	Petén (423- 942) 656	4	(3,120 – 3,201) 3161	2
se puede	Ribereño (43.5 – 3,962) 874	85	(370 – 4,261) 1,708	17
base a los	Total 552	329	1,094	155
manglar, diferencia de				
México				

de la cobertura de cada uno de los tipos.

aspecto del carbono, es que actualmente no se puede calcular con tipos de manglar, porque a diferencia de otros tipos de vegetación de México no hay mapas



Figura 0.24 Sitios de manglar tipo chaparro donde se cuenta con datos para el cálculo del almacén de carbono (aéreo y/o subterráneo) o hay un estudio específico para determinar el almacén de carbono.



Figura 0.25. Sitios de manglar tipo cuenca donde se cuenta con datos para el cálculo del almacén de carbono (aéreo y/o subterráneo) o hay un estudio específico para determinar el almacén de carbono.



Figura 0.26 Sitios de manglar tipo Franja donde se cuenta con datos para el cálculo del almacén de carbono (aéreo y/o subterráneo) o hay un estudio específico para determinar el almacén de carbono.



Figura 0.27. Sitios de manglar tipo Ribereño donde se cuenta con datos para el cálculo del almacén de carbono (aéreo y/o subterráneo) o hay un estudio específico para determinar el almacén de carbono.

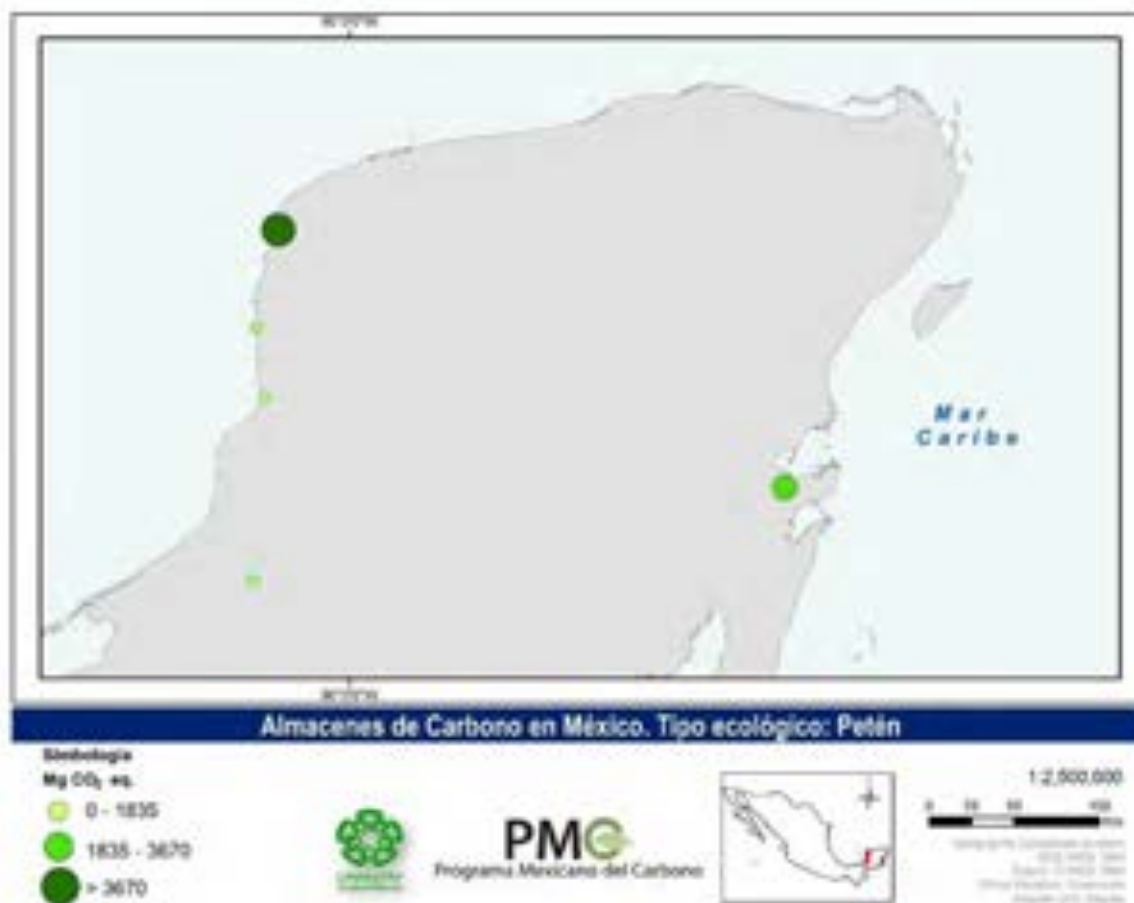


Figura 0.28. Sitios de manglar tipo Petén donde se cuenta con datos para el cálculo del almacén de carbono (aéreo y/o subterráneo) o hay un estudio específico para determinar el almacén de carbono.

II.14 Consideraciones finales

Los estudios en México sobre almacenes de carbono de este ecosistema muestran que la mayor parte de los trabajos se encuentran en la literatura gris (tesis, informes, resúmenes de congresos, etc.), resaltando la importancia de fomentar y generar un mayor número de publicaciones en revistas indexadas a nivel nacional e internacional.

En México los almacenes de carbono presentan variabilidad en función del clima, la geomorfología, el tipo ecológico y la región de México. Resalta la contribución de los estudios realizados por Ezcurrea *et al.*, (2016) y Adame *et al.*, (2015), donde el carbono almacenado en manglares de zonas áridas llega a ser mayor que el de zonas húmedas y comparable con el almacén reportado por Donato *et al.*, (2011) para manglares del Indo-Pacífico

Si bien son escasos los estudios de almacenes de Carbono en los manglares de México, lo son aún más los que se relacionan con flujos. Investigaciones sobre la dinámica de hojarasca (caída, descomposición) relacionados con la acreción del suelo del manglar. Otro tipo de estudio que está creciendo en interés por el tipo de información a nivel del ecosistema que provee, es el de flujos de CO₂ y CH₄ utilizando las torres de “Eddy Covarianza”.

Un aspecto importante del almacén de carbono total, hasta este momento no ha sido posible calcular con base a los tipos de manglar, porque a diferencia de otros tipos de vegetación de México, no hay mapas de la cobertura manglar basada en los diferentes tipos ecológicos. Así mismo, en México es necesario integrar los datos existentes sobre los ecosistemas de manglar a fin de incentivar instrumentos económicos para la protección y conservación de estos ecosistemas, al mismo tiempo que se abordan las principales causas de pérdida de biodiversidad desde todos los sectores gubernamentales a través de incentivos positivos, que podrían implementarse aprovechando las fuerzas del mercado.

Se observa la necesidad de que los almacenes de carbono de los manglares mexicanos sean incluidos en los inventarios de emisiones dadas las magnitudes que se registran en la literatura analizada. Por otra parte, se destaca la escases de estudios relativos a los factores de emisión por actividad, y el financiamiento de acciones para reducir las emisiones de gases de efecto invernadero por degradación y deforestación.

II.15 Revisión de los Flujos de Carbono en México

II.15. 1 Caída de Hojarasca

En la Tabla II.10 se observa el flujo de carbono por caída de hojarasca en cada una de las regiones de México, siendo Pacífico Sur la región con el valor promedio más alto ($24.2 \pm 5 \text{ Mg CO}_2 \text{ eq ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$), seguida por el Golfo de México ($16.8 \pm 9 \text{ Mg CO}_2 \text{ eq ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$), la Península de Yucatán ($16.2 \pm 23 \text{ Mg CO}_2 \text{ eq ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$), Pacífico Norte ($9.4 \pm 5 \text{ Mg CO}_2 \text{ eq ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$), mientras que la región del Pacífico Centro presento el valor promedio más bajo ($5.4 \pm \text{ Mg CO}_2 \text{ eq ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$), no obstante que sólo hay un estudio para esta región.

Tabla 0.9. Valor promedio de la productividad de hojarasca de acuerdo a las Regiones de México

Región	Productividad (Hojarasca) Mg CO ₂ eq	n
Pacífico Norte	9.4	6

Pacífico Centro	5.4	1
Pacífico Sur	24.2	8
Golfo de México	16.8	17
Península de Yucatán	16.2	46

En la Tabla II.11 se observa el flujo de carbono por caída de hojarasca por tipo ecológico de manglar. El manglar Ribereño presenta el valor promedio más alto ($15.8 \pm 7 \text{ Mg CO}_2 \text{ eq ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$), seguidos por el manglar de Franja ($15.4 \pm 6 \text{ Mg CO}_2 \text{ eq ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$), y de Cuenca ($12.9 \pm 8 \text{ Mg CO}_2 \text{ eq ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$), mientras el manglar de tipo chaparro presento el valor promedio más bajo ($1.9 \pm \text{ Mg CO}_2 \text{ eq ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$). No se registraron valores para los manglares de tipo Petén.

Tabla 0.11. Valor promedio de la productividad de hojarasca de acuerdo al tipo ecológico de manglar

Región	Flujo	N
Por caída de Hojarasca		
Mg CO ₂ eq		
Chaparro	1.9	1
Cuenca	12.9	25
Franja	15.4	42
Ribereño	15.8	10

II.15.2 Flujo de carbono horizontal

Es importante resaltar que solo se registraron tres estudios sobre flujos de carbono horizontales, el primero (Flores-Verdugo *et al.*, 1987) se realizó en la región del Pacífico Norte. Evaluaron la estructura, productividad, descomposición y la dinámica del detritus en una laguna costera.

El segundo trabajo registrado (Orihuela Belmonte *et al.*, 2004) se realizó en la región del Pacífico Sur. En este trabajo se evaluó el flujo de materia en un manglar de la Costa de Chiapas, para ello determinaron la producción de hojarasca (7.9 Mg C ha^{-1}), el porcentaje de consumo en peso por las hojas realizada por los herbívoros, 13.6 % para *Avicennia germinans*, 12.5 % en *Laguncularia racemosa*, 9.8% en *Rizophora mangle*, y 5.7 % para *Conocarpus erectus*. Se evaluó la degradación de hojarasca, siendo la especie más

resistente *Conocarpus erectus* con un $T_{50} > 210$ días, finalmente se determinó que el sistema exporta $4,822.2 \text{ Mg C año}^{-1}$.

El tercer trabajo (Camacho-Rico, 2016) en la región de la Península de Yucatán midió los flujos laterales de carbono orgánico disuelto entre el manglar y la laguna costera en dos sitios contrastantes en su hidrología, y durante tres estaciones climáticas diferentes. Los resultados mostraron que el manglar de la zona interna de la laguna funciona como fuente de COD hacia la laguna exportando ($0.65, 0.70, 0.66 \text{ Mg de COD día}^{-1}$) en la temporada de lluvias, nortes, y secas, respectivamente. Las exportaciones de la zona marina fueron de ($0.08 \text{ Mg de COD día}^{-1}$ COD) durante la temporada de lluvias, y la importación fue de $\pm 0.01, 0.2 \text{ Mg de COD día}^{-1}$ durante la temporada de nortes y secas. Estos resultados muestran que el papel como exportador y/o importador de los ecosistemas de manglar en un entorno cárstico pueden cambiar en función de variables hidrológicas locales.

III. LAS PRADERAS DE PASTOS MARINOS



Los pastos marinos son fanerógamas cosmopolitas que pueblan lagunas y mares costeros de climas templados y tropicales. Constituyen uno de los ecosistemas marinos con mayor diversidad y producción de materia orgánica. Las praderas de pastos marinos son de vital importancia en el medio costero debido a

que son fuente de alimento y refugio de peces de importancia ecológica y comercial, oxigenan el agua, atrapan la arena y reciclan nutrientes. Los servicios ecosistémicos que proveen benefician las comunidades humanas a través de la protección contra la erosión costera, hacen accesible la obtención de proteína, protegen contra eventos meteorológicos y sustentan las pesquerías. Adicionalmente debido a su eficiencia en la captura y retención de carbono son ecosistemas clave para las estrategias de mitigación de las emisiones antropogénicas de CO₂ asociadas al cambio climático, denominada como iniciativa de “Carbono Azul”.

III.1 Resumen ejecutivo

A nivel global, las praderas de pastos marinos son el tercer ecosistema más valioso (costo por hectárea), con un valor económico estimado de US\$ 19,004-34,000 ha⁻¹ yr⁻¹. Los pastos marinos son un componente notable dentro la comunidad de vegetación acuática sumergida en México, no sólo por su vasta distribución a lo largo del litoral del país, si no debido a su capacidad para fijar C en sus tejidos, y principalmente por su capacidad de almacenarlo en forma subterránea en raíces y sedimentos. En México el estudio de los pastos marinos y su distribución data de 1950, sin embargo, aún no ha sido implementado un seguimiento sistemático que permita conocer su distribución, cobertura actual, tasa de pérdida o estado de degradación. De acuerdo a la CCA (2016), existen 919,300 ha de pastos marinos que están amenazadas por las actividades antropogénicas que se desarrolla en las zonas costeras del país.

Con la información actual se identifica la región del Golfo de California en el norte, y la península de Yucatán al sureste como los sitios más importantes para este capital natural de México. La conservación de extensas camas de pastos marinos en estas regiones podría abonar al ambicioso reto establecido en el COP-21, el cual plantea reducir la huella de carbono nacional a partir del 2026, programando un descenso del 22% de los gases de efecto invernadero para el 2030. Paradójicamente, las praderas pastos están siendo objeto de presión ambiental derivada de estresores naturales (huracanes) pero principalmente asociada con procesos antrópicos como cambios en la calidad del agua y en el uso del suelo; e.g., dragado, infraestructura portuaria, y desarrollo turístico, residencial, y comercial.

En este reporte se analizó la información disponible sobre la oportunidad que representan las praderas pastos marinos en México en lo referente a la captura y almacén de Carbono. Se analizaron los ecosistemas de 3 regiones del litoral mexicano: Golfo de México, Caribe, y Pacífico, incluyendo lagunas costeras, bahías someras, así como camas de vegetación en la línea de costa y lagunas arrecifales. El C almacenado en biomasa viva y sedimentos mostró valores promedio superiores en los ecosistemas del Caribe en comparación con los ubicados a lo largo de la costa del Golfo de México y Pacífico Norte. También se evidenció que los ambientes semi-cerrados (lagunas costeras) presentan condiciones que promueven la asimilación de materiales en las praderas de pastos, tendiendo por lo tanto a almacenar más C que otros sistemas costeros. En cuanto a las emisiones es prioritario generar información base que permita estimar las emisiones potenciales de CO₂ que representan su pérdida. En la actualidad México presenta emisiones potenciales de CO₂ equivalentes al 1.37% de las emisiones globales, en ese sentido este estudio pone en contexto a las praderas de pastos marinos como un componente clave a ser incluido en la implementación de un plan integral de control de emisiones que contribuya a dar cumplimiento al objetivo de reducirlas.

III.2 Distribución y características

Las praderas de pastos marinos están conformadas por plantas con flores arraigadas que han colonizado de sedimentos blandos principalmente en hábitats de agua dulce, estuarios y zona costeras de climas templados y tropicales (Dennison *et al.*, 1993, Short *et al.*, 2007) (Fig.1b). Los pastos marinos generan condiciones para la conformación de hábitats y microhábitats de una gran variedad de organismos vertebrados e invertebrados (Hemminga y Duarte, 2000; Williams y Heck, 2001; Spalding *et al.*, 2003). De igual manera, constituyen uno de los biotopos más productivos del planeta (Boström y Bonsdorff, 2000), el cual sustenta alta biodiversidad (Ogden y Gladfelter 1983; Nagelkerken *et al.*, 2000).

Los pastos marinos se dividen en 5 familias: Hydrocharitaceae, Cymodoceaceae, Posidoniaceae, Zosteraceae y Ruppiaceae. Dentro de esas familias hay 12 géneros, divididos en aproximadamente 72 especies (Short *et al.*, 2011; West *et al.*, 2016).

Tabla III.10.Generalidades de los pastos marinos

Familias	12
Especies	60-72 1
Extensión (Mha)	30-60
Forzamientos de pérdida	Eutrofización, daño mecánico por dragado y relleno, cambio de uso de suelo en la cuenca incluyendo deforestación y estrategias de manejo a escalas inapropiadas ²
Tasa de pérdida anual para el periodo 1980-2000 (%)	1.2 -2
Pérdida histórica (%)	29
Valoración económica	34,000 dólares ha ⁻¹ año ⁻¹

Los pastos marinos presentan una distribución restringida a zonas templadas cercanas al ártico y tropicales dentro del límite considerado como zona costera. Las principales características ambientales importantes que determinan su presencia son la incidencia de la radiación solar sobre la columna de agua, con intervalos de 4% a 29% y media de 11% de luz incidente según la especie (Hemminga y Duarte, 2000); la temperatura (Zieman, 1975; Calem y Pierce, 1993) un sustrato idóneo para su fijación; disponibilidad tanto de macro como micronutrientes (Hemminga y Duarte, 2000; Larkum *et al.*, 2006b) y

1 Short et al., 2011

2

la salinidad, lo cual determina la composición de especies sobre todo en el Caribe (Phillips y Meñez, 1988).

III.3 Servicios ambientales

Los servicios ambientales de los pastos marinos al igual que los servicios de los demás ecosistemas son difíciles de valorar y clasificar, ya que los beneficios para los seres humanos son difíciles de cuantificar. En algunas zonas los servicios ecosistémicos de los pastos marinos como el hábitat de peces e invertebrados son cruciales para la vida de la comunidad local, mientras que en otras áreas esos servicios son valiosos pero su pérdida no afecta directamente a las comunidades locales. Las praderas de pastos brindan un servicio de regulación relacionado con la función de contrarrestar procesos de erosión, ya que reducen el efecto del oleaje y evitan el transporte de sedimentos reteniéndolo en sus raíces. Protegen la costa durante tormentas y huracanes y también tienen una función en la mitigación del cambio climático con el papel de sumideros de carbono; el servicio cultural está asociado al turismo y al valor estético pues entre las especies que utilizan el hábitat de pastos marinos están los sirénidos (dugones y manatíes) tortugas marinas, caballitos de mar entre otros; finalmente, dentro de los servicios de soporte son muy importantes para el funcionamiento de los ecosistemas oceánicos.

En la figura III.1 y en la tabla III.1 se presentan los servicios ecosistémicos clave en los pastos marinos tropicales y templados, así como las principales causas de su pérdida.



Figura III.29. Servicios ambientales de los pastos marinos. (Tomada de Orth *et al.*, 2006)

El ecosistema de pastos marinos está considerado dentro de la iniciativa “Carbono Azul” debido a que sus praderas fijan más C de lo que el sistema requiere, es decir su alta productividad aérea le da una influencia desproporcionada sobre la productividad primaria en todo el océano (Duarte y Cebrián, 1996; Short y Neckles, 1999). Por esta razón los pastos suelen almacenar grandes cantidades de C_{org} de origen tanto alóctono como autóctono en los sedimentos anóxicos que subyacen a las praderas por largos períodos de tiempo. En cuanto a los flujos, se reconoce que las emisiones de GEIs en los ecosistemas de pastos marinos no están bien contabilizadas, se sabe que la liberación de metano está inhibida por las concentraciones de sulfatos del agua marina (Magenheimer *et al.*, 1996).

Tabla III.2. Diferentes tipos de servicios ambientales que proveen los pastos marinos (Modificado Cervantes y Quintero, 2016).

PROCESO ECOSISTÉMICO	SERVICIO ECOSISTÉMICO FINAL	BENEFICIO DIRECTO AL HOMBRE	TIPO DE SERVICIO AMBIENTAL
	Alimento a tortugas aves peces e invertebrados	Provisión de especies para obtención de proteína animal y para comercio	PROVISION
Formación de Sustrato	Hábitat	Mejora la calidad del agua	
	Crianza de peces crustáceos y moluscos	Protección a las costas contra tormentas y huracanes	REGULACION
Producción Primaria			
	Reciclaje de nutrientes	Mitigación al cambio climático	
Producción de Biomasa	Biofiltro	Valor intrínseco	CULTURAL
	Estabilización del sustrato	Ecoturismo	
	Amortiguamiento de olas y ondas sonoras		
	Almacén y captura de Carbono		

III.4 Pago de servicios ambientales

Para la valoración exacta de los ecosistemas costeros y marinos, incluidos los ecosistemas de pastos marinos, es necesario comprender y evaluar las variaciones espaciales y temporales en la prestación de servicios, así como las sinergias entre las funciones de los ecosistemas. Aunque hay relativamente pocos géneros y especies de pastos marinos, estos constituyen la base de muchos hábitats marinos ecológicamente importantes que brindan diversos servicios ambientales. Se han hecho algunos intentos de estimar el valor económico de los servicios de los ecosistemas de pastos marinos, en los que se indica que constituyen el tercer ecosistema con mayor valor económico por hectárea, estimándose un valor de \$34,000 dólares por hectárea (Short *et al.*, 2011). Se tiene bien documentado el servicio ambiental de provisión en lo referente al papel que desempeñan en la producción pesquera, y de los cuales obtienen proteína las comunidades costeras (Green y Short, 2003). Sin embargo, no hay que perder de vista que la valoración económica de los pastos marinos está en función de los servicios ambientales y estos a la vez dependen de la condición o el estado de salud que presenten las praderas de pastos.

En lo referente a su papel como almacén de carbono, existen una serie de mecanismos que fomentan la mitigación del cambio climático a través de la conservación y restauración de sistemas naturales. Muchos de estos mecanismos pueden ser adaptados y aplicados a los ecosistemas de carbono azul costero. Sin embargo, la mayoría de estas oportunidades se centran en el carbono que se encuentra en la biomasa vegetativa por encima del suelo y actualmente no consideran el carbono contenido en el suelo. Los organismos internacionales de política, como la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático (CMNUCC), comienzan a incluir el Carbono Azul en sus discusiones sobre los ecosistemas naturales. Como mecanismos para que los países en desarrollo puedan acceder a los flujos internacionales de financiamiento de la mitigación del carbono y para implementar programas y políticas a nivel nacional, están surgiendo mecanismos relevantes como Reducción de Emisiones a través de la Reducción de la Deforestación (REDD +) y Acciones Nacionales de Mitigación Apropriadas. A escala local, los mercados voluntarios de carbono tienen posibilidades de ser una fuente de apoyo financiero para las actividades de conservación y restauración de los pastos marinos.

III.5 Almacenes y Flujos de Carbono

Los almacenes de carbono son el resultado de la acumulación por periodos relativamente largos de tiempo. En el caso de los pastos marinos los almacenes de carbono orgánico se dividen en aéreos y subterráneos. Los primeros están constituidos por las hojas y tallos de las fanerógamas marinas y los depósitos subterráneos los cuales constituyen el grueso del almacén, están conformados por las raíces, rizomas, y el primer metro de suelo. Los flujos de C hacen referencia a los mecanismos en sentido vertical (liberación de CO₂ al agua y atmosfera) u horizontal (exportación), que propician la variación (positiva o negativa) en los almacenes de C, estos procesos son la productividad primaria, respiración, la descomposición bacteriana, el ramoneo por erizos, manatí y moluscos, la translocación y la exportación de materia orgánica a los ecosistemas contiguos (por ejemplo, corales) o distantes (mar profundo). La mayoría de los estudios se enfocan en los almacenenes de la fracción orgánica del carbono (C_{org}).

En este contexto existe un interés considerable en cuantificar la capacidad de los ecosistemas del mundo para atrapar y almacenar carbono. Esto se debe a que el almacenamiento neto de C es una función que

proporciona un medio para la valoración económica de estos ecosistemas, lo cual es prioritario para ingresar al esquema de mercado de C.

A principios de los años 80's se destacó la importancia de los hábitats de vegetación costeros como sumideros de carbono, ecosistemas capaces de capturar gases de efecto invernadero como el CO₂, y convertirlos en materia orgánica que permanece almacenada por largos periodos de tiempo. Las marismas, manglares y pastos marinos han sido identificados como ecosistemas que por unidad de área están entre los más importantes almacenadores de carbono orgánico, recibiendo la denominación de Carbono Azul (Collier *et al.*, 2007). Se estima que los ecosistemas marinos costeros captan hasta la mitad de las emisiones de CO₂ provenientes del sector de transporte mundial (Nellemann *et al.*, 2009).

Los pastos marinos tienen un potencial de almacenamiento de C desproporcionadamente grande en relación con el área que ocupan globalmente (Laffoley *et al.*, 2009). Dicha capacidad para acumular carbono en sus tejidos, tanto aéreos como subterráneos y principalmente secuestrarlo en sedimentos asociados con las praderas de pastos marinos (Fourqurean *et al.*, 2012), está relacionada con su alta productividad. Dicha productividad y su amplio rango de distribución en todos los continentes y en profundidades de hasta 50 m (Hemminga y Duarte, 2000) les permite a los pastos aportar carbono a la región detrítica de los ecosistemas costeros. Aunque solo ocupan el 0.2% (0.33 millones de km²) del área de los océanos a nivel mundial, se estima que almacenan el equivalente al 10% del carbono capturado en los océanos (Nellemann *et al.*, 2009). Existen diferencias en cuanto a productividad entre las diferentes especies de pastos marinos que están relacionadas con su capacidad de captura de carbono (Tabla II.2).

Las praderas de pastos marinos disipan la energía de las corrientes, favorecen la sedimentación a lo largo de la columna de agua y evitan la resuspensión posterior del material depositado, con lo que la cantidad de carbono acumulado en este ecosistema es función de la especie, características del parche y tipo de sedimento, así como la profundidad e hidrodinámica (García y Duarte, 2001). En la tabla III.3 se indican las diferencias en producción de biomasa por especie a través de lo cual se infieren sus diferentes potenciales en la captura de carbono.

Tabla III.3. Diferencias entre las biomásas y producción (gps= gramos de peso seco) de diferentes especies de pastos marinos (Tomado de Duarte y Chiscano, 1999).

Especie	Biomasa gps m ⁻²		Producción gps m ⁻² día	
	Aérea	Subterránea	Aérea	Subterránea
<i>Zostera marina</i> L.	298.4	149.7	5.2	1.7
<i>Phyllospadix scouleri</i> Hook	615.2	418.1	13.7	10.5
<i>Phyllospadix torreyi</i> S. Watson	586.4	485.9	14.2	11.3
<i>Halodule wrightii</i> Asch	253.5	193.3	7.4	0.87
<i>Halodule beaudettei</i> Hartog	-	-	-	-
<i>Halophila decipiens</i> Ostenf	77.5	66	-	-
<i>Halophila engelmanni</i> Asch	-	-	-	-

<i>Syringodium filiforme</i> Kütz	368.2	450.8	3.8	0.96
<i>Ruppia mexicana</i> n sp	-	-	-	-
<i>Ruppia marítima</i> L.	2,2003	-	-	-
<i>Thalassia testudinum</i> ex. Koenig	519	582	5	1.8

En la tabla III.4 se presentan las diferencias que puede tener el carbono almacenado a nivel mundial. Algunos estudios indican que la tasa de carbono almacenado en pastos marinos es de $1.38 \pm 38 \text{ g C m}^{-2} \text{ año}^{-1}$. El amplio rango en los valores refleja la variación que existe dependiendo las características del hábitat en que se encuentran los pastos marinos (McLeod *et al.*, 2011). Kennedy *et al.* (2010) estimaron que el carbono acumulado en los pastos marinos constituye aproximadamente el 50% de las reservas de carbono orgánico en sedimentos a nivel mundial; dicho estudio, sin embargo, no distingue entre componentes como raíces, rizomas y hojas.

Tabla III.4. Diferencias en el almacén de carbono por región a nivel mundial valores promedio (n) se señala la región a la cual pertenece el Golfo de México (Tomado de Fourqurean *et al.*, 2012).

Región	Biomasa Viva Mg C ha ⁻¹	Suelos Mg C ha ⁻¹
Atlántico Oeste Tropical	0.84 (44)	150.9 (13)
Pacífico noreste	0.97 (5)	64.4 (1)
Mediterráneo	7.29 (57)	372.4 (29)
Sur de Australia	2.32 (40)	268.3 (9)
Indopacífico	0.61 (47)	23.6 (18)

Estudios recientes sobre la capacidad de los pastos para almacenar C en los sedimentos indican que no sólo son contiguos, sino pueden ubicarse en ambientes remotos a donde se establecen las camas de vegetación con intensa conectividad entre el hábitat típicamente somero donde los pastos se desarrollan con distintas áreas de la costa, incluyendo aguas profundas ($\approx 1,000 \text{ m}$) de la plataforma continental (Duarte y Krause-Jensen 2017) (Fig.III.2). Este grado de acoplamiento entre ambientes costeros someros dominados por vegetación acuática sumergida y el mar de plataforma podría contribuir a aminorar el alto porcentaje de emisión de CO₂ estimado para otros ecosistemas costeros cuando son removidos (60%; Huang *et al.*, 2009). De acuerdo al mecanismo de conexión mencionado antes para el caso de los pastos, parte de ese Carbono expuesto puede ser trasladado en forma disuelta o particulada a grandes

3 Calva B y Torres, 2008

profundidades, en donde permanecería por períodos significativos de tiempo antes de regresar a la superficie y ser susceptible de intercambio con la atmósfera.

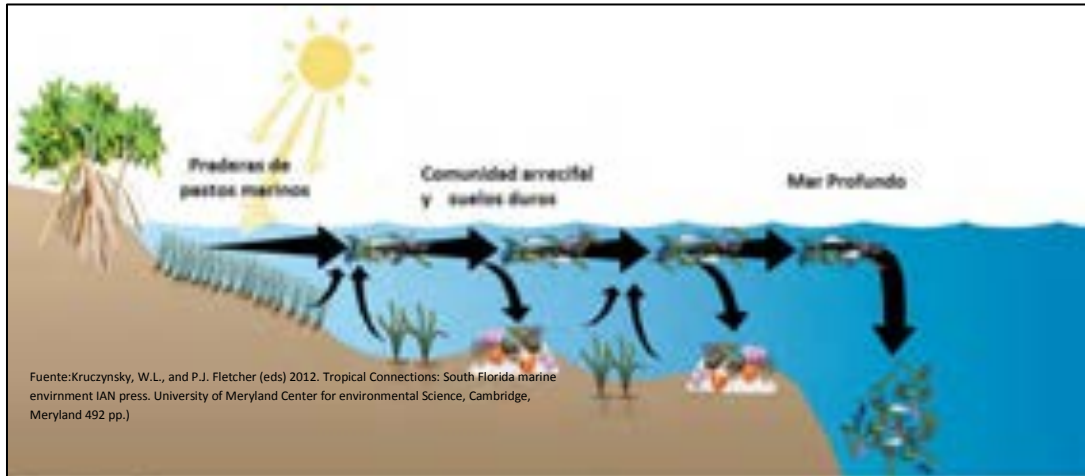


Figura III.30. Conectividad a través del flujo (exportación) de la materia orgánica de los pastos marinos. (Diagrama cortesía de Integration and Application Network (ian.umces.edu), Universidad de Maryland. Centro de Ciencias Ambientales.

Se reporta que tras la degradación o remoción de la vegetación de humedales el C asociado con dicho material es transportado al agua o a la atmósfera en forma de CO_2 , emitiendo hasta un 60% del C almacenado en los sedimentos cuando estos entran en contacto con el oxígeno (Huang *et al.*, 2009). Alternativamente, la exportación hacia aguas profundas representa una vía efectiva de remoción del dióxido de carbono del sistema océano-atmósfera (Duarte y Krause-Jensen 2017). Este transporte de material orgánico particulado o disuelto a regiones distantes como el mar de plataforma, sugiere que la emisión neta de C debida a pérdidas del hábitat de pastos marinos es menor a la estimación hecha para otros humedales (60%). Así también, se destaca el riesgo potencial de subestimar el papel de los pastos marinos en la mitigación de impactos ante el cambio climático al cuantificar el desempeño como almacén de carbono exclusivamente de los sedimentos contiguos a las camas de vegetación. En la figura III.3 se ilustra de manera sintética los almacenes y flujos de los pastos marinos.

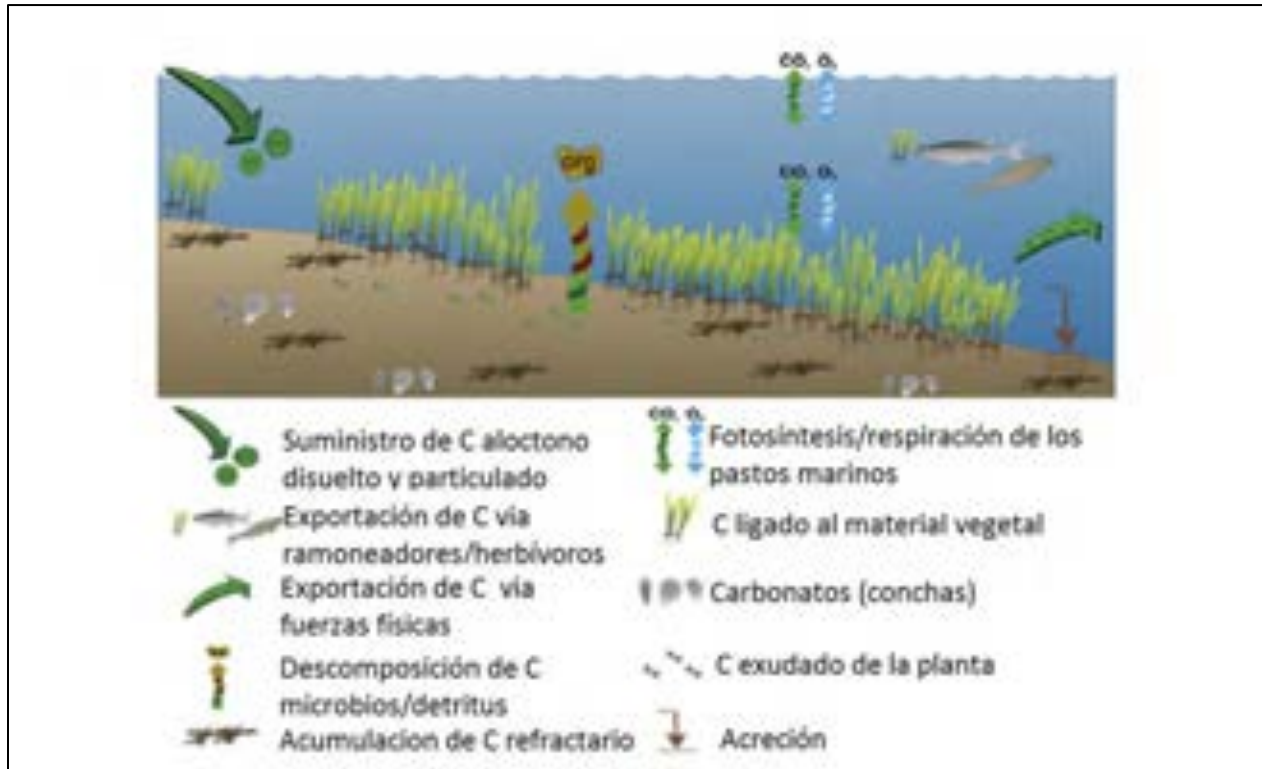


Figura III.31. Almacenes y flujos de carbono en pastos marinos (Tomado de Macreadie *et al.*, 2014).

Lo impactos humanos sobre la distribución, diversidad, y salud de los pastos marinos son profundos y se producen a diferentes escalas tanto espaciales como temporales (agudos y crónicos). En puertos industrializados y áreas de intenso desarrollo costero extensas áreas de pastos marinos se pierden rápidamente y los esfuerzos de mitigación y restauración son ocasionales. Los impactos directos son el dragado, relleno, y construcción de muelles y embarcaderos, así como algunas prácticas de pesca y acuicultura. Entre los impactos indirectos se cuentan la carga de nutrientes y sedimento desde la cuenca de drenaje, remoción mecánica de pastos, cambios en las tasas de sedimentación, y reducción en la transparencia del agua.

No obstante la importancia ecológica de las praderas de pastos marinos a nivel mundial, este ecosistema está amenazado y disminuyendo a un ritmo acelerado con pérdidas de 5% por año, siendo la degradación de la calidad del agua una de las principales causas del detrimento de dicha vegetación acuática sumergida (Waycott *et al.*, 2009; Mcleod *et al.*, 2011), y por lo tanto, del almacén de carbono orgánico (Duarte *et al.*, 2005). La conservación de extensas camas de pastos marinos en México podría abonar al reto que plantea para el País reducir su huella de carbono a partir del 2026, tal y como quedó establecido en el COP-21, lo cual representaría un descenso del 22% de los gases de efecto invernadero para el 2030.

III.5 Marco de referencia de los pastos marinos en México

Los pastos marinos son por su vasta distribución a lo largo del litoral mexicano un componente notable dentro la comunidad de vegetación acuática sumergida nacional. Sin embargo, quedan todavía esfuerzos

por hacer, tal como caracterizar espacialmente la distribución de pastos, tanto como comunidad como a nivel de especie. Asimismo, existe escasa información de biomasa, cobertura y tipo de sustrato. Incluso la información espacial contenida en fuentes oficiales como CONABIO (Comisión Nacional para la Biodiversidad) y la Comisión para la Cooperación Ambiental (CEC por sus siglas en Inglés) discrepan en cuanto a sus registros de presencia de este tipo de vegetación, particularmente en la región del Pacífico sur (Fig. III.4).

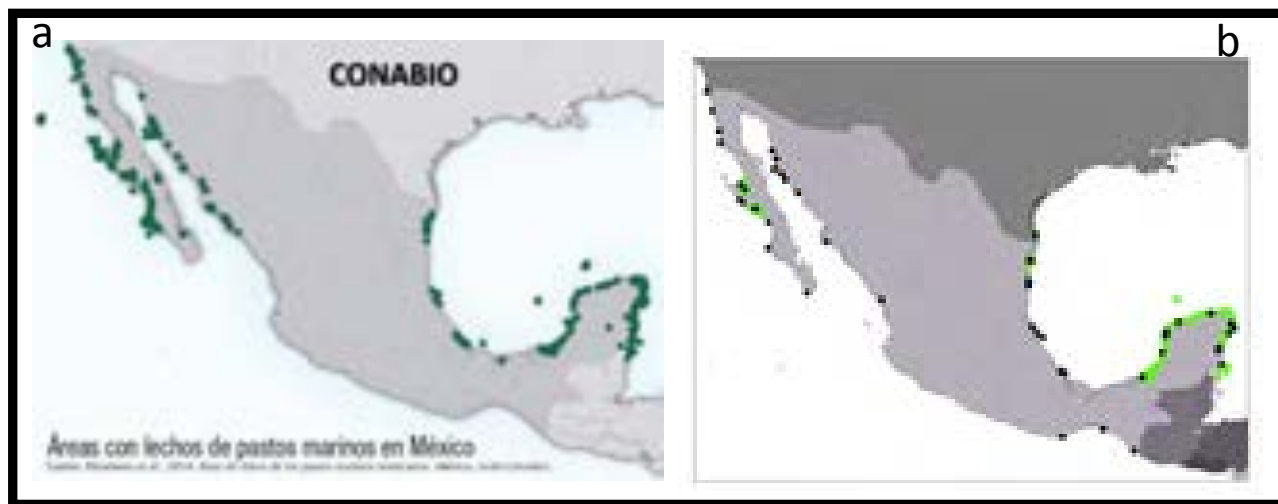


Figura III.32. Comparación de la información oficial relativa a la distribución de los pastos marinos en México. a. Mapa CONABIO (fuente: Riosmena *et al.*, 2014); b. Cartografía tomada de la Comisión para la cooperación ambiental.

De acuerdo a la información disponible, México cuenta con una riqueza de 11 especies de pastos marinos. En las costas del océano Pacífico se han documentado 5 especies, 7 en el Golfo de México, y 4 en el Mar Caribe (Ibarra-Obando y Ríos, 1993). De acuerdo a la NOM-SEMARNAT-059 2010, cuatro de estas especies están protegidas y cuatro se consideran amenazadas (Tabla III.5). Adicionalmente, estudios recientes han permitido diferenciar una nueva especie, *Ruppia mexicana n sp.*, a lo largo de la Península de Yucatán (den Hartog *et al.*, 2016)

Tabla III.5. Distribución de las especies de fanerógamas marinas en México por región y estado de protección (fuente: Ibarra-Obando y Ríos, 1993).

ESPECIE	REGIÓN	NOM-SEMARNAT-059 2010
<i>Zostera marina L.</i>	Pacífico	Protegida
<i>Phyllospadix scouleri Hook</i>	Pacífico	Amenazada
<i>Phyllospadix torreyi S. Watson</i>	Pacífico	Protegida
<i>Halodule wrightii Asch</i>	Pacífico y Golfo de México	Amenazada en algunas zonas

<i>Halodule beaudettei</i> Hartog	Golfo de México y Caribe	
<i>Halophila decipiens</i> Ostenf	Golfo de México	Protegida
<i>Halophila engelmanni</i> Asch	Golfo de México	Amenazada
<i>Syringodium filiforme</i> Kütz	Golfo de México y Caribe	Amenazada
<i>Ruppia mexicana</i> n sp	Caribe	
<i>Ruppia marítima</i> L.	Golfo de México y Pacífico	
<i>Halophila stipulacea</i>	Caribe: no nativa (invasora)	
<i>Thalassia testudinum</i> ex. Koenig	Golfo de México y Caribe	Protegida

En México, se presentan pastos marinos de clima templado en el Golfo de California. Se reconoce que tiene extensas praderas de pastos marinos, pero no están cartografiadas. En esta región se ha identificado que las poblaciones están amenazadas por la escorrentía de tierras agrícolas por lo que se requiere implementar medidas de protección a nivel cuenca. Dentro de la región tropical se ha documentado la importancia de los pastos marinos en Yucatán y la costa del Golfo de México, donde se presentan en extensas praderas combinadas con algas marinas, en su mayoría especies clímax con gran capacidad de almacenar carbono (CEC, 2016). En la región del Caribe la prevalencia de las praderas de pastos marinos está comprometida por los desarrollos turísticos que iniciaron a mediados de los 70's. Se ha experimentado una rápida pérdida de cobertura en esta región, la cual podría representar una pérdida del 50% de la cobertura original, por lo tanto, existe una extrema necesidad de protección en esta región.

El grado de acoplamiento entre ambientes costeros someros dominados por vegetación acuática sumergida y el mar de plataforma sugiere que Carbono capturado por los pastos marinos puede ser trasladado en forma disuelta o particulada a grandes profundidades, en donde permanecería por períodos significativos de tiempo antes de regresar a la superficie y ser susceptible de intercambio con la atmósfera.

III.6 Revisión de los Almacenes de Carbono en México

El análisis de la información disponible sobre *pastos marinos* para las diferentes regiones de las costas de México muestra que dicho acervo está dominado por publicaciones en artículos científicos y en segundo lugar se encuentra la literatura denominada "gris" (información que proviene de tesis, tesinas, boletines, e informes técnicos). La literatura gris sólo supera en número a la literatura con arbitraje en aquella información concerniente al área de Laguna de Términos (Fig.III.5). Se hace notar que no se obtuvieron estudios publicados que aborden de manera explícita el análisis de los almacenes de Carbono en vegetación acuática sumergida, salvo un trabajo efectuado en una bahía somera del caribe mexicano (Calva-Benítez y Torres-Alvarado, 2011).

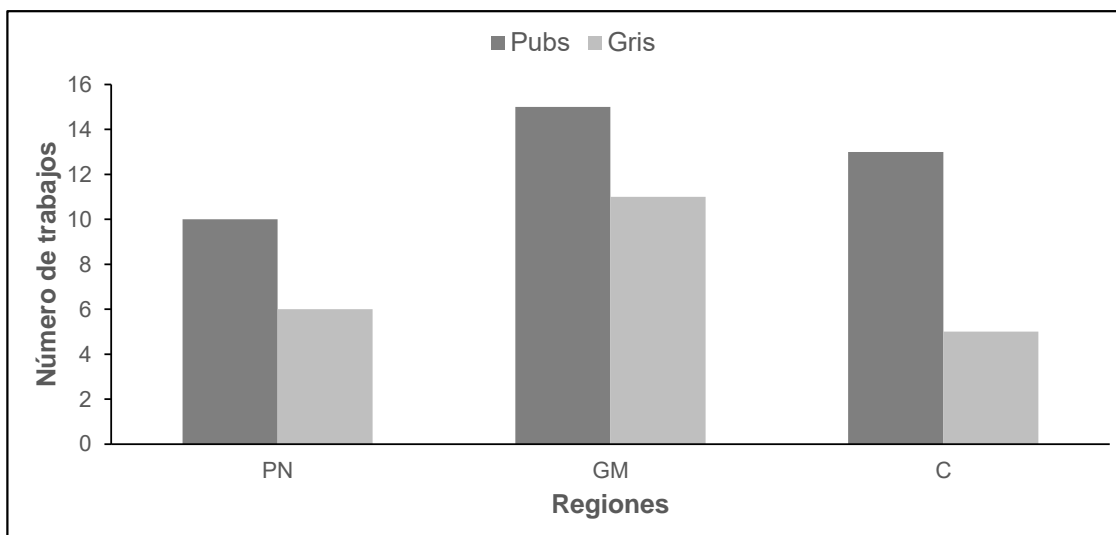


Figura III.33. Proporción regional de información disponible sobre Carbono en pastos marinos en ecosistemas costeros mexicanos (PN= Pacífico Norte; GM= Golfo de México; C= Caribe mexicano) distribuida en dos categorías de publicación: artículos en revistas (n= 22) y estudios en literatura gris (n= 38) (tesis, tesinas, boletines, e informes técnicos).

La distribución de estudios por región geográfica muestra un patrón marcado de literatura más abundante en la zona del Golfo de México para ambos rubros, es decir literatura gris y publicaciones arbitradas (Fig. III.5). Se destaca que la zona del Caribe ocupa el segundo lugar en proporción de trabajos publicados, mientras que dicho lugar está representado por el Pacífico Norte cuando se examina el número de publicaciones en literatura gris. La porción sur del pacífico mexicano no cuenta con información, estando centrada toda la información en investigaciones en el Golfo de California.

III.7 Distribución de los pastos marinos en México

La distribución espacial de pastos marinos en el litoral mexicano reportado en estudios publicados mostró un patrón prácticamente continuo de vegetación a lo largo del Golfo de México, con presencia sobresaliente en la Península de Yucatán, desde el Caribe y abarcando hasta Laguna de Términos.

Más allá de este punto se registra una drástica disminución en la presencia de camas de pastos marinos, lo cual puede ser reflejo de la fuerte influencia del transporte de material suspendido mediante sistemas fluviales en esta porción del Golfo de México (Dennison *et al.*, 1993; Orth, 1994).

III.8 Almacenes de carbono por Región

El análisis de los resultados obtenidos en la revisión bibliográfica, señala que el Golfo de México constituye el mayor reservorio de carbono orgánico contenido en las praderas de pastos marinos del país. Por otra parte, el Caribe Mexicano alberga valores de C_{org} en un rango intermedio, mientras que en el Pacífico Norte fueron documentados los valores más bajos en comparación con las otras regiones de México (Tabla III.6).

Tabla III.6. Distribución de C almacenado en pastos marinos en tres regiones de México.

Región	Almacén de Carbono Aéreo Mg CO ₂ eq/ha		Almacén de Carbono Subterráneo Mg CO ₂ eq/ha		Total Mg CO ₂ eq/ha
	Intervalo (media)	n	Intervalo (media)	n	Intervalo (media)
Caribe	<1 - 28.14 (3.1)	51	<1 - 1,200 (337)	30	<1 - 1,221 (186)
Golfo de México	<1 - 24.76 (3.5)	72	<1 - 1,218 (451)	35	<1 - 1,220 (220)
Pacífico Norte	<1 - 7.9 (2.4)	22	<1 - 892 (260)	9	<1 - 892 (96)

El total del C_{org} almacenado en pastos marinos del Caribe y Golfo de México, aunque semejantes entre sí, se diferencia en el nivel de carbono acumulado en el componente subterráneo, que en el caso del Golfo de México es un 25% mayor en comparación con el C_{org} promedio observado en las praderas del Caribe mexicano (Tabla III.6).



Figura III.6. Sitios de Pastos Marinos en la región Pacífico Norte donde se cuenta con datos para el cálculo del almacén de carbono total o hay un estudio específico para su determinación. El sedimento está estandarizado a 100 cm.

De acuerdo con las figuras III.6-III.8, en cada una de las zonas geográficas se registraron valores de C_{org} total en el intervalo reportado en los mapas (4-800 Mg CO₂ eq). No obstante, la región del Pacífico Norte destacó por una tendencia a un almacén bajo <math>< 27</math> Mg CO₂ eq con relación a otras regiones que se analizaron.

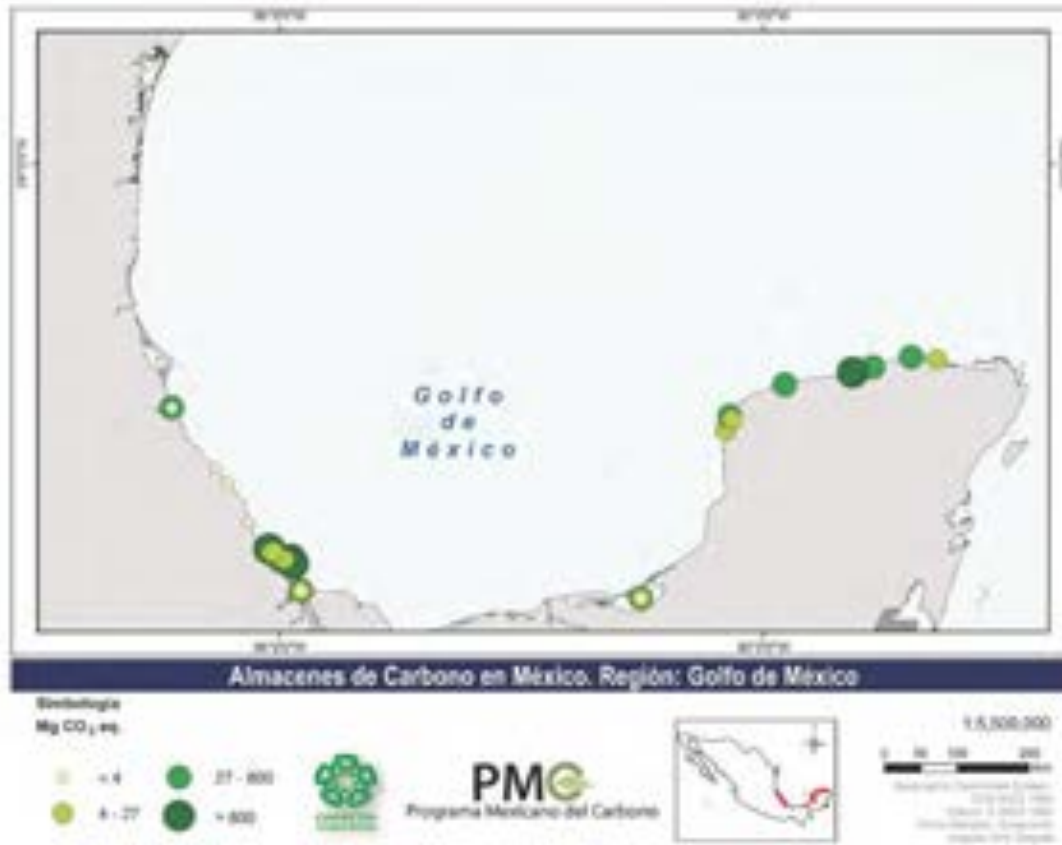


Figura III.7. Sitios de Pastos Marinos en la región del Golfo de México donde se cuenta con datos para el cálculo del almacén de carbono total o hay un estudio específico para su determinación. El sedimento está estandarizado a 100 cm.

El C_{org} total más alto (>800 Mg CO₂ eq) se registró en sitios del Golfo de México y Caribe mexicano con muy distinto escenario hidrológico. Praderas de pastos influenciadas por el Río Alvarado en Veracruz tuvieron niveles altos de C almacenado, así como praderas de vegetación que habitan la costa central-norte de Yucatán, enmarcada en una región con intenso aporte de agua dulce del acuífero desprovista de material en suspensión (Dzilam de Bravo). Finalmente, la región costera del Caribe mexicano caracterizada por aguas oligotróficas presentó también un alto contenido de C_{org} total (Figs.III.7 y III.8).

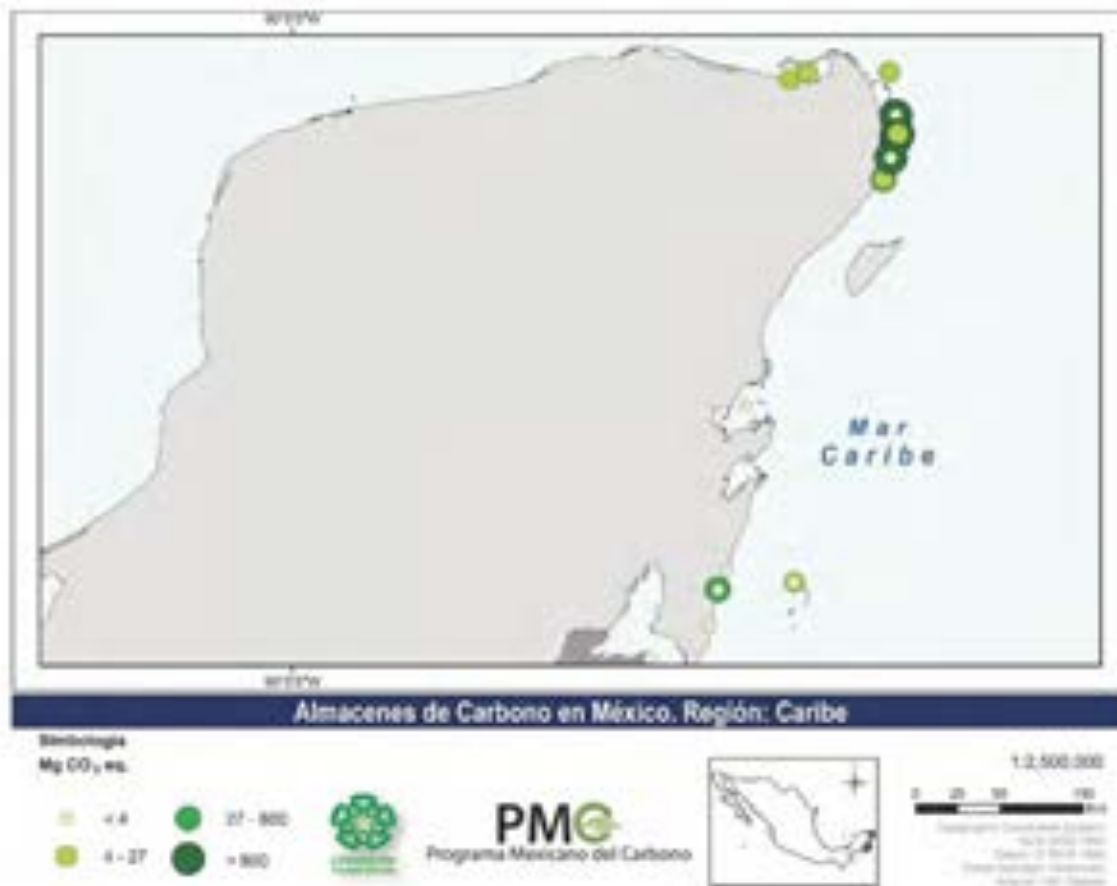


Figura III.8. Sitios de Pastos Marinos en la región del Caribe donde se cuenta con datos para el cálculo del almacén de carbono total o hay un estudio específico para su determinación. El sedimento está estandarizado a 100 cm.

Otro rasgo que se puede advertir en las figuras III.6-III.8, es la presencia de registros distintos para la misma localidad o áreas contiguas que se ilustran como círculos concéntricos dentro de los mapas. Esto es consecuencia de que la información producida en distintos estudios puede involucrar no sólo distintas Instituciones y grupos de trabajo, sino también múltiples procedimientos metodológicos utilizados en cada trabajo publicado. Otro componente que interviene en esta variabilidad intra sitio, son los gradientes de luz (profundidad) y salinidad que de manera natural se observan en ellos, actuando en los factores que determinan la distribución y abundancia de los pastos marinos en cada localidad.

La discrepancia entre el grado de almacén de C para un mismo sitio es particularmente evidente en la zona del Parque Marino de Cancún y Punta Nizuc en el Caribe (Fig. III.8). Además de la variabilidad intrínseca al técnico de campo y técnicas utilizadas, es importante hacer notar la fenología de este tipo de vegetación tropical que, sin ser tan evidente como la de las fanerógamas terrestres, responde a ciclos anuales con camas típicamente más desarrolladas durante el verano.

III.9 Emisiones de CO₂ por factor antrópico a nivel región.

La vulnerabilidad del hábitat de pastos marinos a nivel global ha motivado la inquietud por parte de ciertos investigadores por evaluar la cantidad del Carbono que retornaría a la atmósfera una vez que zonas específicas donde habitan dichas praderas de pastos sufrieran disturbios severos o su desaparición fuera total (Pendleton *et al.*, 2012; Marcreadi *et al.*, 2014). Basado en la literatura y debido a la ausencia de estudios que midan directamente este proceso en ecosistemas de pastos marinos en México, se realizó una estimación sobre la emisión potencial de C desde este hábitat hacia la atmósfera.

Este cálculo se instrumentó bajo la premisa de una estimación conservadora del 25% del C almacenado (Pendleton *et al.*, 2012), lo cual puede resultar una aproximación más realista cuando se considera la presencia de otras vías alternativas (sedimentación en otros ambientes de la plataforma continental y más allá del talud continental, así como la proporción de tejido recalcitrante en el material vegetal) que contribuyen a eludir la liberación del almacén completo a la atmósfera propuesto por algunos autores (Fourqurean *et al.*, 2012).

Tabla III.11. Estimación de las emisiones potenciales de CO₂ eq por pérdida de pastos marinos asociados a cambios antrópicos. Mínimas se asume una tasa de perdida baja (0.4% año⁻¹) y en la máxima una tasa de perdida alta (2.6% año⁻¹) en ambos casos se asume una pérdida del 100% de vegetación.

REGIÓN	Actividades antrópicas asociadas a la pérdida	n	Emisiones potenciales de CO ₂ eq	Emisiones potenciales de CO ₂ eq
			Mínimas	Máximas
Pacífico Norte	Acuicultura	25	140.77	915.02
			(<1-1,309)	(1.09-8,509)
Golfo de México	Enriquecimiento por nutrientes descargas de ríos	73	323.04	2,099.75
			(<1-1,790)	(<1-11,640)
Caribe	Turismo	55	273.94	1,780
			(<1-1792)	(<1-11,651)
Global México		153	275.61	1791.44
			(<1-1,792)	(<1-11,651)

Se estima que, las emisiones potenciales extremas de CO₂ por pérdida de pastos marinos por factor antrópico a nivel país es de 11,650 Mg CO₂ eq ha⁻¹, mientras que en el escenario más conservador serían

de 1,792 Mg CO₂ eq ha⁻¹. Como consecuencia del deterioro de la calidad del agua en la zona del Golfo de México derivado tanto de estresores ambientales persistentes como emergentes ante la inminente explotación petrolera de zonas profundas, los pastos marinos podrían reducir su cobertura y dar lugar a la emisión de hasta 2,099 Mg CO₂ eq ha⁻¹. Esta amenaza está seguida de cerca por la emisión potencial de 1,780 Mg CO₂ eq ha⁻¹ en los pastos del Caribe si estos se ven perturbados y se pierden las camas que cubren una vasta área en las inmediaciones de desarrollos turísticos basados en un modelo de alto impacto para la flora y fauna nativa.

III.10 Almacenes de C_{org} por tipo hidrodinámico

Partiendo del análisis del C_{org} almacenado en los distintos compartimentos se observa que los sistemas cerrados (bahías, lagunas costeras) son más eficientes almacenando C_{org} en la biomasa viva aérea que en la subterránea. El almacén de C total registró en promedio niveles relativamente más altos de C en ecosistemas geomorfológicamente menos expuestos que aquellos abiertos (Tabla III.8).

Tabla III.12. Concentración de C almacenado en pastos marinos colonizando ambientes costeros de

Tipo Hidrodinámico	Carbono Aéreo Mg CO ₂ eq/ha		Carbono Subterráneo Mg CO ₂ eq/ha		Total Mg CO ₂ eq/ha
	Intervalo (media)	n	Intervalo (media)	n	Intervalo (media)
Cerrado	<1 - 28.14 (3.7)	88	<1 - 1,200 (350)	42	<1 - 1,221 (159)
Abierto	<1 - 24.7 (2.5)	57	1.11 - 1,218 (422)	32	<1 - 1,220 (58)

México con diferente grado de exposición hidrodinámica.

Las condiciones de protección que brindan los ambientes cerrados determinan en parte la respuesta de la vegetación en términos de su capacidad para almacenar C_{org}. Factores tales como velocidad de corrientes, tiempo de residencia del agua, profundidad, transparencia, entre otros, puede favorecer una mayor captación del C_{org}.



Figura III.9. Sitios de Pastos Marinos donde se cuenta con datos para el cálculo del almacén de carbono total o hay un estudio específico para su determinación en ecosistemas cerrados (lagunas costeras y bahías someras). El sedimento está estandarizado a 100 cm.

En el Pacífico Norte, los sistemas cerrados presentaron menos C_{org} por hectárea, sin embargo, para el Golfo de México (GOM) y el Caribe la tendencia para los ambientes con circulación limitada (cerrados), es de una mayor capacidad para almacenar C_{org} . (Figs.III.9 y III.10).

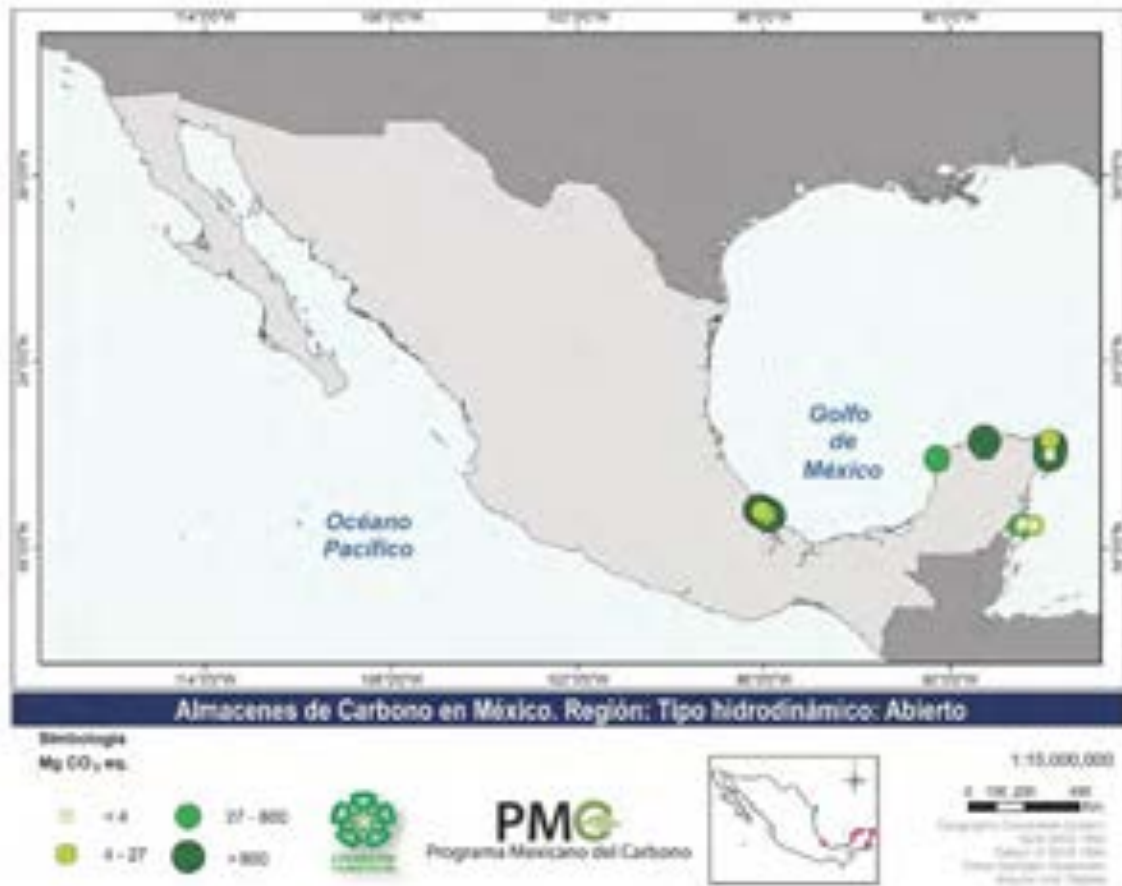


Figura III.10. Sitios de Pastos Marinos donde se cuenta con datos para el cálculo del almacén de carbono total o hay un estudio específico para su determinación en ecosistemas abiertos (marino y arrecifal). El sedimento está estandarizado a 100 cm.

III.12 Carbono en pastos marinos de México en el contexto global.

La tabla III.9 presenta un panorama global del desempeño ecológico de los pastos marinos para almacenar Carbono en distintas latitudes. El almacén por el componente vivo de los pastos marinos en México es comparable con lo reportado para la mayoría de los ambientes del mundo, excepto por los bancos de *Posidonia oceanica* en el Mediterráneo. Lo mismo ocurre con la porción del almacén localizada en los sedimentos orgánicos de las praderas que ocupan el litoral mexicano. Para este último reservorio, el almacén de C de los pastos mexicanos se ubica en cuarto puesto, acumulando en promedio sólo el 25% del carbono almacenado en sedimentos del Mediterráneo.

Tabla III.9. Resumen comparativo del almacén de carbono en México respecto a otras regiones del mundo.

Región	Carbono Aéreo		Carbono Subterráneo	
	Mg CO ₂ eq ha ⁻¹		Mg CO ₂ eq ha ⁻¹	
	Promedio (EE)	<i>n</i>	Promedio (EE)	<i>n</i>
Caribe ⁴	4.2(0.87)	53	833.4 (89.6)	12
Golfo de México ⁶	4.8 (0.66)	73	673.9 (85.7)	21
Pacífico Norte ⁶	2.3 (0.38)	24	468 (160)	59
Promedio México ⁶	3.0	150	349.3	92
Australia ⁵	8.51	40	984.66	9
Atlántico oeste tropical ⁷	3.08	44	553.8	13
Mediterráneo ⁷	26.75	57	1,366.71	29
Indopacífico ⁷	2.24	47	86.6	8
Atlántico Norte ⁷	3.12	50	178.7	24
Promedio Mundial ⁷	2.51	251	194.2	89

III.12 Discusión

El análisis de datos publicados para esta síntesis del conocimiento sobre los almacenes de carbono orgánico en las praderas de pastos marinos de México muestra que los estudios dedicados a inventariar explícitamente los diferentes almacenes de carbono en el hábitat de pastos marinos mediante un esquema integral y procedimientos estándar recomendado por el IPCC no existen. Sin embargo, los trabajos instrumentados para evaluar la biomasa viva (y posterior conversión a Carbono) son numerosos y existentes para las tres regiones marinas del País bajo el enfoque de la presente revisión.

La distribución y desarrollo observados permite destacar el grado de flexibilidad ecológica de los pastos para desarrollarse bajo una amplia gama de condiciones ambientales y generar a partir de su producción primaria neta, cantidades significativas de detritus que enriquecen los sedimentos asociados a dicha vegetación. El material depositado en sedimentos proveyó un almacén de Carbono comparable a lo largo de aguas meso-eutróficas del Golfo de México y el caribe oligotrófico.

4 Este estudio

5 Fourqurean *et al.*, 2012,

De los escasos estudios que evalúan el almacén de C en estos hábitats, aquellos donde se implementaron mediciones directas del almacén de C_{org} subterráneo corresponden a las zonas de la Península de Yucatán y sur del Golfo de México. Asimismo, los resultados de esta síntesis indican que el C almacenado en las praderas de pastos de México es equiparable entre los ambientes ubicados a lo largo de la Península de Yucatán y el Golfo de México. Los reportes existentes para sistemas del Pacífico Norte corresponden únicamente a ambientes cerrados, con valores de C almacenado menores a los del Golfo de México y Caribe. De acuerdo a los resultados de esta síntesis, los pastos marinos en México ocupan diversos escenarios que va de lagunas costeras someras receptoras de materia particulada de ríos, hasta áreas costeras abiertas de profundidades mayores a 5m de aguas con alta transparencia que influye en las características morfométricas de los pastos marinos, características de la comunidad y que influye en la variabilidad documentada para sus almacenes de carbono.

Se observaron diferencias entre los almacenes de C_{org} del Caribe y el Golfo de México, ambas regiones con las concentraciones mayores de C_{org} en sus respectivos hábitats de pastos. Esta discrepancia puede ser resultado de perturbaciones que ocurren tierra adentro en el área de la cuenca de drenaje. El cambio de uso de suelo y manejo del agua han favorecido condiciones estresantes para las camas de pastos río abajo, derivadas del deterioro de la calidad del agua (empobrecimiento de la transparencia).

La especificidad del ambiente donde se desarrolle la vegetación es crucial para el tamaño absoluto del almacén de C_{org} que se establezca, tanto en la biomasa como en el substrato. El patrón observado al contrastar ambientes que discrepan en su grado de exposición a la energía del forzamiento oceánico mostró que la interrelación entre la geomorfología e hidrodinámica tiene el potencial de regular la tasa de acumulación de carbono en los sedimentos y a la postre, pueden constituir controladores de la efectividad de las praderas de pastos como almacenes de C_{org} a largo plazo.

La capacidad para almacenar C_{org} en el caribe, con aguas transparentes alimentadas por agua dulce proveniente de fisuras en el acuífero, típicamente desprovistas de material particulado es similar a la del Golfo de México cuando se consideran los ambientes abiertos, es decir, aquellos donde la hidrodinámica permite la libre circulación de masas de agua potencialmente cargadas de nutrientes y material en suspensión.

Sin embargo, cuando se comparan los almacenes de C_{org} en sistemas cerrados caracterizados por tiempos de residencia del agua más largos, los valores observados en el Caribe son mayores que los del Golfo de México, este último influenciado por ríos con efluentes cargados de material en suspensión. Esta condición puede claramente alterar la disponibilidad de luz, nutrientes y rangos de salinidad acordes con los límites de tolerancia de cada especie y que son determinantes para una óptima fijación de carbono en las camas de pastos marinos.

No obstante, esta relación puede cambiar debido a las tendencias de desarrollo que están marcando el contexto socio-económico de cada región, donde los reportes indican la influencia de descargas de aguas contaminadas con nutrientes en importantes polos turísticos del caribe, lo que podría impactar en el corto plazo las coberturas de las praderas y con ello su capacidad de almacenar C_{org} (Carruthers *et al.*, 2005).

III.13 Consideraciones finales

Se destaca que el promedio de almacenamiento de C_{org} por el hábitat de pastos marinos en México es de 187.7 ± 29.3 EE Mg CO₂ eq ha⁻¹, encontrándose que áreas costeras abiertas del Golfo de México almacenan en promedio (300.1 ± 36.5 EE Mg CO₂ eq ha⁻¹) más C_{org} que los pastos marinos que ocupan ambientes hidrodinámicamente menos expuestos o cerrados. Asimismo, las emisiones más altas estimadas en 55.0 ± 11.3 EE Mg CO₂ eq ha⁻¹ ocurrirían en el Golfo de México. Consistentemente, el mayor almacén de C_{org} está localizado en el interior de los sedimentos, representando alrededor de 98% del total e integrando tanto biomasa viva subterránea como sedimentos orgánicos.

Es necesario instrumentar en lo futuro investigaciones enfocadas desde su diseño experimental a cuantificar los almacenes de C_{org} por parte de los pastos marinos con el detalle espacial y rigor dictado por protocolos estándar. Alinear estos esfuerzos con procedimientos metodológicos recomendados por instancias especializadas redundará en un acervo de información conferido con la cantidad y calidad acordes con los requerimientos de agencias internacionales (concepto Tier del IPCC) dedicadas a valorar el desempeño de dicho hábitat en la mitigación del aumento de los GEIs.

Este ejercicio permitirá también aventajar no sólo en una mayor inter-comparabilidad, sino también un nivel analítico superior de la información recabada. Al mismo tiempo, se podrá cuantificar la incertidumbre asociada con tales estimaciones de almacenes de C_{org} y aproximarla a un grado aceptable para generar los reportes a escala nacional y regional que se requieren en México. Un esquema de trabajo consistente como el que se señala proveerá una base de conocimiento para rastrear cambios en dichas existencias de C_{org} y las tendencias determinadas en esta variación con potenciales factores de control.

Se requieren estudios encaminados a determinar la vulnerabilidad de los almacenes de C_{org} en pastos marinos como resultado de procesos locales que ejercen una presión ambiental crónica como el empobrecimiento de la calidad de agua afectada por el turismo masivo, o las filtraciones de petróleo en zonas donde dichas actividades son comunes, o regiones a donde nuevos proyectos de extracción del crudo se extenderá.

Finalmente, se requiere analizar el funcionamiento de este hábitat ante la incidencia de tendencias globales como el aumento de la profundidad en los linderos de la línea costera ligado con el incremento del nivel medio del mar y evaluar cuál será el cambio en la capacidad de los pastos para articular una producción neta, almacenar el excedente de C_{org} en los primeros centímetros de sedimentos, así como examinar las vías alternas que sigan los flujos de C_{org} en éstos, los cuales representan hoy una incógnita para vastas regiones costeras de México.

REFERENCIAS

- Alongi D. (2002) Present state and future of the world's mangrove forests. *Environmental Conservation* 29 (3): 331–349. 2002 Foundation for Environmental Conservation DOI:10.1017/S0376892902000231
- CCE. 2016. *North America's Blue Carbon: Assessing Seagrass, Salt Marsh and Mangrove Distribution and Carbon Sinks*. Montreal, Canada: Commission for Environmental Cooperation. 54 pp.
- Giri, C., Ochieng, E., Tieszen, L.L., Zhu, Z., Singh, A., Loveland, T., Masek, J. and Duke, N. (2011) Status and distribution of mangrove forests of the world using Earth observation satellite data. *Global Ecology and Biogeography* 20(1): 154–159. doi:10.1111/j.1466-8238.2010.00584.x
- Howard, J., Hoyt, S., Isensee, K., Telszewski, M., Pidgeon, E. (eds.) (2014). *Coastal Blue Carbon: Methods for assessing carbon stocks and emissions factors in mangroves, tidal salt marshes, and seagrasses*. Conservation International, Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO, International Union for Conservation of Nature. Arlington, Virginia, USA.
- Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático (INECC). 2012. México Quinta Comunicación Nacional ante la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (Semarnat), Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático (INECC). ISBN: 978-607-8246-50-2.
- INECC, 2015. COMPROMISOS DE MITIGACIÓN Y ADAPTACIÓN ANTE EL CAMBIO CLIMÁTICO PARA EL PERIODO 2020-2030. http://www.inecc.gob.mx/descargas/adaptacion/2015_indc_esp.pdf
- Lovelock CE, Ruess RW, Feller IC (2011) CO2 Efflux from Cleared Mangrove Peat. *PLoS ONE* 6(6): e21279. doi:10.1371/journal.pone.0021279
- McCleod E, Chmura GL, Bouillon S, Salm R, Bjork M, et al. (2011) A Blueprint for Blue Carbon: Towards an improved understanding of the role of vegetated coastal habitats in sequestering CO2. *Front Ecol Environ*. doi:10.1890/110004
- Mesta Fernández, M.E. 2017. BASES PARA EL DESARROLLO DE LA LEGISLACIÓN MARINO COSTERA EN MÉXICO. *Elementos para Políticas Públicas*, 1(1): 63-76.
- Murray, B. C., Pendleton, L., Jenkins, W.A., Sifleet, S. (2011) *Green Payments for Blue Carbon: economic Incentives for Protecting Threatened Coastal Habitats* NI R 11-04 Nicholas Institute for Environmental Policy Solutions. Duke University
- Pendleton L, Donato DC, Murray BC, Crooks S, Jenkins WA, et al. (2012) Estimating Global “Blue Carbon” Emissions from Conversion and Degradation of Vegetated Coastal wetland ecosystems. *PLoS ONE* 7(9): e43542. doi:10.1371/journal.pone.0043542
- Rivera-Guzmán N. E., P. Moreno-Casasola, S. E. Ibarra-Obando, V. J. Sosa, J. Herrera-Silveira. 2014. Long term state of coastal lagoons in Veracruz, Mexico: Effects of land use changes in watersheds on seagrasses habitats. *Ocean and Coastal Management*, 87: 30-39
- Troche-Souza, C., Rodríguez-Zúñiga, M.T., Velázquez-Salazar, S., Valderrama Landeros, L., Villeda-Chávez, E., Alcántara-Maya, A., Vázquez-Balderas, B., Cruz-López, M.I. y Ressler, R. 2016. *Manglares de México: extensión, distribución y monitoreo (1970/1980 — 2015)*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México, D.F.

Manglares

- Adame, M. F., & Lovelock, C. E. (2011). Carbon and nutrient exchange of mangrove forests with the coastal ocean. *Hydrobiologia*, 663(1), 23-50.
- Adame, M. F., Hermoso, V., Perhans, K., Lovelock, C. E., & Herrera-Silveira, J. A. (2015). Selecting cost-effective areas for restoration of ecosystem services. *Conservation Biology*, 29(2), 493-502.
- Adame, M. F., Kauffman, J. B., Medina, I., Gamboa, J. N., Torres, O., Caamal, J. P., & Herrera-Silveira, J. A. (2013). Carbon stocks of tropical coastal wetlands within the karstic landscape of the Mexican Caribbean.
- Adame, M. F., Zaldívar-Jimenez, A., Teutli, C., Caamal, J. P., Andueza, M. T., López-Adame, H., & Herrera-Silveira, J. A. (2013). Drivers of mangrove litterfall within a karstic region affected by frequent hurricanes. *Biotropica*, 45(2), 147-154.
- Ake- Castillo, J. A., Vazquez G., López-Portillo J., 2006. Litterfall and decomposition of *Rhizophora mangle* L. in a coastal lagoon in the southern Gulf of México. *Hydrobiologia*, 559: 101- 111 32
- Alongi, D. M. (2014). Carbon cycling and storage in mangrove forests. *Annual review of marine science*, 6, 195-219.
- Ashton, E. C., Hogarth, P. J., & Ormond, R. (1999). Breakdown of mangrove leaf litter in a managed mangrove forest in Peninsular Malaysia. In *Diversity and function in mangrove ecosystems* (pp. 77-88). Springer Netherlands.
- Barbier, E. B., Hacker, S. D., Kennedy, C., Koch, E. W., Stier, A. C., & Silliman, B. R. (2011). The value of estuarine and coastal ecosystem services. *Ecological monographs*, 81(2), 169-193.
- Beck MW, Heck KL Jr, Able KW, Childers DL and 9 others (2001) The identification, conservation, and management of estuarine and marine nurseries for fish and invertebrates. *BioScience* 51:633–641
- Bouillon S, Rivera-Monroy VH, Twilley RR *et al.* Mangroves. In: *The Management of Natural Coastal Carbon Sinks*. Laffoley D, Grimsditch G (Eds). International Union for Conservation of Nature, Gland, Switzerland, 13–20 (2009).
- Bouillon, S., Borges, A. V., Castañeda-Moya, E., Diele, K., Dittmar, T., Duke, N. C., & Rivera-Monroy, V. H. (2008). Mangrove production and carbon sinks: a revision of global budget estimates. *Global Biogeochemical Cycles*, 22(2).
- Bouillon, S., Moens, T., Koedam, N., Dahdouh-Guebas, F., Baeyens, W., & Dehairs, F. (2004). Variability in the origin of carbon substrates for bacterial communities in mangrove sediments. *FEMS Microbiology Ecology*, 49(2), 171-179.
- Chmura, G. L., Anisfeld, S. C., Cahoon, D. R., & Lynch, J. C. (2003). Global carbon sequestration in tidal, saline wetland soils. *Global biogeochemical cycles*, 17(4).
- CONABIO. 2009. Manglares de México: Extensión y distribución. 2ª ed. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México. 99 pp.
- Coronado-Molina, C., Alvarez-Guillen, H., Day Jr, J. W., Reyes, E., Pérez, B. C., Vera-Herrera, F., & Twilley, R. (2012). Litterfall dynamics in carbonate and deltaic mangrove ecosystems in the Gulf of Mexico. *Wetlands ecology and management*, 20(2), 123-136.
- Costanza R, d'Arge R, de Groot R, Farber S, Grasso M, et al. (1997) The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387: 253–260
- Costanza, R., de Groot, R., Sutton, P., van der Ploeg, S., Anderson, S. J., Kubiszewski, I., ... & Turner, R. K. (2014). Changes in the global value of ecosystem services. *Global Environmental Change*, 26, 152-158.
- Crow, B. & Carney, J. Commercializing Nature: Mangrove Conservation and Female Oyster Collectors in The Gambia. *Antipode* 45, 275–293 (2013)

- Cullen-Unsworth, L., & Unsworth, R. (2013). Seagrass meadows, ecosystem services, and sustainability. *Environment: Science and Policy for Sustainable Development*, 55(3), 14-28.
- de Groot, R., Brander, L., van der Ploeg, S., Costanza, R., Bernard, F., Braat, L., Christie, M., Crossman, N., Ghermandi, A., Hein, L., Hussain, S., Kumar, P., McVittie, A., Portela, R., Rodriguez, L.C., ten Brink, P., van Beukering, P., 2012. Global estimates of the value of ecosystems and their services in monetary units. *Ecosyst. Serv.* 1, 50–61.
- Donato, D. C., Kauffman, J. B., 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.
- Duarte CM, Marbà N, Gacia E, et al. 2010. Seagrass community metabolism: assessing the carbon sink capacity of seagrass meadows. *Global Biogeochem Cy* 24: GB4032, doi:10.1029/2010GB003793.
- Duarte, C. M., Middelburg, J. J., & Caraco, N. (2005). Major role of marine vegetation on the oceanic carbon cycle. *Biogeosciences*, 2(1), 1-8.
- Ellison AM (2008) Managing mangroves with benthic biodiversity in mind: moving beyond roving banditry. *J Sea Res* 59: 2–15.
- Ezcurra, P., Ezcurra, E., Garcillán, P. P., Costa, M. T., & Aburto-Oropeza, O. (2016). Coastal landforms and accumulation of mangrove peat increase carbon sequestration and storage. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 113(16), 4404-4409.
- FAO. 2007. The World's Mangroves 1980-2005. FAO Forestry Paper 153, Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, 2007..
- Fromard, F., Puig, H., Mougín, E., Marty, G., Betoulle, J. L., & Cadamuro, L. (1998). Structure, above-ground biomass and dynamics of mangrove ecosystems: new data from French Guiana. *Oecologia*, 115(1-2), 39-53.
- Furukawa, K., Wolanski, E., & Mueller, H. (1997). Currents and sediment transport in mangrove forests. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 44(3), 301-310.
- Gedan, K. B., Silliman, B. R., & Bertness, M. D. (2009). Centuries of human-driven change in salt marsh ecosystems. *Annual Review of Marine Science*, 1, 117-141.
- Giri, C., Ochieng, E., Tieszen, L. L., Zhu, Z., Singh, A., Loveland, T., ... & 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.
- Govindasamy, C. & Kannan, R. Pharmacognosy of mangrove plants in the system of unani medicine. *Asian Pacific J. Trop. Dis.* 2, S38–S41 (2012)
- Howard, J., Hoyt, S., Isensee, K., Pidgeon, E., Telszewski, M. (eds.) (2014). Coastal Blue Carbon: Methods for assessing carbon stocks and emissions factors in mangroves, tidalsalt marshes, and seagrass meadows. Conservation International, Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO, International Union for Conservation of Nature.
- IPCC, 2013: Cambio Climático 2013: Bases físicas. Resumen para responsables de políticas, Resumen técnico y Preguntas frecuentes: Contribución del Grupo de trabajo I al Quinto Informe de Evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático
- IPCC, 2014: *Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Core Writing Team, R.K. Pachauri and L.A. Meyer (eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland, 151 pp.
- IPCC, Intergovernmental Panel on Climate Change, 2001. Third assessment report-climate change. The scientific basis: summary for policymakers. A report of working group I of the Intergovernmental Panel on Climate Change. UNEP-WMO.
- IPCC., Intergovernmental panel on climate change, 1997. Estabilización de los gases atmosféricos de efecto invernadero: Implicaciones físicas, biológicas y socioeconómicas. Documento técnico del IPCC.

- Jaramillo VJ, Ahedo-Hernández R, Kauffman JB (2003) Root biomass and carbon in a tropical evergreen forest of México: changes with secondary succession and forest conversion to pasture. *J Trop Ecol* 19:457–464
- John W. Day, Jr., W. Michael Kemp, Alejandro Yáñez-Arancibia, Byron C. Crump. *Estuarine Ecology*, 2nd Edition. (2012). Wiley-Blackwell. 568 pages ISBN: 978-0-471-75567-8
- Kangas, P.C. & Lugo E.A. 1990. The distribution of mangrove and salt marsh in Florida. *Tropical Ecology* 31: 32-39.
- Kathiresan, K., & Bingham, B. L. (2001). Biology of mangroves and mangrove ecosystems. *Advances in marine biology*, 40, 81-251.
- Kauffman, J. B., & Donato, D. (2012). *Protocols for the measurement, monitoring and reporting of structure, biomass and carbon stocks in mangrove forests* (No. CIFOR Working Paper no. 86, p. 40p). Center for International Forestry Research (CIFOR), Bogor, Indonesia.
- Kauffman, J. B., Cummings, D. L., Ward, D. E., & Babbitt, R. (1995). Fire in the Brazilian Amazon: 1. Biomass, nutrient pools, and losses in slashed primary forests. *Oecologia*, 104(4), 397-408.
- Kauffman, J. B., Trejo, H. H., Garcia, M. D. C. J., Heider, C., & Contreras, W. M. (2016). Carbon stocks of mangroves and losses arising from their conversion to cattle pastures in the Pantanos de Centla, Mexico. *Wetlands Ecology and Management*, 24(2), 203-216.
- Kennedy, H., Beggins, J., Duarte, C. M., Fourqurean, J. W., Holmer, M., Marbà, N., & Middelburg, J. J. (2010). Seagrass sediments as a global carbon sink: isotopic constraints. *Global Biogeochemical Cycles*, 24(4).
- Keppler, F. (2007). Methane, plants and climate change. *Scientific American*, 296(2), 52-57.
- King, S. E., & Lester, J. N. (1995). The value of salt marsh as a sea defence. *Marine pollution bulletin*, 30(3), 180-189.
- Kristensen, E., Bouillon, S., Dittmar, T., & Marchand, C. (2008). Organic carbon dynamics in mangrove ecosystems: a review. *Aquatic Botany*, 89(2), 201-219.
- Lacerda, L. D., Ittekkot, V., & Patchineelam, S. R. (1995). Biogeochemistry of Mangrove Soil Organic Matter: a Comparison Between Rhizophora and Avicennia Soils in South-eastern Brazil. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 40(6), 713-720.
- Lara-Domínguez, A. L., Day Jr, J. W., Zapata, G. V., Twilley, R. R., Guillén, H. A., & Yáñez-Arancibia, A. (2005). Structure of a unique inland mangrove forest assemblage in fossil lagoons on the Caribbean Coast of Mexico. *Wetlands Ecology and Management*, 13(2), 111-122.
- Lo Iacono C, Mateo MA, Gracia E, et al. 2008. Very high-resolution seismo-acoustic imaging of seagrass meadows (Mediterranean Sea): implications for carbon sink estimates. *Geophys Res Lett* 35: L18601.
- Lugo, A. E., & Snedaker, S. C. (1974). The ecology of mangroves. *Annual review of ecology and systematics*, 39-64.
- McLeod, E., Chmura, G. L., Bouillon, S., Salm, R., Björk, M., Duarte, C. M., ... & Silliman, B. R. (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.
- McNally, C. G., Uchida, E. & Gold, A. J. The effect of a protected area on the tradeoffs between short-run and long-run benefits from mangrove ecosystems. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 108, 13945–50 (2011).
- Middleton, B. A., & McKee, K. L. (2001). Degradation of mangrove tissues and implications for peat formation in Belizean island forests. *Journal of Ecology*, 89(5), 818-828.
- Millennium Ecosystem Assessment. *Ecosystems and human well-being : current state and trends. The Millennium Ecosystem Assessment series.* xxi, 917 p. (Island Press, 2005).

- Mitsch J. W., G. J. Gosselink (2000) "Wetlands", 3rd ed. John Wiley & Sons, New York. 920 pp.
- Mumby, P. J. (2006). Connectivity of reef fish between mangroves and coral reefs: algorithms for the design of marine reserves at seascape scales. *Biological conservation*, 128(2), 215-222.
- Odum, E. P. (1971). *Fundamentals of Ecology*. Saunders, Co. Philadelphia. Pennsylvania, USA, 197.
- Ong JE (1993) Mangroves a carbon source and sink. *Chemosphere* 27: 1097–1107.
- Pendleton, L., Donato, D. C., Murray, B. C., Crooks, S., Jenkins, W. A., Sifleet, S., & Magonigal, P. (2012). Estimating global "blue carbon" emissions from conversion and degradation of vegetated coastal ecosystems. *PLoS one*, 7(9), e43542.
- Rivera-Monroy, V. H., Day, J. W., Twilley, R. R., Vera-Herrera, F., & Coronado-Molina, C. (1995). Flux of nitrogen and sediment in a fringe mangrove forest in Terminos Lagoon, Mexico. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 40(2), 139-160.
- Robertson, A. A., & Alongi, D. D. (1992). *Tropical Mangrove Ecosystems*. Coastal and Estuarine Studies. 41. American Geophysical Union.
- Rodríguez-Zúñiga, M.T., Troche-Souza C., Vázquez-Lule, A. D., Márquez-Mendoza, J. D., Vázquez-Balderas, B., Valderrama-Landeros, L., Velázquez-Salazar, S., Cruz-López, M. I., Ressler, R., Uribe-Martínez, A., Cerdeira-Estrada, S., Acosta-Velázquez, J., Díaz-Gallegos, J., Jiménez-Rosenberg, R., Fuego-Mac Donald, L. y Galindo-Leal, C. 2013. Manglares de México/ Extensión, distribución y monitoreo. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México D.F. 128 pp
- Saenger, P. (2002). *Mangrove ecology, silviculture and conservation*. Springer Science & Business Media.
- Schlesinger, W. H., & Lichter, J. (2001). Limited carbon storage in soil and litter of experimental forest plots under increased atmospheric CO₂. *Nature*, 411(6836), 466-469.
- Spalding, M. (2010). *World atlas of mangroves*. Routledge.
- Spalding, M., Blasco, F., & Field, C. (1997). *World mangrove atlas*.
- Steinke, T. D., Barnabas, A. D., & Somaru, R. (1990). Structural changes and associated microbial activity accompanying decomposition of mangrove leaves in Mgeni Estuary. *South African Journal of Botany*, 56(1), 39-48.
- Sullivan, C. (2009). The importance of mangroves Available: www.vi_shandwildlife.com/Education/FactSheet/PDF_Docs/28Mangroves.pdf.
- Thom, B. G. (1982). Mangrove ecology: a geomorphological perspective. *Mangrove Ecosystems in Australia*. Australian National University Press, Canberra. p, 3-17.
- Tomlinson, P. B. (1986). *The botany of mangroves*. Cambridge tropical biology series.
- Turner, R. E. 1991. Factors affecting the relative abundance of shrimp in Ecuador. En: S. Olsen, y L. Arriaga (eds.). A sustainable shrimp mariculture industry for Ecuador. Technical report Series TR-E-6. International Coastal Resources Management Project, University of Rhode Island, Nueva York, Gobierno de Ecuador y USAID, pp. 121-139
- Twilley, R. R. (1988). Coupling of mangroves to the productivity of estuarine and coastal waters. In *Coastal-offshore ecosystem interactions* (pp. 155-180). Springer Berlin Heidelberg.
- Twilley, R., & Hall, C. (1995). *Properties of mangrove ecosystems related to the energy signature of coastal environments*. University Press of Colorado.
- UNEP (2014) The Importance of mangroves to People. In: van Bochove J, Sullivan E, Nakamura T (eds) A call to action. United Nations Environment Programme World Conservation Monitoring Centre, Cambridge. 128 pp
- Valderrama-Landeros L. H., Rodríguez-Zúñiga M.T., Troche-Souza C., Velázquez-Salazar, S., Villeda-Chávez, E., Alcántara-Maya, J.A., Vázquez-Balderas B., Cruz-López M. I., Ressler R., 2017. Manglares de México: actualización y exploración de los datos del sistema de monitoreo 1970/1980–2015. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Ciudad de México, 128 pp.

- Valderrama, L., Troche, C., Rodríguez, M. T., Marquez, D., Vázquez, B., Velázquez, S., ... & Ressler, R. (2014). Evaluation of mangrove cover changes in Mexico during the 1970–2005 period. *Wetlands*, 34(4), 747-758.
- Valiela, I., Bowen, J. L., & York, J. K. (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.
- Woodroffe, C. (1992). Mangrove sediments and geomorphology. *Tropical mangrove ecosystems*, 7-41.
- Zaldívar-Jiménez A., Herrera-Silveira JA, Teutli, HA., Hernández SA., Caamal SJ. 2010. Estudio de caso: manglares de Yucatán. En Durán R. y M. Méndez (Eds). 2010. Biodiversidad y Desarrollo Humano en Yucatán. CICY, PPD-FMAM, CONABIO, SEDUMA. 496 pp

Pastos marinos

- Boström, C., and Bondsdorff, E. 2000. Zoobenthic community establishment and habitat complexity - the importance of seagrass shoot density, morphology and physical disturbance for faunal recruitment. *Mar Ecol Prog Ser.*, 205: 123-138.
- Den Hartog, C., van Tussenbroek, B. I., Wong, J. G. R., Ruaro, P. M., and Guzmán, J. M. 2016. A new *Ruppia* from Mexico: *Ruppia mexicana* n. sp. *Aquatic Botany*, 131: 38-44.
- Calem, J.A., and Pierce, J.W. 1993. Distributional control of seagrasses by light availability, Twin Cays, Belize, Central America. *Atoll Research Bulletin*, 387: 1-13.
- Calva, L., y Torres, R. 2008. Macroalgas y pastos marinos útiles bioindicadores de contaminación por hidrocarburos fósiles en sistemas acuáticos. *Contactos*, 68: 38-46.
- Calva-Benítez, L.G., y Torres-Alvarado, R. 2011. Carbono orgánico y características texturales de sedimentos en áreas del pasto marino *Thalassia testudinum* en ecosistemas costeros del sureste del golfo de México. *Universidad y ciencia*, 27(2), 133-144.
- Carruthers TJB, van Tussenbroek B, Dennison WC. Influence of submarine springs and wastewater on nutrient dynamics of Caribbean seagrass meadows. *Estuar Coast Shelf S.* 2005; 64: 191–199. doi: 10.1016/j.ecss.2005.01.015
- Chiu, S.H., Huang, Y.H., and Lin, H.J. 2013. Carbon budget of leaves of the tropical intertidal seagrass *Thalassia hemprichii*. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 125: 27-35.
- Collier, C.J., Lavery, P.S., Masini, R.J., and Ralph, P.J. 2007. Morphological, growth and meadow characteristics of the seagrass *Posidonia sinuosa* along a depth-related gradient of light availability. *Marine Ecology Progress Series*, 337: 103-115.
- Duarte, C.M., and Cebrian, J. 1996. The fate of marine autotrophic production. *Limnology and Oceanography*, 41(8): 1758-1766.
- Duarte, C.M., and Chiscano, C.L. 1999. Seagrass biomass and production: a reassessment. *Aquat Bot.*, 65(1–4): 159-174.
- Duarte, C.M. and Krause-Jensen, D. 2017 Export from Seagrass Meadows Contributes to Marine Carbon Sequestration. *Front. Mar.Sci.*4:13.
- Duarte, C.M., Middelburg, J.J., and Caraco, N. 2005. Major role of marine vegetation on the oceanic carbon cycle. *Biogeosciences* 2(1): 1-8.
- Duarte, C.M, Marbà, N, Gacia E, Fourqurean JW, Beggins J., Barrón, C. and Apostolaki, E. T. 2010. Seagrass community metabolism: Assessing the carbon sink capacity of seagrass meadows. *Global Biogeochem Cycles* 24: 1–8 DOI:10.1029/2010GB003793
- Dennison, W.C., Orth, R.J., Moore, K.A., Stevenson, J.C., Carter, V., Kollar, S., Bergstrom, P.W and Batiuk, R.A. 1993. Assessing water quality with submersed aquatic vegetatio. *BioScience*, 43(2): 86-94.

- Fourqurean, J.W., Duarte, C.M., Kennedy, H., Marba, N., Holmer, M., Mateo, M.A., Apostolaki, E.T., Kendrick, G.A., Krause-Jensen, D., McGlathery, K., and Serrano, O. 2012. Seagrass ecosystems as a globally significant carbon stock. *Nature Geoscience*, 5 (7):505–509.
- Garcia, E., and Duarte, C.M. 2001. Sediment retention by a Mediterranean *Posidonia oceanica* meadow: the balance between deposition and resuspension. *Estuarine, coastal and shelf science*, 52(4): 505-514.
- Green, E.P., and Short, F.T. 2003. *World Atlas of Seagrasses*. Prepared by the UNEP World Conservation Monitoring Centre. University of California Press, Berkeley, USA. 298pps.
- Hemminga, M.A., and Duarte, C.M. 2000. *Seagrass Ecology*. University of Cambridge, United Kingdom, 298 pp.
- Howard J, Sutton-Grier A, Herr D, et al. Clarifying the role of coastal and marine systems in climate mitigation. *Front Ecol Environ*. 2017;15(1):42-50. doi:10.1002/fee.1451.
- Huang, Y., Sun, W., Zhang, W., Yu, Y., Su, Y., and Song, C. 2009. Marshland conversion to cropland in northeast China from 1950 to 2000 reduced the greenhouse effect. *Global Change Biology*, 16(2): 680-695.
- Ibarra-Obando, S.E., y Ríos, R. 1993. Ecosistemas de fanerógamas marinas. *Biodiversidad Marina y Costera de México*. CONABIO y CIQRO, México, 54-65.
- IPCC 2014. 2013 Supplement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas inventories: Wetlands, Hiraiishi, T., Krug, T., Tanabe, K., Srivastava, N., Baasansuren, J., Fukuda, M. and Troxler, T.G. (eds). Published: IPCC, Switzerland.
- Kennedy, H., Beggins, J., Duarte, C.M., Fourqurean, J.W., Holmer, M., Marbà, N., and Middelburg, J.J. 2010. Seagrass sediments as a global carbon sink: isotopic constraints. *Global Biogeochemical Cycles*, 24(4).
- Laffoley, D., and Grimsditch, G. 2009. *The Management of Natural Coastal Carbon Sinks*. Gland, Switzerland. IUCN.
- Larkum, A., Orth, R., and Duarte, C. 2007. *Seagrasses: Biology, Ecology and Conservation*. Springer. 2nd ed. Dordrecht, The Netherlands. 691pps.
- Lee, K.S., and Dunton, K.H. 1996. Production and carbon reserve dynamics of the seagrass *Thalassia testudinum* in Corpus Christi Bay, Texas, USA. *Marine Ecology Progress Series*, 143: 201-210.
- Marcreadi P.I., Baird, M.E., Trevathan-Tackett, S.M., and Larkum, A.W.D. 2014. Quantifying and modelling the carbon sequestration capacity of seagrass meadows-A critical assesment. *Marine pollution bulletin* 83:430-439.
- Magenheimer, J.F., Moore, T.R., Chmura, G.L., and Daoust, R.J. 1996. Methane and carbon dioxide flux from a macrotidal salt marsh, Bay of Fundy, New Brunswick. *Estuaries and Coasts*, 19(1): 139-145.
- Mcleod, E., Chmura, G.L., Bouillon, S., Salm, R., Björk, M., Duarte, C.M., Lovelock, C.E., Schlesinger, W.H., and Silliman, B. 2011. A blueprint for blue carbon: towards an improved understanding of the role of vegetated coastal habitats in sequestering CO₂. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 9(10): 552-560.
- Nagelkerken, I., Van der Velde, G., Gorissen, M.W., Meijer, G.J., Van't Hof, T., and Den Hartog, C. 2000. Importance of mangroves, seagrass beds and the shallow coral reef as a nursery for important coral reef fishes, using a visual census technique. *Estuarine, coastal and shelf science*, 51(1): 31-44.
- Neely, M. 1999. Somatic, respiratory, and photosynthetic responses of the seagrass *Halodule wrightii* to light reduction in Tampa Bay, Florida including a whole plant carbon budget. In *Seagrasses: Monitoring, ecology, physiology, and management* (pp. 33-48). CRC Press.

- Nellemann, C., Corcoran, E., Duarte, C. M., Valdés, L., De Young, C., Fonseca, L., and Grimsditch, G. (Eds). 2009. Blue Carbon. A Rapid Response Assessment. United Nations Environment Programme, GRID-Arendal.
- Ogden, J.C., and Gladfelter, E.H. 1983. Coral Reefs, Seagrass Beds and Mangroves: Their Interaction in the Coastal Zones of the Caribbean: Report of a Workshop. Unesco.
- Orth R.J., 1994. Chesapeake Bay Submersed Aquatic Vegetation: Water Quality Relationships. *Lake and Reservoir Management*, 10:1, 49-52, DOI: 10.1080/07438149409354172.
- Pan, J., Jiang, X., Li, X., Cong, Y., Zhang, Z., Li, Z., Zhou, W., Han, H., Luo, S., and Yang, G. 2011. Influence of temperature and salinity on germination of eelgrass (*Zostera marina* L.) seeds. *Journal of Ocean University of China*, 10(2): 147.
- Pendleton, L., Donato, D.C., Murray, B.C., Crooks, W.S., Jenkins, A., Sifleet, S., Craft, C., Fourqurean, J.W., Kauffman, J.B., Marba, N., Megonigal, P., Pidgeon, E., Herr, D., Gordon, D., and Baldera, A. 2012. Estimating Global “Blue Carbon” Emissions from Conversion and Degradation of Vegetated Coastal Ecosystems. *PLOS ONE* 7(9):1-7. e43542.
- Phillips, R.C., and Menez, E.G. 1988. Seagrasses. *Smithsonian Contribution to the Marine Sciences*, Number 34: 1-104.
- Riosmena-Rodríguez, R., López-Calderón, J.M., Muñiz-Salazar, R., López-Vivas, J.M., Torre-Cosío, J., and Meling, A. 2014. Parámetros poblaciones de *Zostera marina* como indicadores de salud ecosistémicos. *Bioindicadores: guardianes de nuestro futuro ambiental*. El Colegio de la Frontera Sur, Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático, México, 561-576.
- Short, F.T., and Neckles, H.A. 1999. The effects of global climate change on seagrasses. *Aquatic Botany*, 63(3): 169-196.
- Short, F., Carruthers, T., Dennison, W., and Waycott, M. 2007. Global seagrass distribution and diversity: A bioregional model *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 350: 3–20.
- Short, F.T., Polidoro, B., Livingstone, S.R., Carpenter, K.E., Bandeira, S., Bujang, J. S., Calumpong, H., Carruthers, T., Coles, R., Dennison, W., Erftemeijer, P.L., Fortes, M., Freeman, A., Jagtap, T.G., Kamal, A., Kendrick, G., Kenworthy, J., La Nafie, Y., Nasution, I., Orth, R., Prathep, A., Sanciangco, J., van Tussenbroek, B., Vergara, S., Waycott, M., Zieman, J. 2011. Extinction risk assessment of the world’s seagrass species. *Biological Conservation*, 144(7): 1961-1971.
- Spalding, M., Taylor, M., Ravilious, C., Short, F., and Green, E. 2003. Global overview: The distribution and status of seagrasses. Pages 5–26. in Green, E.P. and Short, F.T. editors. eds. *World Atlas of Seagrasses: Present Status and Future Conservation* Berkeley University of California Press.
- Tomasko, D.A., and Dunton, K.H. 1995. Primary productivity in *Halodule wrightii*: A comparison of techniques based on daily carbon budgets. *Estuaries and Coasts*, 18(1): 271-278.
- Tomasko, D.A., and Hall, M.O. 1999. Productivity and biomass of the seagrass *Thalassia testudinum* along a gradient of freshwater influence in Charlotte Harbor, Florida. *Estuaries and Coasts*, 22(3): 592-602.
- Tomasko, D.A., Dawes, C.J., and Hall, M.O. 1996. The effects of anthropogenic nutrient enrichment on turtle grass (*Thalassia testudinum*) in Sarasota Bay, Florida. *Estuaries and Coasts*, 19(2): 448-456.
- Tomasko, D.A., Corbett, C.A., Greening, H.S., and Raulerson, G.E. 2005. Spatial and temporal variation in seagrass coverage in Southwest Florida: assessing the relative effects of anthropogenic nutrient load reductions and rainfall in four contiguous estuaries. *Marine Pollution Bulletin*, 50(8): 797-805.
- Waycott, M., Duarte, C.M., Carruthers, T.J., Orth, R.J., Dennison, W.C., Olyarnik, S., Calladine, A., Fourqurean, J.W., Heck Jr. K., Hugues, A., Kendrick, G.A., Kenworthy, W.J., Short, F.T., and Williams S. L. 2009. Accelerating loss of seagrasses across the globe threatens coastal ecosystems. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 106(30): 12377-12381.

- West, J.A., Calumpong, H.P., Martin, G., and van Gaever, S. 2016. Kelp Forests and Seagrass Meadows.
- Williams, S.L., and Heck K.L.J. 2001. Seagrass communities. In: Bertness, M.D., Gaines, S.D., and Hay, M.E., eds. Marine Community Ecology. Sunderland, MA: Sinauer Associates; 317–337.
- Zieman, J.C. 1975. Seasonal variation of turtle grass, *Thalassia testudinum* König, with reference to temperature and salinity effects. *Aquatic Botany*, 1: 107-123.
- Zieman, J.C., and Wetzel, R.G. 1980. Productivity in seagrasses: methods and rates. *Handbook of seagrass biology: an ecosystem perspective*. Garland STPM Press, New York, 87-116.

Parte 2

Evaluación de Carbono Azul en Sitios Piloto

(Laguna de Términos, Los Petenes, Sian Ka'an, La Encrucijada)

Jorge A. Herrera-Silveira, Andrea Camacho Rico, Siuling Cinco Castro,
Juan Caamal Sosa, Juan Mendoza Martínez, Ana Borges Miss,
Claudia Teutli-Hernández

Agradecimientos

Quisiéramos reconocer y agradecer al grupo técnico del Laboratorio de Producción Primaria del CINVESTAV Unidad Mérida, por su participación en las campañas de muestreo, análisis de muestras y ordenación de las base de datos, en especial a: Eunice Pech, Laura Carrillo, Judith Erosa, Karla Zenteno, Sergio Solís, Oscar Pérez, Heimy Us. Un agradecimiento también al grupo de administración del Programa Mexicano de Carbono por el apoyo recibido, en particular al Dr. Martín Bolaños.

RESUMEN EJECUTIVO

Basado en trabajo de campo, laboratorio y análisis de datos, en este reporte se presentan los resultados del Carbono Azul almacenado en Manglares y Pastos Marinos de Laguna de Términos, Sian Ka'an, La Encrucijada y Los Petenes.

Este documento fue elaborado con datos de campo, análisis de laboratorio y datos de los diferentes almacenes de carbono (aéreo y subterráneo) en Manglares y Pastos Marinos del Área de Protección de Flora y Fauna de Laguna de Términos (APFFLT), Reserva de la Biósfera La Encrucijada (RBLE), Reserva de la Biósfera Sian Ka'an (RBSK) y en la Reserva de la Biósfera Los Petenes (RBLP). Estas localidades representan el $\approx 29\%$ de manglares y probablemente de las mayores coberturas de pastos marinos en México.

Las características estructurales y funcionales de estos ecosistemas controlan las poblaciones y comunidades, y modulan el funcionamiento de las mismas. En este sentido, los humedales de los sitios de estudio proveen diversos servicios ambientales (Reyes-Gómez y Vázquez-Lule, 2009; INE, 1997), en su mayoría asociados con el flujo y almacén de carbono entre los que se encuentran: zonas de crianza, alimentación y refugio de especies con relevancia comercial y de importancia bio-ecológica como poblaciones de aves acuáticas migratorias, representando un hábitat crítico de especies en peligro de extinción; son zonas receptoras y sumideros de nutrimentos y contaminantes, además de que actúan como filtro natural de aguas residuales;

son ecosistemas que controlan la erosión y estabilizan la línea de costa, regulan inundaciones y modulan el impacto de eventos meteorológicos; además la presencia de ecosistemas como manglares y pastos marinos representa importantes sumideros de carbono orgánico.

El diseño de las unidades de muestreo en cada uno de los sitios piloto se basó en las recomendaciones del protocolo para la medición, monitoreo y reporte de la estructura, biomasa y reservas de carbono de los manglares (Kauffman *et al.*, 2013) y de pastos marinos (Howard *et al.*, 2014). En cada sitio se establecieron diferentes zonas de muestreo de acuerdo con la distribución geográfica de los manglares al interior de cada localidad. Para el caso de pastos marinos la selección se hizo de acuerdo con la posición geográfica y fundamentada en antecedentes de la zona, el conocimiento previo y la distribución histórica de los mismos. En ambos casos el análisis de imágenes de satélite apoyó la selección de sitios y el reconocimiento de diferentes agrupaciones que respondieron a características estructurales de manglares y pastos marinos.

Se realizó un análisis de la cobertura de manglar a partir de la caracterización de 256 puntos de muestreo tomando como primer criterio de selección la estructura del bosque del manglar, evaluando la variabilidad en las alturas y densidad de manglar y como segundo criterio de condición se utilizó el índice de vegetación (NDVI) como “proxy” de la vigorosidad del dosel de vegetación. Esta metodología ha demostrado tener resultados satisfactorios para el mapeo de zonas de manglar (Acosta-Velázquez y Ruíz-Luna, 2007).

Para el análisis de la cobertura de fondos dominados por pastos marinos cada fotografía tomada en campo fue analizada de acuerdo con la guía rápida para el mapeo de hábitats de pastos marinos propuesta por McKenzie (2003). Se realizaron polígonos de entrenamiento como semillas a partir de la caracterización de los 200 puntos de muestreo.

En los manglares del APFFLT el valor promedio del almacén de carbono total (aéreo + subterráneo) es de $1,390.2 \pm 705.3 \text{ Mg C ha}^{-1}$. El análisis de la cobertura de manglar en el APFFLT mostró que la distribución de diferentes tipos de ecológicos de manglar es: Manglar Ribereño Muy alto (44,475 ha), Manglar Ribereño alto (41,009 ha), Manglar de Cuenca (30,724 ha), Manglar impactado (11,571 ha). Por la gran extensión de manglares y el alto promedio de carbono orgánico en el ecosistema de manglar en Laguna de Términos el carbono almacenado es de $\approx 165 \text{ Tg C}$, equivalente a 594 Tg CO_2 , por lo que la conservación de este manglar representa la mitigación de las emisiones generadas por consumo de hidrocarburos de ≈ 163 millones de personas al año.

Los manglares de la RBLE presentaron un valor promedio de almacén de carbono total (aéreo + subterráneo) de $905 \pm 428.1 \text{ Mg C ha}^{-1}$. De acuerdo con el análisis de la cobertura de manglar en la RBLE se identificaron los tipos ecológicos de: Manglar Ribereño Muy alto (12,915 ha), Manglar Ribereño alto (11,581 ha), Manglar de Cuenca (1,177 ha), y Manglar de Cuenca con otra vegetación (3,882 ha). Considerando el almacén promedio de carbono en la RBLE y las 29,555 ha de manglar, el carbono almacenado es de $\approx 26.7 \text{ Tg C}$ equivalente a 96.2 Tg CO_2 , lo cual es similar a la mitigación de las emisiones generadas por 26 millones de personas por consumo de combustibles fósiles al año.

Los manglares de la RBSK presentaron un valor promedio de almacén de carbono total (aéreo + subterráneo) de $428 \pm 200.9 \text{ Mg C ha}^{-1}$. El análisis de la cobertura de manglar en la RBSK permitió identificar la distribución de los diferentes tipos: Manglar denso alto (9,561 ha), Manglar chapararro denso (17,547 ha), Manglar chapararro disperso (25,036 ha) y Manglar chapararro con otra vegetación (15,119 ha). Dada la extensión de los manglares en este sitio (67,263 ha) y el almacén de carbono promedio, se estimó que el carbono almacenado en el ecosistema es de $\approx 28.8 \text{ Tg C}$ o 105.7 Tg CO_2 , lo cual significa que su conservación implica la mitigación de las emisiones de CO_2 de ≈ 28 millones de personas al año por el uso de hidrocarburos.

Los pastos marinos del APFFLT presentan un valor promedio para el almacén de carbono total de $155.1 \pm 53.7 \text{ Mg C ha}^{-1}$. El análisis de la cobertura de los pastos marinos en el APFFLT muestra una distribución en la que en la Zona Oeste predominan coberturas del 90 al 100% dominando praderas multiespecíficas de *Thalassia testudinum* (Tt), *Syringodium filiforme* (Sf) y *Halodule wrightii* (Hw). Para la Zona Central prevalecen coberturas de entre 70 y 80% dominando camas de Tt. En la Zona Este dominaron fondos de Tt y Hw con coberturas entre 80 y 90%, seguidos por fondos con moderados porcentajes de cobertura (70 al 80%), y dominados principalmente por Tt y un pequeño parche de Hw con coberturas menores al 70%. Los fondos cubiertos por pastos marinos en Laguna de Términos representan una superficie de 13,988 ha, las cuales tienen almacenado $\approx 2.17 \text{ Tg C}$ ($7.94 \text{ Tg CO}_2 \text{ eq}$), por lo que su conservación representa mitigar las emisiones anuales de $\text{CO}_2 \text{ eq}$ por consumo de hidrocarburos “per capita” de ≈ 2.1 millones de personas.

En la RBSK los pastos marinos presentan un almacén de carbono total promedio $166.9 \pm 96.6 \text{ Mg C ha}^{-1}$. El análisis de la cobertura de los pastos marinos en Sian Ka’an muestra que las distribuciones en la Zona Sur prevalecen coberturas bajas ($< 10\%$), representadas por camas mono-específicas de (Hw) y (Tt), y multiespecíficas con asociación de estas últimas dos especies. Por otro lado, hacia la parte más sureste de la bahía se presentaron fondos con coberturas de medias a altas (del 30 al 90%). Considerando que los pastos marinos de esta localidad se distribuyen a través de 72,687.2 ha., el carbono ecosistémico de los pastos marinos es de ≈ 12.1

Tg C (44.3 Tg CO₂ eq) por lo que la conservación de estas praderas mitiga las emisiones de ≈12 millones de personas.

Los pastos marinos de la RBLP presentan un promedio para el almacén de carbono total de 81.4 ± 42.4 Mg C ha⁻¹. De acuerdo con el análisis de la cobertura de los pastos marinos en La RBLP, es en este sitio donde existe mayor extensión y complejidad de los mismos, identificándose la presencia de las tres especies de pastos marinos (Tt-Hw-Sf) con grandes extensiones y altos porcentajes de cobertura. El análisis supervisado del fondo marino mostró la presencia de una extensa franja de pastos marinos de entre 80–100% de cobertura que recorre toda la reserva desde la zona Norte a la Sur. Los fondos cubiertos por pastos marinos representan para la RBLP una superficie de 126,890.8 ha, por lo que tienen almacenados ≈10.3 Tg C (37.9 Tg CO₂), lo cual significa que su conservación mitiga las emisiones de ≈10.2 millones de personas.

En este reporte el promedio del almacén de carbono de los manglares de los sitios piloto fue de 905 ± 481 Mg C ha⁻¹, mientras que para los pastos marinos de los sitios piloto el almacén de carbono orgánico fue de 134.4 ± 46 Mg C ha⁻¹. El almacén de carbono en los manglares de los sitios piloto se estimó en 233 Tg de C, mientras que para pastos marinos fue de 24.6 Tg de C de acuerdo con la cobertura de estos ecosistemas.

Estos resultados indican que los almacenes de carbono en manglares y pastos marinos de México son lo suficientemente grandes como para contribuir en la mitigación del cambio climático tanto a escala regional, nacional como internacional, por lo que deben ser incluidos en programas de incentivos para su conservación y restauración.

Se recomienda la implementación de un programa de seguimiento y verificación de los sitios piloto de este reporte, y el establecimiento de sitios de evaluación y monitoreo en el Pacífico Norte (Sonora, Baja California Sur, Nayarit) y norte del Golfo de México (Tamaulipas) y medición de variables ecológicas con las particularidades locales que permitan realizar análisis a futuro de los escenarios de respuestas de los ecosistemas de carbono azul ante los efectos del cambio climático.

CONTENIDO

CONTENIDO.....	109
I. DESCRIPCIÓN DE SITIOS PILOTO.....	120
I.1. LAGUNA DE TÉRMINOS	120
Descripción del sitio	120
Relevancia de los humedales de Laguna de Términos.....	121
Relevancia de la conservación de los humedales de Laguna de Términos para el almacenamiento, emisión y captura de carbono.....	122
Causas de degradación o amenazas a la conservación.....	122
I.2. SIAN KA´AN.....	124
Descripción del sitio	124
Relevancia de los humedales de Sian Ka´an.....	126
Relevancia de la conservación de los humedales de SK para el almacenamiento, emisión y captura de carbono	126
Relevancia de la conservación del humedal para la reducción del riesgo.....	127
Causas de degradación o amenazas a la conservación.....	127
I.3. LA ENCRUCIJADA	130
Descripción del sitio	130
Relevancia de los humedales de La Reserva de la Biosfera La Encrucijada.....	131
Relevancia de la conservación de los humedales de La Reserva de la Biosfera La Encrucijada para el almacenamiento, emisión y captura de carbono.....	132
Causas de degradación o amenazas a la conservación.....	133
I.4. LOS PETENES.....	134
Descripción del sitio	134
Relevancia de los humedales de Los Petenes	136
Relevancia de la conservación de los humedales de Los Petenes para el almacenamiento, emisión y captura de carbono	137
Causas de degradación o amenazas a la conservación.....	137
II. METODOLOGÍA	139
II.1. Diseño de unidades de muestreo general.....	139
II.1.1. Muestras de Manglares.....	139

II.1.2. Muestras de Pastos Marinos.....	140
II.2. Análisis y procesamiento de imágenes para la delimitación de zonas cubiertas por Manglares y Pastos Marinos.....	141
II.2.1. Análisis de la cobertura de vegetación dominada por Manglares.....	143
II.2.2. Análisis de la cobertura de fondos dominados por Pastos Marinos.....	144
II.2.3. Procesamiento de imágenes para Manglares y Pastos Marinos.....	145
II.3. Trabajo de Campo.....	146
II.3.1. Manglares.....	146
Salinidad intersticial.....	147
Biomasa arboles vivos.....	147
Madera muerta caída.....	147
Mantillo.....	148
Sedimentos.....	148
II.3.2. Pastos Marinos.....	149
II.4. Trabajo de Laboratorio y Gabinete.....	151
II.4.1. Almacén de carbono aéreo.....	151
II.4.1.1. Manglares.....	151
Árboles vivos.....	151
Madera muerta caída.....	153
Mantillo.....	153
II.4.1.2. Pastos Marinos.....	153
II.4.2. Almacén de carbono subterráneo.....	154
II.5. Análisis de la información.....	155
III. RESULTADOS.....	157
III.1. Criterios de análisis de los almacenes de carbono en Manglares.....	157
III.1.1. Carbono Azul en Manglares del Área de Protección de Flora y Fauna de Laguna de Términos (APFFLT).....	158
Almacén de carbono por Zonas Geográficas.....	158
Almacén de Carbono por salinidad.....	160
Almacén de Carbono por altura de árboles.....	161
Distribución de manglares en el Área de Protección de Flora y Fauna de Laguna de Términos.....	162
Carbono Ecosistémico en el Área de Protección de Flora y Fauna de Laguna de Términos.....	166
III.1.2. Carbono Azul en Manglares de La Reserva de la Biosfera La Encrucijada.....	168
Almacén de Carbono por Zonas Geográficas.....	168
Almacén de Carbono por salinidad.....	169

Almacén de Carbono por la altura de los árboles.....	170
Distribución de manglares en La Reserva de la Biosfera La Encrucijada	172
Carbono Ecosistémico en La Reserva de la Biosfera La Encrucijada.....	174
III.1.3. Carbono Azul en Manglares de La Reserva de la Biósfera Sian Ka’an	175
Almacén de Carbono por Zonas Geográficas.....	176
Almacén de Carbono por salinidad	177
Almacén de Carbono por la altura de los árboles.....	178
Distribución de manglares en la Reserva de la Biósfera Sian Ka’an.....	179
Carbono Ecosistémico en La Reserva Biosfera de Sian Ka’an.....	182
III.2. Criterios de análisis de los almacenes de carbono en Pastos Marinos.....	184
III.2.1. Carbono Azul de Pastos Marinos en el Área de Protección de Flora y Fauna de Laguna de Términos.....	185
Almacén de Carbono por Zonas Geográficas.....	185
Almacén de Carbono por salinidad	186
Almacén de Carbono por profundidad	187
Distribución de pastos marinos en el Área de Protección de Flora y Fauna de Laguna de Términos	188
Carbono Ecosistémico en el Área de Protección de Flora y Fauna de Laguna de Términos	190
III.2.2. Carbono Azul de Pastos Marinos en La Reserva de la Biosfera de Sian Ka’an.....	192
Almacén de Carbono por Zonas Geográficas.....	192
Almacén de Carbono por Salinidad.....	193
Almacén de Carbono por Profundidad	193
Distribución de pastos marinos en La Reserva de la Biosfera de Sian Ka’an.....	194
Carbono Ecosistémico de la Reserva de la Biosfera de Sian Ka’an.....	196
III.2.3. Carbono Azul de Pastos Marinos en La Reserva de la Biosfera Los Petenes (RBLP).....	198
Almacén de Carbono por Zonas Geográficas.....	198
Almacén de Carbono por Salinidad.....	199
Almacén de Carbono por Profundidad	201
Distribución y coberturas de pastos marinos en la Reserva de la Biosfera Los Petenes	202
Carbono Azul Ecosistémico de la Reserva de la Biosfera Los Petenes.....	203
IV. ESCENARIOS	205
IV.1 Escenarios de cambio de cobertura de manglares de acuerdo con el Incremento del Nivel Medio del Mar (INMM).	205
IV.2 Escenarios de cambio de cobertura de pastos marinos por la disminución de la transparencia en la columna de agua.	210
IV.2.1 Escenario 1. Disminución del 50% de la transparencia en la columna de agua.	211
IV.2.2 Escenario 2. Disminución del 75% de la transparencia en la columna de agua.	214

V.	CONSIDERACIONES FINALES	218
VI.	RECOMENDACIONES.....	224
VII.	BIBLIOGRAFÍA.....	225
VIII.	ANEXO FOTOGRÁFICO.....	233
	VI.1 Manglares	233
	VI.2 Pastos Marinos.....	245

INDICE DE FIGURAS

Figura 1. Área de Protección de Flora y Fauna Laguna de Términos y sitios de muestreo para manglares (círculos) y para pastos marinos (triángulos). Elaboración propia con datos de CONABIO (2016).	121
Figura 2. Vegetación y uso de suelo en el Área de Protección de Flora y Fauna Laguna de Términos. Elaboración propia con datos de CONABIO (2016).	123
Figura 3. Área de estudio de La Reserva de la Biosfera de Sian Ka'an; sitios de muestreo para manglares (círculos) y para pastos marinos (triángulos). Elaboración propia con datos de CONABIO (2016).	125
Figura 4. Vegetación y uso de suelo en La Reserva de la Biosfera de Sian Ka'an. Elaboración propia con datos de CONABIO (2016).	129
Figura 5. Área de estudio de la Reserva de la Biosfera La Encrucijada; sitios de muestreo para manglares. Elaboración propia con datos de CONABIO (2016).	131
Figura 6. Vegetación y uso de suelo en La Reserva de la Biosfera La Encrucijada.	133
Figura 7. Área de estudio de la Reserva de la Biosfera Los Petenes; sitios de muestreo para pastos marinos. Elaboración propia con datos de CONABIO (2016).	135
Figura 8. Vegetación y uso de suelo en la Reserva de la Biosfera Los Petenes. Elaboración propia con datos de CONABIO (2016).	136
Figura 9. Mapa de los sitios piloto. En verde las estaciones para la caracterización de fondo para la estimación de carbono en pastos marinos, y en rojo los puntos de muestreo de manglares para la estimación de carbono. Elaboración propia.	141
Figura 10. Zona de manglar y estimación de la altura de los arboles (a), delimitación del transecto (b), medición del diámetro a la altura del pecho (c). Fotos: Laboratorio de Producción Primaria - CINVESTAV	142
Figura 11. Zona de pastos marinos (a), medición de la cobertura de pastos marinos (b), caracterización (c), diagrama del transecto para medir la cobertura y caracterización de pastos marinos (d). Fotos: Laboratorio de Producción Primaria - CINVESTAV	143
Figura 12. Distribución de parcelas para determinar el almacén de carbono aéreo y subterráneo en Manglares. Adaptado de Kauffman et al. (2013).	147
Figura 13. Delimitación de los transectos de muestreo (a), medición del diámetro a la altura del pecho (b), extracción de muestras de sedimento (c). Fotos: Laboratorio de Producción Primaria - CINVESTAV	149
Figura 14. Obtención de la muestra de biomasa (a), registro de variables ambientales (b), extracción de la muestra de sedimento (c), núcleo de sedimento (d), preservación de la muestra (e). Fotos: Laboratorio de Producción Primaria – CINVESTAV.	150
Figura 15. Muestras de biomasa de pastos marinos (a), mantillo (b), núcleo de sedimento (c), registro de peso seco de biomasa pastos marinos y mantillo (d), registro de peso seco para muestras de sedimento (e), autoanalizador elemental (f). Fotos: Laboratorio de Producción Primaria – CINVESTAV.	154

Figura 16. Almacenes carbono en manglares de APFF Laguna de Términos de acuerdo con las zonas geográficas. Elaboración propia.....	159
Figura 17. Almacenes carbono en manglares de la APFF Laguna de Términos con base en la salinidad: polihalina (0-20 ups), euhalina (20-40 ups), hiperhalina (40–70 ups). Elaboración propia.....	161
Figura 18. Almacenes carbono en manglares de la APFF Laguna de Términos de acuerdo con la altura de los árboles, donde árboles Muy altos corresponden a > 10 m, y árboles Altos de 5 – 10 m. Elaboración propia.	162
Figura 19. Distribución de la cobertura de manglar en el APFFLT. MRMA = Manglar Ribereño Muy alto, MRA = Manglar Ribereño alto, MC = Manglar de Cuenca, MI = Manglar impactado. Elaboración propia.....	164
Figura 20. Distribución de la cobertura de manglar en el APFFLT Zona 1: Oeste. MRMA = Manglar Ribereño Muy alto; MRA = Manglar Ribereño alto; MC = Manglar de Cuenca, MI = Manglar impactado. Elaboración propia.....	164
Figura 21. Distribución de la cobertura de manglar en el APFFLT Zona 2: Sur. MRMA = Manglar Ribereño Muy alto, MRA = Manglar Ribereño Alto, MC = Manglar de Cuenca, MI = Manglar impactado. Elaboración propia.....	165
Figura 22. Distribución de la cobertura de manglar en el APFFLT Zona 3: Este. MRMA = Manglar Ribereño Muy alto, MRA = Manglar Ribereño Alto, MC = Manglar de Cuenca, MI = Manglar impactado. Elaboración propia.....	165
Figura 23. Distribución de la cobertura de manglar en el APFFLT Zona 4: Norte. MRMA = Manglar Ribereño Muy alto, MRA = Manglar Ribereño Alto, MC = Manglar de Cuenca, MI = Manglar impactado. Elaboración propia.....	166
Figura 24. Almacenes de Carbono Azul en manglares de las APFFLT. Elaboración propia.....	167
Figura 25. Almacenes de carbono en manglares de la RBLE de acuerdo con las zonas geográficas. Elaboración propia.....	169
Figura 26. Almacenes carbono en los manglares RBLE con base en la salinidad: polihalina (0-20 ups), euhalina (20-40 ups), hiperhalino (40–70 ups). Elaboración propia.....	170
Figura 27. Almacenes carbono en manglares de RBLE de acuerdo con la altura de los árboles, donde árboles Muy Altos corresponden a > 10 m, y árboles Altos de 5–10 m. Elaboración propia.....	171
Figura 28. Distribución de la cobertura de manglar en la Reserva de La Encrucijada. MRMA = Manglar Ribereño Muy alto, MRA = Manglar Ribereño alto, MC = Manglar Cuenca y MCV= Manglar Cuenca con otra vegetación. Elaboración propia.....	173
Figura 29. Distribución de la cobertura de manglar en la Reserva de La Encrucijada, zona Marina. MRMA = Manglar Ribereño Muy alto, MRA = Manglar Ribereño alto, MC = Manglar Cuenca y MCV= Manglar Cuenca con otra vegetación. Elaboración propia.	173
Figura 30. Distribución de la cobertura de manglar en la Reserva de La Encrucijada, zona de Río. MRMA = Manglar Ribereño Muy alto, MRA = Manglar Ribereño alto, MC = Manglar Cuenca y MCV= Manglar Cuenca con otra vegetación. Elaboración propia.	174

Figura 31. Almacenes de Carbono Azul en manglares de la Reserva de La Encrucijada. Elaboración propia.....	175
Figura 32. Almacenes carbono en manglares de la RBSK de acuerdo con las zonas geográficas. Elaboración propia.....	177
Figura 33. Almacenes carbono en Sian Ka’an en base a la salinidad: polihalino (0-20 ups), euhalino (20-40 ups), hiperhalino (40–70 ups). Elaboración propia.....	178
Figura 34. Almacenes carbono en manglares de la RBSK de acuerdo con la altura de los árboles, donde árboles Altos van de 5 – 10 m, Intermedios de 3 – 5 m, y Bajos < 3 m. Elaboración propia.....	179
Figura 35. Distribución de manglares en la Reserva de la Biósfera Sian Ka’an: MDA = Manglar denso alto, MChD = Manglar chaparro denso, MChd = Manglar chaparro disperso y MChV = Manglar chaparro con otra vegetación. Elaboración propia.....	180
Figura 36. Distribución de manglares en la Reserva de la Biósfera Sian Ka’an, Zona 1: Norte. MDA = Manglar denso alto, MChD = Manglar chaparro denso, MChd = Manglar chaparro disperso y MChV = Manglar chaparro con otra vegetación. Elaboración propia...	181
Figura 37. Distribución de manglares en la Reserva de la Biósfera Sian Ka’an, Zona 2: Centro. MDA = Manglar denso alto, MChD = Manglar chaparro denso, MChd = Manglar chaparro disperso y MChV = Manglar chaparro con otra vegetación. Elaboración propia...	181
Figura 38. Distribución de manglares en la Reserva de la Biósfera Sian Ka’an, Zona 3: Sur. MDA = Manglar denso alto, MChD = Manglar chaparro denso, MChd = Manglar chaparro disperso y MChV = Manglar chaparro con otra vegetación. Elaboración propia...	182
Figura 39. Almacenes de Carbono Azul en manglares de La Reserva Biosfera de Sian Ka’an. Elaboración propia.....	183
Figura 40. Almacenes de carbono en Pastos marinos por zonas geográficas del APFFLT. Eje quebrado para las concentraciones de carbono que ayuda a representar el almacén subterráneo porque sus magnitudes son mayores que el almacén aéreo. Elaboración propia.....	186
Figura 41. Almacén de carbono en pastos marinos en la APFFLT para zonas Mixohalinas (19–37 ups) y Euhalinas (37–42 ups). Eje quebrado para el eje de las Y para representar el almacén subterráneo porque sus magnitudes son mayores que el almacén aéreo. Elaboración propia.....	187
Figura 42. Almacenes de carbono en pastos marinos del APFFLT para zonas someras (0 – 1 m) y zonas de mediana profundidad (1–3 m). Eje quebrado para el eje de las Y para representar el almacén subterráneo porque sus magnitudes son mayores que el almacén aéreo. Elaboración propia.....	188
Figura 43. Distribución de la cobertura de fondos dominados por pastos marinos en la APFFLT. Elaboración propia.....	189
Figura 44. Almacenes de Carbono Azul en los pastos marinos de las APFFLT. Elaboración propia.	191

Figura 45. Almacenes de Carbono de Pastos Marinos por zonas geográficas de la RBSK. Eje quebrado para el eje de las Y para representar el almacén subterráneo porque sus magnitudes son mayores que el almacén aéreo. Elaboración propia.....	192
Figura 46. Almacén de carbono en pastos marinos para zonas Mixohalinas (19 – 37 ups) y Euhalinas (37 – 42 ups). Eje quebrado para el eje de las Y para representar el almacén subterráneo porque sus magnitudes son mayores que el almacén aéreo. Elaboración propia.....	193
Figura 47. Almacenes de carbono en pastos marinos para zonas someras (0–1 m), zonas medias (1–3 m) y zonas profundas (3–5 m). Eje quebrado para el eje de las Y para representar el almacén subterráneo porque sus magnitudes son mayores que el almacén aéreo. Elaboración propia.....	194
Figura 48. Distribución de la cobertura de fondos dominados por pastos marinos en la RBSK. Elaboración propia.....	196
Figura 49. Reservas de Carbono Azul en pastos marinos de la RBSK. Elaboración propia.	197
Figura 50. Almacenes de carbono en pastos marinos por zonas geográficas de la RBLP. Eje quebrado para el eje de las Y para representar el almacén subterráneo porque sus magnitudes son mayores que el almacén aéreo. Elaboración propia.....	199
Figura 51. Almacén de carbono en pastos marinos para zonas Mixohalinas (19 – 37 ups) y Euhalinas (37–42 ups) e Hiperhalinas (42–47 ups) de la RBLP. Eje quebrado para el eje de las Y para representar el almacén subterráneo porque sus magnitudes son mayores que el almacén aéreo. Elaboración propia.....	200
Figura 52. Almacenes de carbono en pastos marinos para zonas someras (0–1 m), zonas medias (1–3 m) y zonas profundas (3–5 m) de la RBLP. Eje quebrado para el eje de las Y para representar el almacén subterráneo porque sus magnitudes son mayores que el almacén aéreo. Elaboración propia.....	201
Figura 53. Distribución de la cobertura de fondos dominados por pastos marinos en la RBLP. Elaboración propia.....	203
Figura 54. Reservas de Carbono Azul en pastos marinos de la RBLP. Elaboración propia.	204
Figura 55. Vulnerabilidad de manglares de Laguna de Términos ante el incremento del nivel medio del mar. Escenario 1: Incremento de 0.5 m. Escenario 2: Incremento de 1 m. Elaboración propia.....	206
Figura 56. Vulnerabilidad de manglares de La Encrucijada ante el incremento del nivel medio del mar. Escenario 1: Incremento de 0.5 m. Escenario 2: Incremento de 1 m. Elaboración propia.....	207
Figura 57. Vulnerabilidad de manglares de Sian Ka’an ante el incremento del nivel medio del mar. Escenario 1: Incremento de 0.5 m. Escenario 2: Incremento de 1 m. Elaboración propia.....	207
Figura 58. Tendencias del nivel medio del mar: a) Global (2.9 ± 0.4 mm/año), b) Golfo de México (3.0 ± 0.4 mm/año) y c) Mar Caribe (2.4 ± 0.4 mm/año). Tomado de Cinco-Castro (2016).	209

Figura 59. Vulnerabilidad de fondos dominados por pastos marinos con disminución de la transparencia del 50%. Elaboración propia.	212
Figura 60. Vulnerabilidad de fondos dominados por pastos marinos con disminución de la transparencia del 50%. Elaboración propia.	213
Figura 61. Vulnerabilidad de fondos dominados por pastos marinos con disminución de la transparencia del 50%. Elaboración propia.	214
Figura 62. Vulnerabilidad de fondos dominados por pastos marinos con disminución de la transparencia del 75%. Elaboración propia.	215
Figura 63. Vulnerabilidad de fondos dominados por pastos marinos con disminución de la transparencia del 75%. Elaboración propia.	215
Figura 64. Vulnerabilidad de fondos dominados por pastos marinos con disminución de la transparencia del 75%. Elaboración propia.	216
Figura 65. Almacenes de carbono en manglares de sitios piloto: Área de Protección de Flora y Fauna Laguna de Términos, Reserva de la Biosfera La Encrucijada y Reserva de la Biosfera Sian Ka'an. Elaboración propia.	219
Figura 66. Almacenes de carbono en pastos marinos de sitios piloto: Área de Protección de Flora y Fauna Laguna de Términos (APFFLT), Reserva de la Biosfera Sian Ka'an (RBSK) y Reserva de la Biosfera Los Petenes (RBLP). Elaboración propia.	222

INDICE DE TABLAS

Tabla 1. Sitios de muestreo, área de la reserva, número de zonas por sitio, número de transectos por sitio, número de parcelas totales por sitio. Elaboración propia.	140
Tabla 2. Sitios de muestreo, área de la porción marina, número de estaciones para caracterizar el fondo y para evaluar el carbono en Pastos Marinos. Elaboración propia.	140
Tabla 3. Grupos y clases seleccionadas para la elaboración de los mapas de Manglar. Elaboración propia.	144
Tabla 4. Grupos y clases escogidas para la elaboración del mapa de Pastos Marinos. Elaboración propia.	144
Tabla 5. Selección de imágenes de satélite y bandas utilizadas para Manglares y Pastos Marinos.	145
Tabla 6. Ecuaciones alométricas seleccionadas para la estimación de biomasa en Manglares de sitios piloto; b = biomasa (kg), d = diámetro a la altura del pecho (cm), D_{30} = diámetro del tronco a 30 cm del suelo (cm), Vol = volumen de la copa (cm ³). Elaboración propia.	152
Tabla 7. Construcción de los intervalos ajustados a partir de intervalos geométricos de las variables ambientales. Elaboración propia.	157
Tabla 8. Distribución de las coberturas de diferentes tipos de manglares en el APFFLT. ...	163
Tabla 9. Reservas totales de carbono (Tg C) en manglares de La Laguna de Términos. Elaboración propia.	167
Tabla 10. Distribución de las coberturas de diferentes tipos de manglares en la Reserva de la Biosfera La Encrucijada. Elaboración propia.	172
Tabla 11. Reservas totales de carbono (Tg C) del manglar de La Encrucijada. Elaboración propia.	175
Tabla 12. Distribución de coberturas de los manglares en la Reserva de la Biosfera de Sian Ka'an. Elaboración propia.	180
Tabla 13. Reservas totales de carbono (Tg C) para el manglar de Sian Ka'an. Elaboración propia.	183
Tabla 14. Construcción de los intervalos ajustados a partir de intervalos geométricos de las variables ambientales. Elaboración propia.	185
Tabla 15. Extensión de los estratos clasificados de APFFLT y su concordancia expresada como la exactitud del usuario en la clasificación (errores de comisión). Exactitud global (Kappa= 74.5%). Elaboración propia.	189
Tabla 16. Reservas totales de carbono (Tg C) por clases de pastos marinos de la APFFLT. Elaboración propia.	191
Tabla 17. Extensión de los estratos clasificados de RBSK y su concordancia expresada como la exactitud del usuario en la clasificación (errores de comisión). Exactitud global (Kappa= 45.9%). Elaboración propia.	195
Tabla 18. Reservas totales de carbono por clases de pastos marinos de la RBSK. Elaboración propia.	197

Tabla 19. Extensión de los estratos clasificados de RBSK y su concordancia expresado como la exactitud del usuario en la clasificación (errores de comisión). Exactitud global (Kappa= 45.9%). Elaboración propia..... 202

Tabla 20. Reservas totales de carbono (Tg C) por clases de pastos marinos de la RBLP. Elaboración propia..... 204

Tabla 21. Almacén promedio de Carbono Azul en manglares de sitios piloto. Elaboración propia. 218

Tabla 22. Almacén promedio de Carbono Azul en manglares del mundo Mg C ha⁻¹. Elaboración propia..... 220

Tabla 23. Almacén promedio de carbono azul en pastos marinos de sitios piloto. Elaboración propia..... 221

I. DESCRIPCIÓN DE SITIOS PILOTO

I.1. LAGUNA DE TÉRMINOS

Descripción del sitio

El Área de Protección de Flora y Fauna Laguna de Términos (APFFLT) se localiza al suroeste del estado de Campeche y forma parte de los municipios de Carmen, Champotón y Palizada. Tiene una extensión total de 706,147 ha, de las cuales 351,582 ha corresponden a superficie terrestre (49.87%) y 353,434 ha a superficie acuática (50.13%) (Fig. 1). La Laguna de Términos (LT) forma parte de la provincia fisiográfica Llanura Costera del Golfo. La plataforma continental frente a la LT corresponde a los extremos sureste y suroeste de las provincias geológicas Bahía de Campeche (extensión marina de la Cuenca Macuspana-Tabasco) y Sonda de Campeche (plataforma carbonatada con topografía casi llana). Geológicamente la cuenca de LT es el remanente de un cuerpo lagunar más extenso rellenado por el aporte de sedimentos y el desarrollo de llanuras aluviales de los ríos. La región de LT presenta seis clases de suelo, sin embargo, los que destacan son regosoles (61.91 %) y solonchack (38.09 %). El sistema hidrológico de LT está compuesto por aguas superficiales delimitadas por subcuencas o unidades ambientales; sistemas fluvio-lagunares asociados y el cuerpo lagunar estuarino como sistema principal. Las características anteriores permiten el desarrollo de diversas comunidades vegetales como vegetación de dunas costeras, manglares, vegetación de pantano como tular, carrizal y popal, selva baja inundable, palmar inundable, matorral espinoso inundable, matorral inerme inundable, vegetación riparia, selva alta-mediana y vegetación secundaria, además de pastos marinos (Reyes-Gómez y Vázquez-Lule, 2009; INE, 1997).

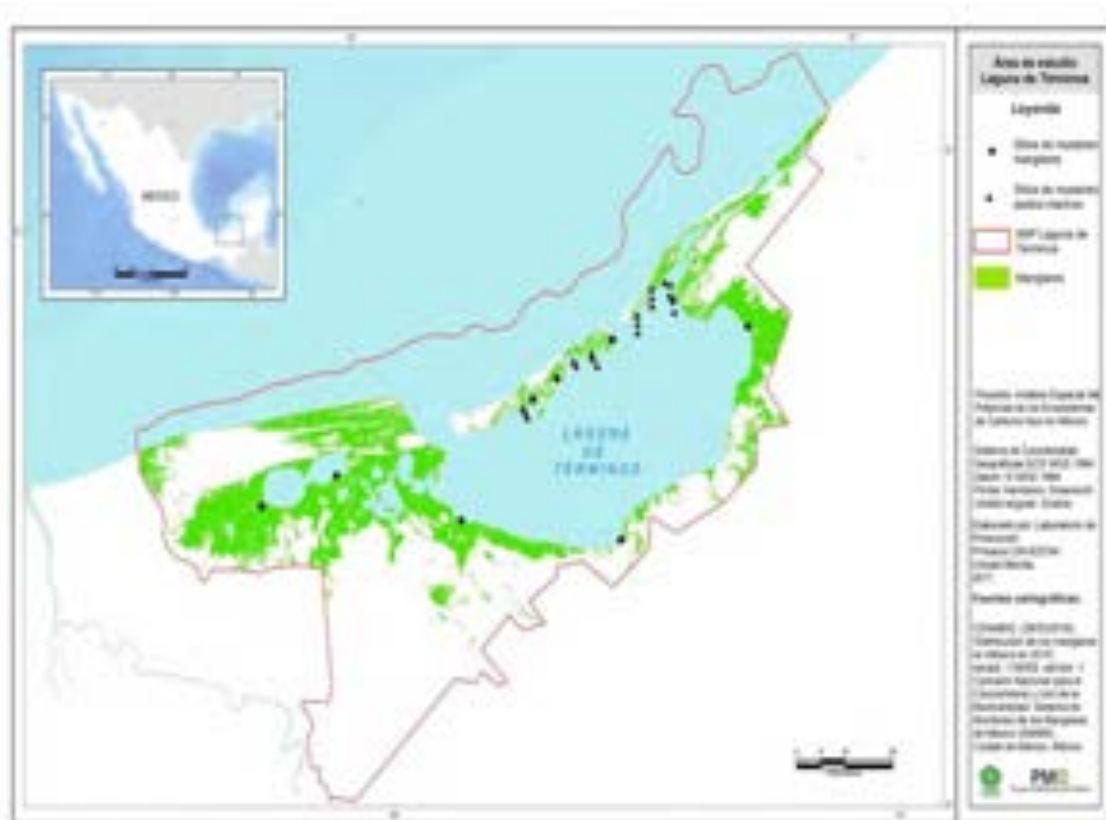


Figura 34. Área de Protección de Flora y Fauna Laguna de Términos y sitios de muestreo para manglares (círculos) y para pastos marinos (triángulos). Elaboración propia con datos de CONABIO (2016).

Relevancia de los humedales de Laguna de Términos

Las características estructurales y funcionales de los ecosistemas controlan las poblaciones y comunidades y modulan el funcionamiento de las mismas. En este sentido, los humedales de LT proveen diversos servicios ambientales (Reyes-Gómez y Vázquez-Lule, 2009; INE, 1997), en su mayoría asociados con el flujo y almacén de carbono, entre los que se encuentran:

- Son zonas de crianza, alimentación y refugio de especies con relevancia comercial y de gran importancia biológica, como poblaciones de aves acuáticas migratorias. Además, representan un hábitat crítico de especies en peligro de extinción (tortugas y manatís).
- Son zonas receptoras de nutrientes y contaminantes, además de que actúan como filtro natural de aguas residuales.

- Económicamente la región tiene gran relevancia en la pesquería local y de la Sonda de Campeche.
- Son ecosistemas que controlan la erosión y estabilizan la línea de costa, regulan inundaciones y modulan el impacto de eventos meteorológicos.
- La presencia de ecosistemas como manglares y pastos marinos representa importantes sumideros de carbono (C).
- Representa una fuente de alimentos para los pobladores locales.

Relevancia de la conservación de los humedales de Laguna de Términos para el almacenamiento, emisión y captura de carbono

La Laguna de Términos con 200.108 ha de superficie lagunar incluyendo sus sistemas fluvio-lagunares asociados. Es considerada como uno de los ecosistemas lagunares estuarinos más extensos e importantes de México.

Los humedales de la región cubren más de 259,000 ha de litoral y son los más importantes en cobertura en la zona costera del Golfo de México. De manera específica, en la región que rodea los sistemas lagunares Pom-Atasta-Puerto Rico se localiza un importante hábitat crítico de manglares, el cual posee una vocación de conservación debido a sus características intrínsecas de individuos vigorosos, los más altos y de mayor diversidad de la región de la Laguna de Términos (INE, 1997).

Dada la capacidad de estos ecosistemas para capturar y almacenar carbono, su pérdida se traduciría no sólo en la disminución de dichos servicios ambientales sino en la emisión a la atmósfera del carbono que se encuentra almacenado. Además, se verían mermados otros servicios que dependen de la productividad de estos ecosistemas.

Causas de degradación o amenazas a la conservación

Los impactos directos identificados sobre los ecosistemas de carbono azul en Laguna de Términos son la deforestación (tala de manglar), transformación del uso del suelo para actividades alternativas (Fig. 2), aumento en la tasa de sedimentación y alteraciones directas sobre la flora y la fauna de la región. Otros impactos que tienen efectos de manera indirecta son cambios en los patrones hidrológicos, construcción de infraestructura carretera, contaminación de los cuerpos de agua por hidrocarburos, agua residual y desechos municipales; el crecimiento de los asentamientos humanos no planificados, entre otros (Reyes-Gómez y Vázquez-Lule, 2009).

Una de las principales amenazas identificadas para estos ecosistemas son las actividades de exploración, extracción y producción petrolera. Estas actividades se han incrementado, lo cual se traduce en un crecimiento de la infraestructura petrolera y de sus servicios asociados. De manera directa el impacto se da por derrames y pérdidas de hidrocarburos en los oleoductos que cruzan la laguna y los humedales. Además, hay que tomar en cuenta la vulnerabilidad propia del área protegida, ya que por sus características topobatemétricas es susceptible a los efectos del cambio climático como el incremento del nivel medio del mar, así como a las inundaciones por precipitación y por marea de tormenta (Arriaga *et al.*, 2002; Villalobos, 2015).



Figura 35. Vegetación y uso de suelo en el Área de Protección de Flora y Fauna Laguna de Términos. Elaboración propia con datos de CONABIO (2016).

I.2. SIAN KA´AN

Descripción del sitio

La Reserva de la Biosfera de Sian Ka´an (RBSK) se localiza en el estado de Quintana Roo, entre 20° 13' latitud Norte y 88° 4' longitud Oeste y 18° 36' latitud Norte y 87° 24' longitud Oeste (Fig. 3). Comprende 528,000 ha de las cuales aproximadamente 150,000 ha corresponden a ecosistemas de Carbono Azul. La porción marina de la reserva (Bahía Ascensión) representa unos 75,170 ha y tiene una profundidad promedio de 3 metros. Representa el cuerpo acuático de mayor tamaño de los dos que coexisten dentro de la reserva de la Biosfera de Sian Ka´an (Quintana Roo, México).

Ocupa una planicie calcárea parcialmente emergida que desciende gradualmente hacia el mar, formando un gradiente que va de sitios secos hasta inundables. No hay corrientes superficiales por lo que el agua de lluvia se filtra a través del sustrato poroso y corre lentamente bajo la superficie formando un estuario subterráneo, donde las corrientes subterráneas se manifiestan en cenotes, lagunas y aguadas. El tipo de humedal predominante es de ámbito marino–costero de sistema estuarino con subsistema intermareal de clase humedal arbustivo y arbóreo. Para la bahía los límites se establecen al este con una formación coralina que forma parte del sistema arrecifal mesoamericano, y por vegetación de humedal y selva mediana que la circunda en su margen continental. La porción sur-oeste del sistema está más o menos confinado por bosques de manglar e influenciada por el aporte de agua dulce mediante la descarga de manantiales y escorrentía. La comunidad de vegetación acuática sumergida está dominada por el pasto marino *Thalassia testudinum* (Arellano-Méndez *et al.*, 2011).

Se sitúa como una zona de transición que permite una gran diversidad de ambientes y sustenta el desarrollo de organismos tanto meso-americanos como antillanos. La RBSK presenta los siguientes hábitats (Fig. 3): zonas de pastos marinos, esteros, manglares, lagunas costeras, pantanos, sabanas de agua dulce, lagunas interiores, ciénagas y selvas inundables (INE-SEMARNAT, 1996). Las principales comunidades son:

- Selvas tropicales de cuatro subtipos: selva mediana subperennifolia, selva baja subcaducifolia, selva baja caducifolia y selva baja inundable. Comprenden un total aproximado de 150 mil hectáreas.
- Vegetación inundable: incluye cayos, manglares de franja, manglares chaparros, marismas de zacate, tasistales y comunidades inundables arboladas con dosel abierto. Abarcan un área aproximada de 175 mil ha.

- Comunidades arbustivas: se componen de acahuales (vegetación secundaria), quemadales, vegetación de dunas costeras y áreas perturbadas. Representan aproximadamente 20 mil ha.
- Cuerpos de agua: comprenden cenotes, lagunas interiores, lagunas costeras y canales de escorrentía; ocupan aproximadamente 17 mil ha.
- Bahías: están representadas por cuerpos de agua marina someros con influencia de agua dulce y se extienden en aproximadamente 103 mil ha.
- Plataforma arrecifal: abarca hasta la isobata de 50 m hacia mar abierto y cubre un área aproximada de 15 mil ha.

Uno de los principales atractivos de Sian Ka'an es la barrera de arrecifes ubicada frente a la reserva con cerca de 110 km de longitud. Esta barrera forma parte de la segunda cadena arrecifal más larga del mundo.



Figura 36. Área de estudio de La Reserva de la Biosfera de Sian Ka'an; sitios de muestreo para manglares (círculos) y para pastos marinos (triángulos). Elaboración propia con datos de CONABIO (2016).

Relevancia de los humedales de Sian Ka'an

La gran diversidad de hábitats propicia un alto grado de interacciones de los seres vivos entre sí y con el medio físico. El resultado es un lugar con particularidades por su riqueza natural y los servicios ambientales que presta, muchos de ellos asociado a los almacenes y flujos de carbono de manglares y pastos marinos, estos servicios son:

- Soporte biofísico de actividades productivas como pesquerías, turismo y productos forestales.
- Regulación de la composición química de la atmósfera, depuración de agua superficial, y protección de cuencas y agua subterránea.
- Protección costera por control de sedimentos e inundaciones, además de proveer una barrera contra la erosión y los efectos del oleaje de tormenta.
- Generación de biomasa y nutrientes para el ecosistema y las actividades productivas humanas.
- La presencia de ecosistemas como manglares y pastos marinos representa importantes sumideros de carbono (C).
- Los manglares cubren una extensión de 45,792.72 ha, que representan aproximadamente el 17 % de la Reserva. Resalta en los antecedentes la baja densidad de muestreo (6 sitios) para evaluaciones del carbono respecto a la superficie de manglar. Los pastos marinos cubren un total de 63,894 ha a lo largo de la bahía, cubriendo el 85% del fondo (Arellano-Méndez *et al.*, 2011).

Relevancia de la conservación de los humedales de SK para el almacenamiento, emisión y captura de carbono

Almacenamiento de carbono. La pérdida de la cobertura de manglar en la región debida a perturbaciones antropogénicas puede causar la liberación de cantidades considerables de CO₂ a la atmósfera. Dadas las grandes reservas de carbono en manglares, es probable que las emisiones resultantes de la conversión sean excepcionalmente altas y una fuente importante de gases de efecto invernadero. El sitio conocido como “El Playón” fue severamente dañado por la modificación hidrológica a consecuencia de un camino de acceso de la carretera Tulum-Chetumal hacia Bahía de la Ascensión, causando la muerte de más de 700 ha de manglar (SYLVATICA, 2009). Cabe resaltar, la importancia en la conectividad de los ecosistemas presentes en la reserva, alteraciones y perturbaciones pueden generar efectos sobre comunidades igual de importantes, como lo son los pastos marinos, que al igual que los manglares, representan una reserva importante de carbono contenida a través de la fronda (Hendriks *et al.*, 2007) y en los sedimentos principalmente, de ahí la importancia de conservar los ecosistemas de carbono azul.

Relevancia de la conservación del humedal para la reducción del riesgo

Sian Ka'an es importante por los siguientes criterios:

- Ecológicos. Presencia de ecosistemas íntegros y representativos de provincias biogeográficas; área extensa y diversidad natural. Área no dependiente de otras en recursos hídricos. Existencia de fauna, flora y asociaciones vegetales amenazadas. Presencia de un corredor ecológico transversal Sian Ka'an-Calakmul cuya conservación es fundamental para el funcionamiento de ecosistemas que mantienen alto grado de conectividad como humedales de agua dulce, petenes, manglares, bahías, pastos marinos y arrecifes coralinos.
- Socio-económico. Los terrenos de Sian Ka'an son de propiedad nacional en un 99%; es un área sin caminos y poco explotadas; áreas fuera de los planes de desarrollo inmediato y escasa dotación de servicios (luz, agua); áreas que conservan diversas formas de explotación tradicional; población menor de 1 000 habitantes.
- Culturales. Presencia de ruinas mayas dentro de los límites de la Reserva de la Biosfera de Sian Ka'an, y estar enclavada en zona maya de Quintana Roo.
- Estratégicos. Alta probabilidad de éxito en la conservación del sitio, que redundaría en beneficios ecológicos y económicos de largo plazo.
- Económicos. Dentro de las principales actividades económicas que se desarrollan destaca el turismo, sector que registra el mayor crecimiento, con más de treinta mil visitantes anuales. Por ejemplo, los pobladores se han organizado en tres sociedades cooperativas de servicios turísticos para aprovechar el atractivo natural de la reserva. La pesca de langosta es la actividad de mayor importancia y ocupa al mayor número de personas, la cual depende del hábitat de pastos marinos y nutrientes de los manglares.

Causas de degradación o amenazas a la conservación

Desafortunadamente, por la gran extensión de este humedal y el nivel de precisión de los análisis espaciales de usos del suelo, no se ha podido distinguir la extensión de los manglares degradados en las fuentes oficiales (Fig. 4) (CONABIO, 2009).

Los humedales de RBSK han sido poco afectados por el desarrollo turístico. El ordenamiento costero de RBSK (SEMARNAT, 2002) limita la densidad turística a 0.5 cuartos por hectárea, por lo que la infraestructura construida es menor que en el corredor Cancún-Tulum. Sin embargo, el

número de turistas que visitan Punta Allen y Bahía Ascensión va en aumento (100,000 visitantes al año; CONANP-SEMARNAT, 2014) y, por lo tanto, también la generación de desechos sólidos y agua residual. Es claro que el turismo de este sitio debe mantenerse de baja densidad y enfocado a la conservación del ecosistema para poder operar dentro del área natural protegida. Sin embargo, dado el número creciente de visitantes que arriban al corredor Cancún-Tulum, las presiones del sector turístico deben considerarse con sumo cuidado para evitar efectos negativos similares a los registrados en el Sistema Lagunar Nichupté. Bahía de la Ascensión no presenta una infraestructura urbana o turística en su cuenca y se ha determinado en buen estado de conservación. Herrera-Silveira (2006) señaló que no se observan cambios significativos en la cobertura de pastos marinos al nivel de la composición de especies y relación pastos/macroalgas.

La agricultura mediante roza-tumba-quema puede resultar en incendios forestales, además de promover la degradación de los suelos. El uso de embarcaciones para recorridos turísticos o actividades de pesca puede ocasionar daños a zonas con pastos marinos en las áreas más someras.

La pérdida de cobertura de las praderas de pastos marinos en la bahía ha sido ocasionada en su mayoría por causas naturales como son los huracanes (Arellano-Méndez *et al.*, 2011), sin embargo, poseen una gran resiliencia por el tipo de escenario ambiental presente en la bahía (Arellano-Méndez, 2004).

El impacto del camino a El Playón en más de 700 ha de manglar es un ejemplo de que una acción relativamente pequeña puede causar daños extraordinarios si no se toman las medidas adecuadas basadas en conocimiento.

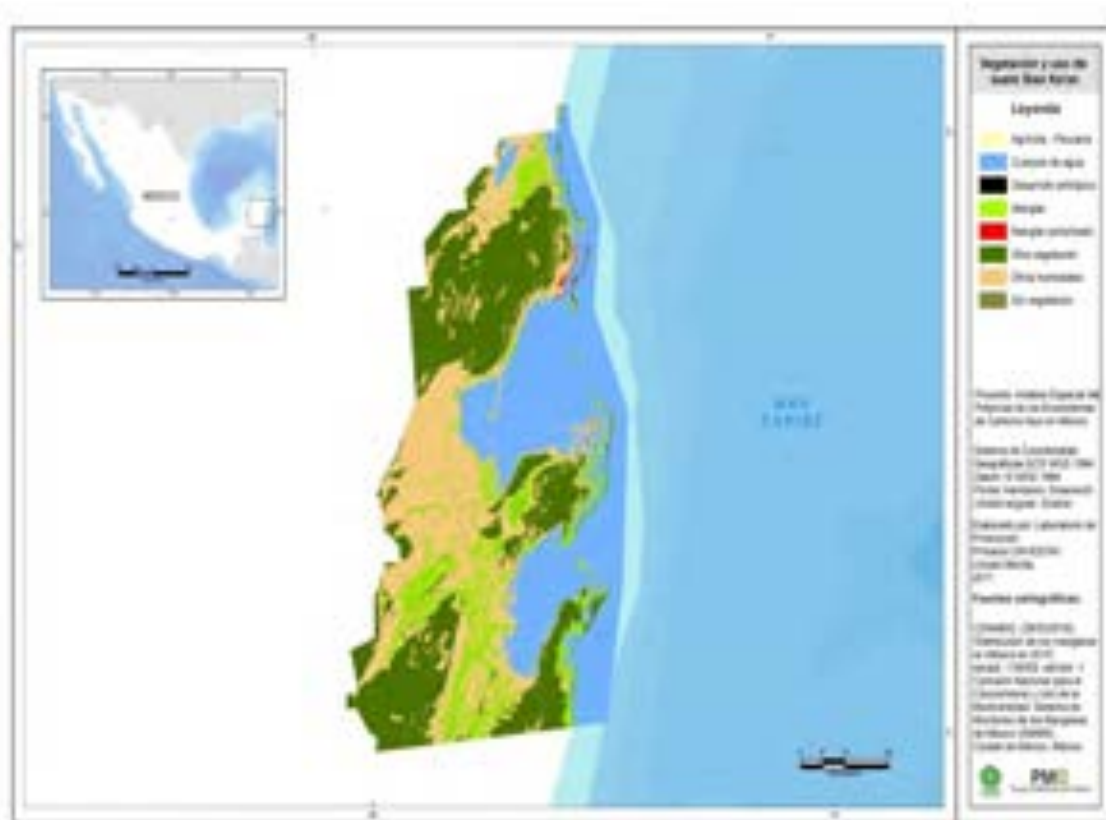


Figura 37. Vegetación y uso de suelo en La Reserva de la Biosfera de Sian Ka'an. Elaboración propia con datos de CONABIO (2016).

I.3. LA ENCRUCIJADA

Descripción del sitio

La Reserva de la Biosfera La Encrucijada se localiza al sur del estado de Chiapas, en la región fisiográfica denominada Planicie Costera del Pacífico, geográficamente ubicada entre los 14° 43' y 15° 40' latitud norte y 92° 26' y 93° 20' longitud oeste (Fig. 5). La Encrucijada comprende parte de los Municipios de Pijijiapan, Mapastepec, Acapetahua, Huixtla, Villa Comaltitlán y Mazatán. La Encrucijada forma parte de la provincia fisiográfica de la Planicie Costera del Pacífico, tiene una extensión aproximada de 260 km de longitud paralela al litoral. Comienza desde el estado de Oaxaca en la Laguna de Mar Muerto y continúa hasta la frontera con Guatemala en el río Suchiate (DOF, 1995; Carabias *et al.*, 1999).

La Planicie Costera se ha conformado superficialmente por los constantes aportes de material detrítico proveniente de la erosión de la Sierra Madre de Chiapas. En esta región existen una gran cantidad de ríos y arroyos que, por el declive hacia el sur oeste, corren en general de noreste a suroeste, desembocando en el mar o en las lagunas costeras y esteros que tienen comunicación con el océano (Müllerried, 1957).

Geológicamente la zona costera del Pacífico Sur (Oaxaca y Chiapas) corresponde a una colisión continental (Toledo, 1994). Destacan en ella la Trinchera Mesoamericana (Depresión) y la Sierra Madre que la enmarca; entre ambas se formaron ambientes que determinan los patrones de las cuencas de drenaje, la dirección de los ríos, la velocidad e intensidad de los procesos erosivos y los depósitos sedimentarios (Carranza, 1980).

Los suelos de la zona costera por lo general son de color café oscuro con tendencia a negro, de texturas medias y finas, rara vez gruesa y bastante profundos. Los suelos de los manglares por lo regular son arcillosos y/o lodosos-turbosos, formando depósitos arcillo-arenosos, de grano fino y de estratificación irregular. En el área de La Encrucijada se encuentran los siguientes grupos de suelos: Solonchak (50.52 %), Regosol (25.74 %), Cambisol (10.25 %), Gleysol (6.36 %), Feozem (5.21 %), Fluvisol (1.71 %) (Tovilla-Hernández *et al.*, 2009).

Dentro del área de La Encrucijada se encuentra un sistema fluvial muy importante cuya característica principal son los ríos que presentan un curso corto con un promedio cercano a 45 km. Éstos se encuentran fuertemente influenciados por la temporada de lluvias y el volumen que transportan cambia a lo largo del año.

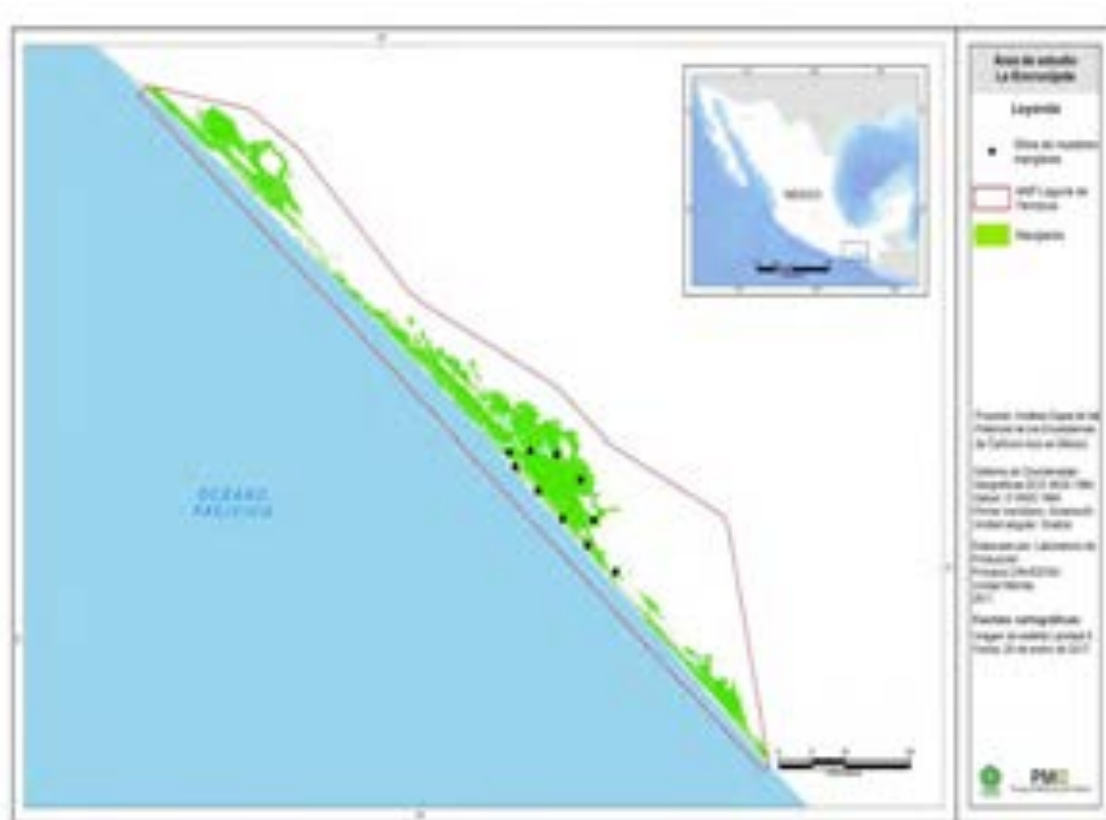


Figura 38. Área de estudio de la Reserva de la Biosfera La Encrucijada; sitios de muestreo para manglares. Elaboración propia con datos de CONABIO (2016).

El área incluye dos de los tres grandes sistemas lagunares costeros del estado: “Carretas-Pereyra” y “Chantuto-Panzacola”, éstos representan áreas de gran interés biológico y socioeconómico, debido a su gran riqueza y biodiversidad, así como a la elevada producción de recursos pesqueros.

Los tipos de vegetación presentes en La Encrucijada son: manglar, zapotonal, popal, tular, selva mediana subperennifolia, selva baja caducifolia, vegetación flotante y subacuática, vegetación de dunas costeras y palmares (Miranda, 1952; Rzedowski, 1978; Breedlove, 1981).

Relevancia de los humedales de La Reserva de la Biosfera La Encrucijada

Si bien los diferentes tipos de vegetación pueden ser descritos como comunidades y ecosistemas principales, lo es también el hecho de que los esteros, lagunas costeras, áreas de inundación y ambientes marinos son esenciales en el mantenimiento de las características

físico-bióticas de la región. Los humedales de La Encrucijada proveen diversos servicios ambientales (Carabias *et al.*, 1999; Tovilla-Hernández *et al.*, 2009), entre los que se encuentran:

- El área de la Reserva de la Biosfera La Encrucijada constituye un reservorio vital de una gran cantidad de especies de flora y fauna que revisten particular importancia ya sea por ser raras, estar amenazadas o en peligro de extinción.
- Una de las características más importantes de la Reserva como Humedal de Importancia Internacional es el sostenimiento de la comunidad de aves migratorias del norte del continente, además de las migratorias locales.
- La existencia de los humedales permite la realización de una intensa actividad pesquera, base de la economía regional.
- Sumidero de materia orgánica y nutrientes.
- Trampa de contaminantes.
- Es fuente de alimentos para los pobladores locales.

Relevancia de la conservación de los humedales de La Reserva de la Biosfera La Encrucijada para el almacenamiento, emisión y captura de carbono

La Reserva posee una superficie de 144,868 ha, de las cuales 36,216 ha corresponden a dos zonas núcleo (La Encrucijada y Palmarcito) y 108,651 ha corresponden a la zona de amortiguamiento (DOF, 1995).

Es un corredor natural que une los dos grandes sistemas lagunares presentes en la Reserva, a través de un cordón estuárico, el cual abarca cerca de 2,300 ha. Esta zona comprende fragmentos de selva y palmares, manglares, vegetación de dunas costeras y el segundo manchón del bosque de zapotonales presente en la Reserva. Por otra parte, se constituye en un reservorio importante de varias especies amenazadas.

Dentro de la reserva la superficie de manglar estimada para el año 2010 fue de 29,536 ha (Tovilla-Hernández *et al.*, 2009) dada la capacidad de estos ecosistemas para capturar y almacenar carbono, la pérdida de estos ecosistemas se traduciría no sólo en la disminución de dichos servicios ambientales sino en la pérdida del almacén de carbono y emisiones de CO₂ a la atmósfera. Además de que se verían mermados otros servicios que dependen de la productividad de estos ecosistemas.

Causas de degradación o amenazas a la conservación

Las causas de la degradación de los ecosistemas dentro de la reserva de La Encrucijada están relacionadas a la actividad ganadera que ha implicado la conversión de la vegetación original a la creación de potreros sembrados de pastizales; su expansión se ha visto limitada solamente por las tierras salitrosas cercanas a las zonas de esteros y manglares o por las tierras de cultivo dedicadas a la agricultura. De igual manera la agricultura ha contribuido a la transformación de los ecosistemas originales, de tal forma que tierras que antiguamente eran selvas ahora son campos de cultivo.

Por otro lado, las tierras que no son propicias para las actividades anteriores, por ser demasiado salitrosas o por encontrarse en tulares, han sido taladas y la madera se vende ya sea para la construcción de casas o para ser utilizada como postes de secado de hojas de tabaco (Fig. 6). En menor escala, la madera de mangle rojo y blanco es utilizada por los pobladores locales como combustible, materia prima para construcción de casas y refugios provisionales.



Figura 39. Vegetación y uso de suelo en La Reserva de la Biosfera La Encrucijada.

I.4. LOS PETENES

Descripción del sitio

La reserva de la Biosfera Los Petenes (RBLP) se localiza en el estado de Campeche, entre los 20°51'30" - 19°49'00" de latitud Norte y los 90°45'15" - 90°20'00" de longitud Oeste. Colinda al Norte con la Reserva de la Biosfera Ría Celestún; al Oeste el Golfo de México y al Sur y Este un escape tectónico con expresión topográfica discontinua y orientación NE. Tiene una extensión total de 282,857 ha, de las cuales, el 14% corresponde a la porción marina (40,390 ha) extendiéndose hasta las 12 millas del mar patrimonial (Fig. 7).

La Reserva de Los Petenes se localiza en la región hidrológica 32 que pertenece a la cuenca hidrológica Yucatán Norte. Está ubicada en un área de naturaleza kárstica de poco relieve, los escurrimientos superficiales son prácticamente nulos y los ríos subterráneos desembocan en la plataforma continental como ojos de agua o manantiales (Torres-Castro *et al.*, 2008). Tiene una intensa dinámica con el mar por la hidrología subterránea y la influencia mareal. A partir de esta relación se estructuran franjas ambientales paralelas a la costa que determinan la formación de suelos y comunidades vegetales específicos, soportados por tres geoformas con distintos orígenes: litoral, palustre y kárstico (CONANP, 2006).

El clima es cálido subhúmedo con régimen de lluvia en verano. La temperatura media anual fluctúa entre 26 y 28°C y la precipitación total anual oscila entre 700 y 1,200 mm con una variación en la precipitación media anual de 1,049.7 mm en el sur a 725.5 mm en su extremo norte (Rico-Gray y Palacios-Ríos, 1996).

Por sus características físicas y las interacciones entre ambientes terrestres y marinos, la RBLP se convierte en una de las zonas de humedales costeros más importantes del Golfo de México. La porción terrestre se caracteriza por la presencia de islas de vegetación inmersas en una matriz de vegetación baja inundable dominadas por manglar, selva baja y mediana o una mezcla de ambas (Fig. 8). Por otro lado, la porción marina se encuentra dominada por praderas de pastos marinos submareales dominados principalmente por *Thalassia testudinum* y *Syringodium filiforme* en la porción central-sur de la reserva, y *Halodule wrightii* en la parte norte de la reserva.



Figura 40. Área de estudio de la Reserva de la Biosfera Los Petenes; sitios de muestreo para pastos marinos. Elaboración propia con datos de CONABIO (2016).



Figura 41. Vegetación y uso de suelo en la Reserva de la Biosfera Los Petenes. Elaboración propia con datos de CONABIO (2016).

Relevancia de los humedales de Los Petenes

Como consecuencia de la alta heterogeneidad presente en la reserva dada por las características físicas en interacciones entre el medio marino-costero, es un sitio con un gran número de hábitats críticos para especies de importancia ecológica (Torrescano-Valle, 2010) y como soporte de múltiples servicios ambientales que, de forma directa o indirecta, están moduladas por los almacenes y flujos de carbono, como:

- Son zonas de crianza, alimentación y refugio de especies con relevancia comercial y de gran importancia biológica como poblaciones de aves acuáticas migratorias. Además, representan un hábitat crítico de especies en peligro de extinción (tortugas marinas).
- Económicamente, la región tiene gran relevancia en la pesquería local y de la Sonda de Campeche, ya que las praderas de pastos marinos junto con los manglares ofrecen refugio y alimentación a especies de importancia pesquera.
- Son ecosistemas que controlan la erosión y estabilizan la línea de costa, regulan inundaciones y modulan el impacto de eventos meteorológicos. Para el caso de pastos marinos, ofrecen la primera línea de defensa costera contra fenómenos meteorológicos.

- Dado el nivel de conservación de los humedales costeros que sustenta la reserva, las camas de pastos marinos podrían representar importantes sumideros de carbono (C) aún no cuantificadas a nivel de reserva, por lo que establecer la línea base es de crucial importancia tanto a escala regional como nacional.

Relevancia de la conservación de los humedales de Los Petenes para el almacenamiento, emisión y captura de carbono

La complejidad y el nivel de conservación de los humedales costeros presentes en la RBLP, la convierten en un sitio prioritario para su conservación. Ofrece condiciones apropiadas para la supervivencia de especies de aves migratorias y especies emblemáticas como el jaguar (*Panthera onca*) o flamenco rosado (*Phoenicopterus roseus*) (Tun-Dzul y Durán, 2010).

La porción marina dominada por una de las más extensas y conservadas praderas de pastos marinos del Golfo de México ofrece protección contra la erosión costera, refugio y estabilización de los procesos sedimentarios. Sin embargo, de acuerdo con la evidencia generada durante los últimos años, la capacidad para almacenar carbono por estos ecosistemas es igual de importante que en los ecosistemas de manglar. Para esta zona la evaluación de la extensión de pastos marinos es aún incipiente, sin embargo, se tiene registros de una producción primaria de las más altas, (entre 1.8 y 12.7 g C m⁻² día⁻¹; Yáñez-Arancibia *et al.*, 1996) por lo tanto, su papel como sitios de secuestro de carbono es desconocido. Por lo anterior, el establecimiento de una línea base para conocer las reservas de carbono almacenadas por este ecosistema es prioritario para establecer la importancia de este sitio como sumidero de carbono.

Causas de degradación o amenazas a la conservación

Las amenazas identificadas en la reserva son escasas y relacionadas principalmente con el cambio de uso de suelo, por tala y extracción ilegal de madera (CONANP, 2006) y cacería ilegal, así como la construcción de caminos que atraviesan el humedal costero interrumpiendo el flujo subsuperficial y superficial causando la muerte de extensas áreas de manglar. Presenta un turismo bajo y puntual, y una peculiaridad que la distingue de otras reservas es la ausencia de núcleos urbanos, y las actividades productivas primarias se encuentran limitadas, por lo que el buen estado de conservación de sus ecosistemas se debe principalmente a su relativa inaccesibilidad y la relativa pobreza de sus suelos para actividades agropecuarias, entre otros.

Aunado a lo anterior, presiones naturales adquiridas por su ubicación geográfica, como son los efectos del cambio climático entre los que destaca el incremento del nivel medio del mar, así como el incremento en la frecuencia de huracanes (Arriaga *et al.*, 2002; Villalobos, 2015) resulta igualmente importante para tomarlo en cuenta en el contexto de la vulnerabilidad, mitigación y adaptación a los efectos del cambio climático.

II. METODOLOGÍA

II.1. Diseño de unidades de muestreo general

La selección de las parcelas de muestreo de los sitios piloto (Laguna de Términos, Sian Ka'an, La Encrucijada y Los Petenes) obedecieron a un diseño espacialmente estratificado obtenido a partir de un muestreo no probabilístico utilizando como criterio de selección la distribución reportada e histórica de manglares y pastos marinos. El análisis no supervisado de la cobertura de manglares y del fondo marino se hizo a partir de imágenes Landsat-8 de cada sitio para ambos componentes (manglar y pastos marinos). Se tomó como referencia el comportamiento espectral de cada pixel en las bandas del espectro visible que han demostrado tener mayor capacidad de penetración de la columna de agua (Bandas 2, 3 y 4) usando un algoritmo de agrupación k-medias, mientras que para los manglares adicionalmente se utilizó la región del infrarrojo cercano para el cálculo del Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI) y adicionarlo como una banda más. Esta estrategia ha sido utilizada en otros estudios similares alrededor del mundo para facilitar la selección de sitios de muestreo, los cuales deben reflejar la variabilidad de cada localidad (Kovacs *et al.*, 2005; Ruiz-Luna *et al.*, 2008; Alsaideh *et al.*, 2013).

II.1.1. Muestras de Manglares

El diseño de las unidades de muestreo para los sitios (Área de Protección de Flora y Fauna Laguna de Términos (APFFLT), Reserva de la Biosfera La Encrucijada (RBLE), Reserva de la Biosfera de Sian Ka'an (RBSK) (Fig. 9) se basó en las recomendaciones del Protocolo para la medición, monitoreo y reporte de la estructura, biomasa y reservas de carbono de los manglares (Kauffman *et al.*, 2013). En cada sitio se establecieron diferentes zonas de muestreo de acuerdo con la distribución geográfica de los manglares al interior de cada localidad. En el caso de APFFLT se subdividió considerando la ubicación geográfica (Zona Este, Zona Centro, Zona Oeste y Zona Norte) la cual además responde a la influencia hidrológica; la RBSK se subdividió en Zona Norte, Zona Centro y Zona Sur; en la RBLE la división se realizó con base en la influencia hidrológica (zona con influencia de río y zona con mayor influencia marina) (Tabla 1).

Tabla 13. Sitios de muestreo, área de la reserva, número de zonas por sitio, número de transectos por sitio, número de parcelas totales por sitio. Elaboración propia.

Sitios	Área (ha)	Número de zonas por sitio.	Número de transectos por sitio	Número de parcelas
Laguna de Términos	710,213	4	9	52
Sian Ka'an	527,893	3	14	144
La Encrucijada	146,121	2	10	60
Totales	1,384,227	9	33	256

II.1.2. Muestras de Pastos Marinos

Del análisis no supervisado se eligieron un total de 193 estaciones de muestreo, las cuales sirvieron para generar los mapas temáticos de pastos marinos, y un total de 100 estaciones para las estimaciones de carbono aéreo y subterráneo asociado con la vegetación acuática sumergida (Tabla 2).

Tabla 14. Sitios de muestreo, área de la porción marina, número de estaciones para caracterizar el fondo y para evaluar el carbono en Pastos Marinos. Elaboración propia.

Sitios	Área (ha)	Número de zonas por sitio	Estaciones para caracterización del fondo	Estaciones para estimación de carbono
Laguna de Términos	353,434	3	63	18
Sian Ka'an (B. Ascensión)	75,170	2	45	32
Los Petenes	40,390	3	85	50
Totales	468,994	8	193	100



Figura 42. Mapa de los sitios piloto. En verde las estaciones para la caracterización de fondo para la estimación de carbono en pastos marinos, y en rojo los puntos de muestreo de manglares para la estimación de carbono. Elaboración propia.

II.2. Análisis y procesamiento de imágenes para la delimitación de zonas cubiertas por Manglares y Pastos Marinos

II.2.1. Zonas cubiertas por Manglares

Las zonas cubiertas por manglar se determinaron a partir del análisis de variables de la estructura de la vegetación de manglar (alturas y densidad de individuos) recabadas en campo (Fig. 10). Esta información fue categorizada y sirvió como semilla para la clasificación supervisada. Dada la existencia de una cartografía oficial de zonas cubiertas por manglar (CONABIO, 2016), esta fue utilizada como zonas válidas de clasificación y poder ajustar la clasificación a límites ya establecidos.

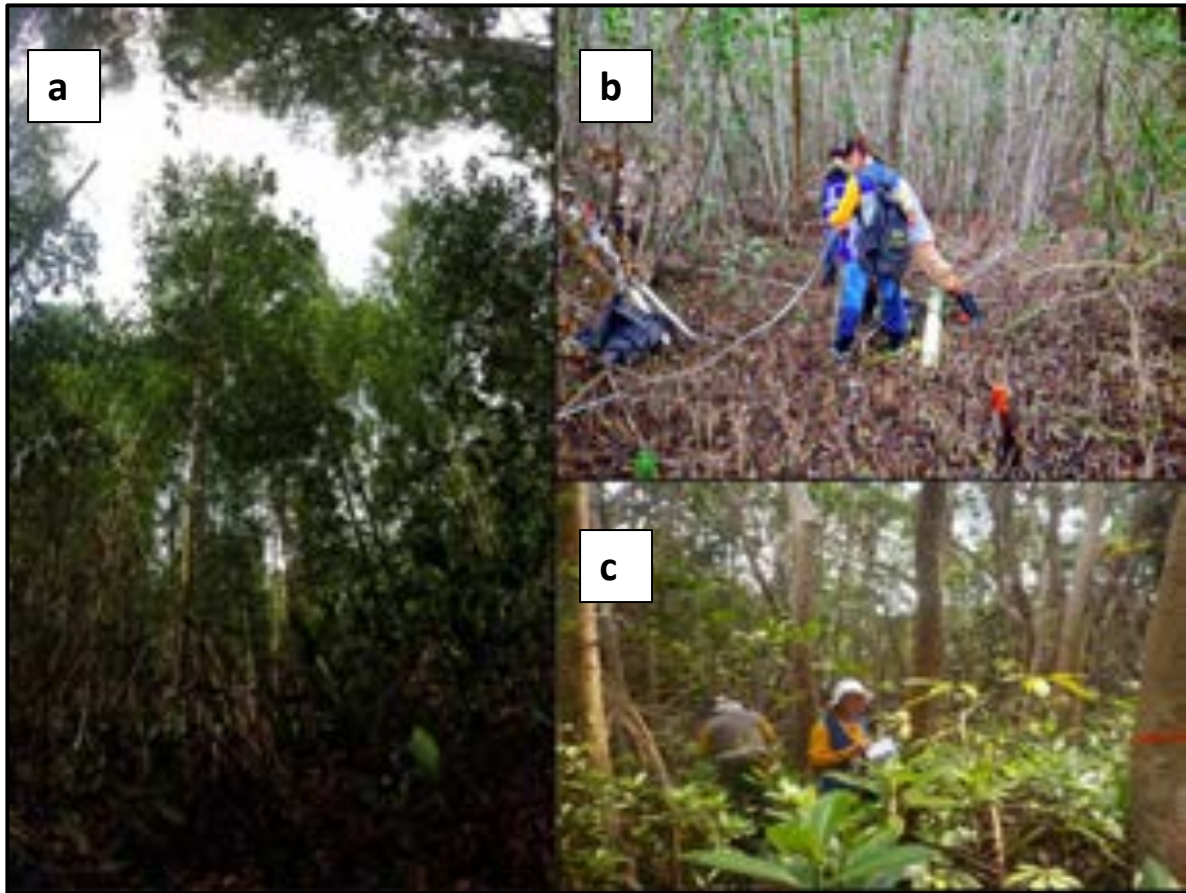


Figura 43. Zona de manglar y estimación de la altura de los arboles (a), delimitación del transecto (b), medición del diámetro a la altura del pecho (c). Fotos: Laboratorio de Producción Primaria – CINVESTAV.

II.2.2. Zonas cubiertas por Pastos Marinos

La caracterización de los fondos dominados por pastos marinos se realizó a partir de la cobertura de los cuadrantes de 0.25 m^2 (por triplicado) obtenida por el método modificado de Braun-Blanquet (Fourqurean *et al.*, 2001) (Fig. 11). Con los datos colectados en campo se obtuvo la presencia/ausencia de zonas con pasto marino y la dominancia de especies en términos del porcentaje cubierto por vegetación submarina en un área conocida. Dada la resolución de las imágenes con las que se trabajó, el área de influencia cubierta fue de 30 metros alrededor del punto real para obtener un valor más certero al mostrado espectralmente por la imagen.

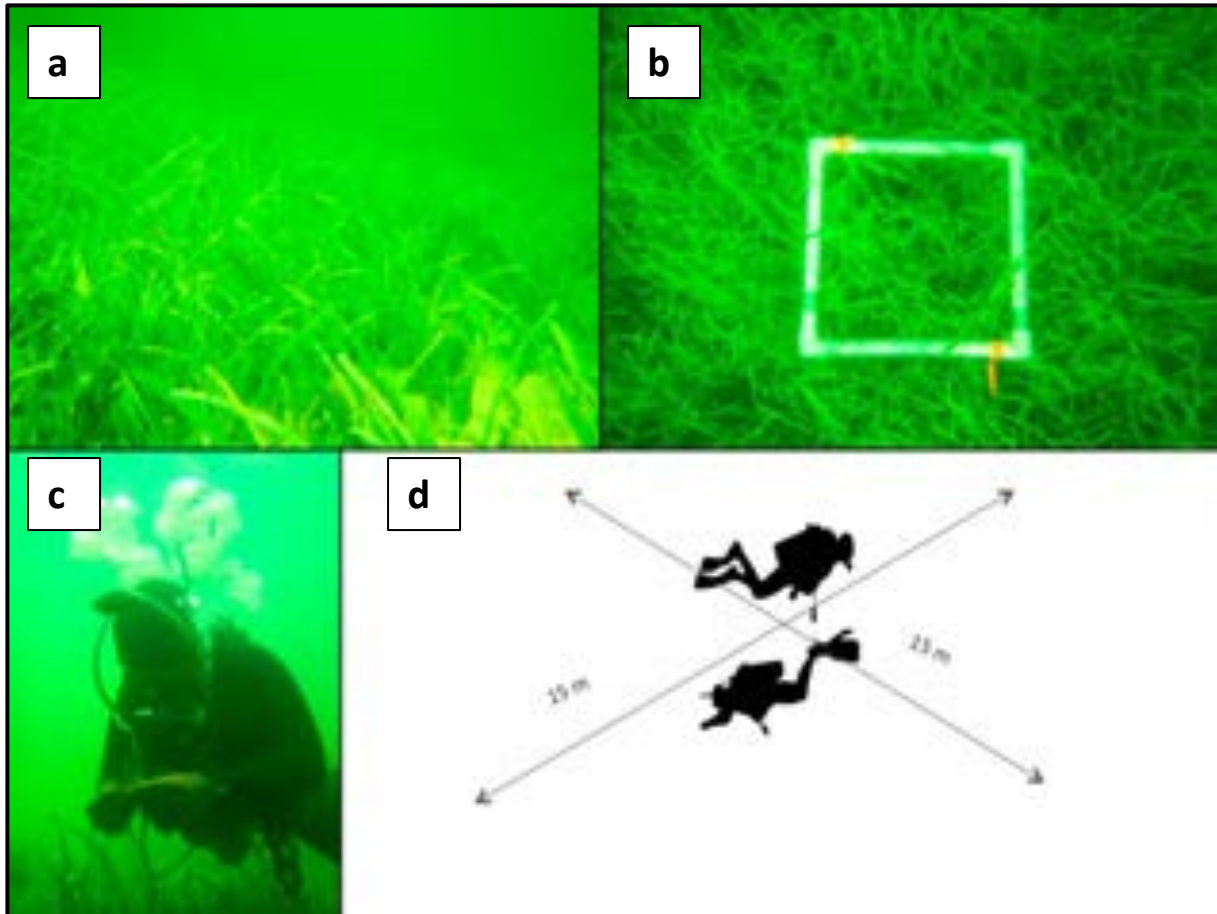


Figura 44. Zona de pastos marinos (a), medición de la cobertura de pastos marinos (b), caracterización (c), diagrama del transecto para medir la cobertura y caracterización de pastos marinos (d). Fotos: Laboratorio de Producción Primaria – CINVESTAV.

II.2.1. Análisis de la cobertura de vegetación dominada por Manglares

Se realizaron polígonos de entrenamiento a partir de la caracterización de los 256 puntos de muestreo tomando como primer criterio de selección la estructura del bosque del manglar, evaluando la variabilidad en las alturas y densidad de manglar y como segundo criterio de condición se utilizó el índice de vegetación (NDVI) como “proxy” de la vigorosidad del dosel de vegetación (Tabla 3). Considerando entre cuatro y ocho estratos dominados por diferentes alturas y vigorosidad de manglar. Esta metodología ha demostrado tener resultados satisfactorios para el mapeo de zonas de manglar (Acosta-Velázquez y Ruíz-Luna, 2007).

Tabla 15. Grupos y clases seleccionadas para la elaboración de los mapas de Manglar. Elaboración propia.

Grupo	Subgrupo	Clases
Criterio Estructural (alturas)	Criterio de Condición (NDVI)	
Manglares Muy altos (> 10 m)	Muy Vigorosos	Clase 01
	Poco Vigorosos	Clase 02
Manglares Altos (10 -5 m)	Muy Vigorosos	Clase 03
	Poco Vigorosos	Clase 04
Manglares Medianos (5- 3 m)	Muy Vigorosos	Clase 05
	Poco Vigorosos	Clase 06
Manglares bajos (< 3 m)	Muy Vigorosos	Clase 07
	Poco Vigorosos	Clase 08

II.2.2. Análisis de la cobertura de fondos dominados por Pastos Marinos

Cada fotografía tomada en campo fue analizada de acuerdo con la guía rápida para el mapeo de hábitats de pastos marinos propuesta por McKenzie (2003). Se realizaron polígonos de entrenamiento como semillas a partir de la caracterización de los 200 puntos de muestreo estableciendo como criterio de agrupación para la diferenciación de clases la presencia/ausencia/dominancia de pastos marinos y las características de la pradera (Tabla 4). Se consideraron cinco estratos diferentes dominados por pastos marinos.

Tabla 16. Grupos y clases escogidas para la elaboración del mapa de Pastos Marinos. Elaboración propia.

Grupo	Subgrupo	Clases
COMPONENTE BIÓTICO	PRESENCIA DE PASTOS MARINOS	
Pradera mono-específica	<i>Thalassia testudinum</i> (TT)	Clase 01
	<i>Halodule wrightii</i> (HW)	Clase 02
	<i>Syringodium filiforme</i> (SF)	Clase 03
Pradera multiespecífica	TT-HW-SF (THS)	Clase 04
Pastos con macroalgas	MA-TT-HW-SF (MTHS)	Clase 05
COMPONENTE ABIÓTICO	AUSENCIA DE PASTOS MARINOS	
Blanquizales	Dunas de arena (DA)	Clase 06

II.2.3. Procesamiento de imágenes para Manglares y Pastos Marinos

Se utilizaron tres imágenes Landsat-8 (Tabla 5) obtenidas en línea del servidor gratuito “Servicio Geológico de los Estados Unidos” (USGS), estas imágenes fueron generadas a través del sistema LPGS (Level-1 Product Generation System) con calidad “L1T” lo que indica que posee una corrección geométrica sistemática a través de la incorporación de puntos de control en tierra y un modelo digital de elevación (DEM) de 90 m siendo dentro de los niveles de procesamiento que ofrece el servidor el más exacto. Adicionalmente fueron utilizadas las bandas del infrarrojo cercano (Bandas 5 y 6) y medio para la construcción de máscaras para la una óptima clasificación.

Tabla 17. Selección de imágenes de satélite y bandas utilizadas para Manglares y Pastos Marinos.

Sensor	Sitio	Fecha (dd-mm-aaaa)	Pat	Row	Nivel de Calidad	Datum	Bandas
OLI-TRS	La Encrucijada	18-01-2017	21	49	L1T	WGS84	5-4-3
LANDSAT T 8	Laguna de Términos	20-01-2017	021	047	L1T	WGS84	2-3-4-5-6
	Sian Ka'an	28-01-2017	19	46	L1T	WGS84	5-4-3
	Bahía Ascensión	22-01-2017	019	046	L1T	WGS84	2-3-4-5-6
	Petenes	03-12-2016	021	046	L1T	WGS84	2-3-4-5-6
	Laguna de Términos	20-01-2017	021	047	L1T	WGS84	2-3-4-5-6

Se realizaron correcciones radiométricas y atmosféricas completas. El proceso consiste en disminuir el ruido generado por la atmosfera y la columna de agua sobre los valores reales de radiancia del satélite. Para esto se corrigen las “Ganancias-Sesgos” (Gain-Bias) utilizando los metadatos de cada imagen, posteriormente se convirtieron dichos valores a reflectancia aparente para después corregir atmosféricamente cada pixel de la imagen mediante el método propuesto por Chávez (1988).

Posteriormente sobre la imagen corregida se realizó una clasificación supervisada utilizando como método de agrupación el de máxima probabilidad, el cual determina las clases centrales y la variabilidad de cada banda analizada para cada clase, permitiendo determinar la probabilidad de que un pixel dado pertenezca a una clase en particular produciendo una asignación de clases más precisa que otros métodos de clasificación supervisada (Green *et al.*, 2000). Para este trabajo, no se definió un umbral estadístico para la asignación de clases, con la finalidad de evitar sesgo en los cálculos al definir una probabilidad esperada (Zar, 1999). El resultado de la clasificación se exportó en forma de capa temática y se evaluó la exactitud de la clasificación

final con una matriz de confusión. Todos los análisis se realizaron con los programas ENVI versión 5.0 y Arcgis versión 9.3.

II.3. Trabajo de Campo

II.3.1. Manglares

Una vez asignadas las zonas de muestreo se establecieron de 9 a 14 transectos con 5-6 parcelas circulares anidadas en cada zona en un gradiente desde el cuerpo de agua hacia tierra adentro. Este diseño permite una buena estimación de la composición, la estructura y almacén de carbono (aéreo y subterráneo) de los manglares, incluye la variabilidad de la vegetación debido a la elevación topográfica y la frecuencia de inundación de la marea (Fig. 12). En cada parcela de cada transecto se tomaron datos, muestras y se evaluó la salinidad intersticial, características de estructura del bosque de manglar, árboles muertos, madera muerta caída, mantillo y sedimentos.

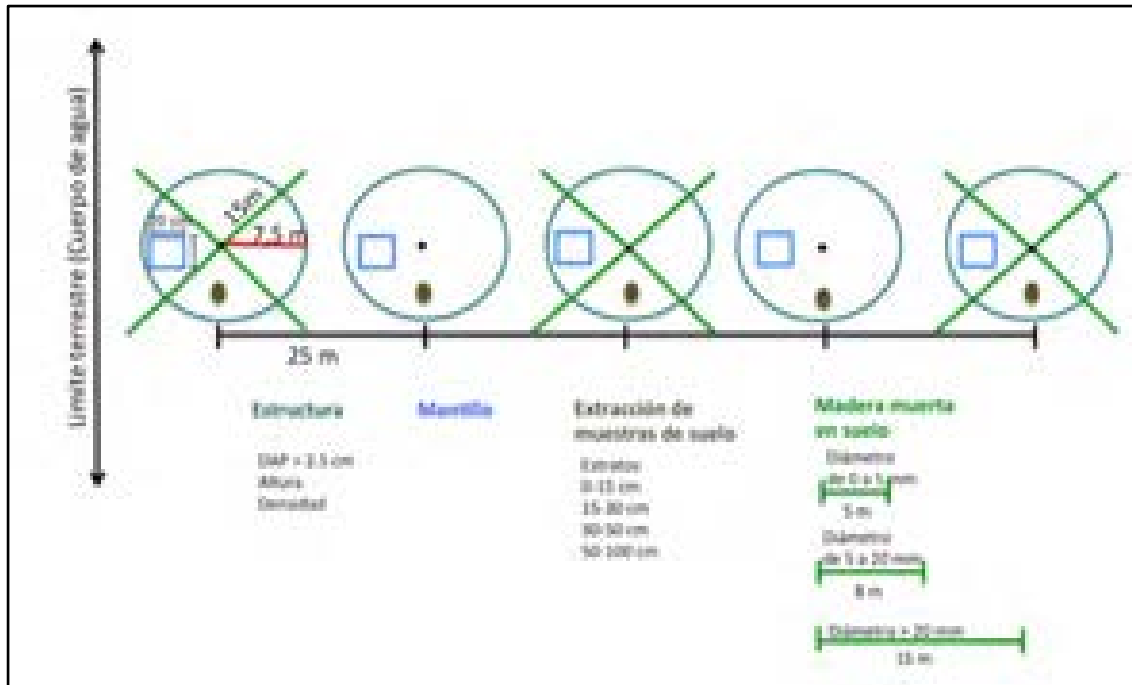


Figura 45. Distribución de parcelas para determinar el almacén de carbono aéreo y subterráneo en Manglares. Adaptado de Kauffman *et al.* (2013).

Salinidad intersticial

En cada parcela se midió la salinidad intersticial extrayendo el agua a profundidad de 30 cm mediante una jeringa y un tubo de acrílico. Los primeros 20 ml extraídos fueron desechados antes de obtener la muestra a la cual se midió la salinidad mediante un sensor multiparámetro YSI-30 pro (Xylem Inc. Ohio, USA). Este procedimiento se realizó por triplicado en cada parcela.

Biomasa arboles vivos

En cada parcela se midieron los árboles con diámetro a la altura del pecho (DAP) superior a 2.5 cm (o diámetro por encima de la raíz más alta en el caso de *R. mangle*), siguiendo las recomendaciones de Lugo y Snedaker (1985) (Fig. 13). Se estimó la altura y diámetro promedio para cada especie de manglar.

Madera muerta caída

Usando la técnica de intersección lineal se midió toda la madera muerta que se localizaba sobre el suelo (troncos sueltos, raíces, ramas de plantas y árboles) (Fig. 12).

Mantillo

En cada parcela se colectó la capa superior del suelo formada principalmente por materia orgánica en descomposición al interior de un cuadrante de PVC de 20 x 20 cm.

Raíces

En cada parcela se tomó una muestra de sedimento utilizando un nucleador cilíndrico de 6.5 de diámetro y 40 cm de longitud, las muestras fueron conservadas hasta su procesamiento en el laboratorio.

Sedimentos

En cada parcela se colectó un núcleo de sedimento mediante un nucleador metálico semi cilíndrico de 6.5 cm de diámetro y 1 m de longitud, la muestra de suelo se fraccionó en diferentes perfiles (Fig. 13).



Figura 46. Delimitación de los transectos de muestreo (a), medición del diámetro a la altura del pecho (b), extracción de muestras de sedimento (c). Fotos: Laboratorio de Producción Primaria – CINVESTAV.

II.3.2. Pastos Marinos

En cada estación las muestras para carbono aéreo y subterráneo fueron tomadas por un buzo con equipo autónomo (SCUBA). Adicionalmente se midieron variables asociadas a la presencia de pastos como la profundidad por la estrecha relación con la atenuación de la luz respecto a la columna de agua (Hemminga y Duarte, 2000); y la salinidad por el efecto que esta tiene sobre la distribución de especies (Phillips y Meñez, 1988). Para las estimaciones de carbono en biomasa viva las muestras de vegetación (aérea y subterránea) fueron colectadas mediante el método de cosecha en pie (“standing crop”) propuesto por Milner y Hughes (1968) utilizando un nucleador de PVC tipo Curer (CARICOMP, 2001) de 15 cm de diámetro. Las muestras fueron colocadas en bolsas de plástico, selladas, etiquetadas y preservadas en refrigeración. En el caso del carbono subterráneo contenido en el sedimento marino, se colectaron núcleos de sedimento utilizando nucleadores de PVC de entre 60-80 cm de largo por 3-4 cm de diámetro. Las muestras de sedimento fueron etiquetadas y congeladas en posición vertical para evitar alterar la muestra. Previo al análisis de laboratorio los núcleos contenidos en los tubos de PVC fueron cortados longitudinalmente para su análisis en laboratorio (Fig. 14).

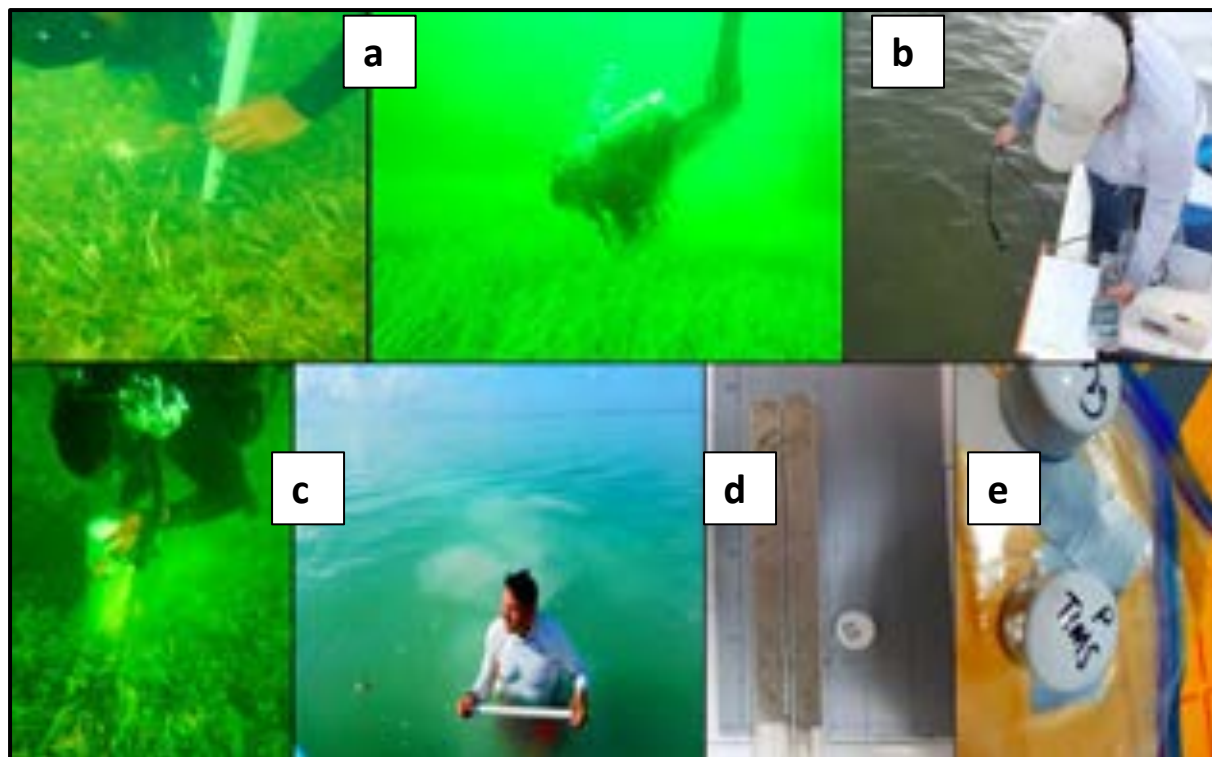


Figura 47. Obtención de la muestra de biomasa (a), registro de variables ambientales (b), extracción de la muestra de sedimento (c), núcleo de sedimento (d), preservación de la muestra (e). Fotos: Laboratorio de Producción Primaria – CINVESTAV.

II.4. Trabajo de Laboratorio y Gabinete

II.4.1. Almacén de carbono aéreo

II.4.1.1. Manglares

El almacén total de carbono aéreo se obtuvo mediante la suma de cada uno de los componentes analizados en megagramos de carbono por hectárea (Mg C ha^{-1}):

$$\text{Carbono aéreo total} = \text{Carbono en árboles vivos} + \text{Carbono árboles muertos} + \text{Carbono en mantillo} + \text{Carbono en materia muerta caída.}$$

Árboles vivos

La biomasa de los árboles se determinó utilizando los parámetros obtenidos en el apartado 3 (DAP, altura y especie), y las ecuaciones alométricas correspondientes a la especie de manglar (Tabla 6).

Criterios para la selección de las ecuaciones alométricas

En la Reserva de la Biosfera la Encrucijada se observaron árboles con diámetros de 2.5 hasta 72 cm y alturas de 1.5 hasta 36 m. En el Área de Protección de Flora y Fauna Laguna de Términos se observó zonificación. En las primeras zonas se registraron árboles altos (>13 m) y gruesos (>30 cm DAP), mientras que en las otras zonas se registraron árboles de menor altura (2 a 13 m) y más delgados (2.5 a 28 cm DAP). En La Reserva de la Biosfera de Sian Ka'an se presentan manglares chaparros (<3 m altura) y manglares altos (hasta 14 m), los DAPs variaron entre 2.5 a 27 cm. Debido a que las características estructurales de los sitios piloto son heterogéneas, se escogieron diferentes ecuaciones alométricas.

Usando los datos de los sitios piloto se seleccionaron las ecuaciones para estimar la biomasa (Tabla 6), mediante la gráfica de DAP vs Biomasa se determinó cuales ecuaciones aproximan un mejor resultado de la biomasa aérea. Las ecuaciones seleccionadas para las regiones en México fueron las de Fromard *et al.* (1998), Chave *et al.* (2005), Smith y Whelan (2006) y Day *et al.*

(1987).

En La RBLE se utilizaron las ecuaciones específicas de especie de Fromard, usadas preferencialmente para árboles con alturas > 15 m. Las ecuaciones de Smith y Whelan (2006) y Day et al. (1987) son para árboles como la estructura de la APFFLT y de la RBSK. Sin embargo, se usó la ecuación de Smith por considerar un mayor intervalo de diámetros. En el caso de los manglares de tipo Chaparro se utilizó la ecuación de Ross et al. (2001). La falta de ecuaciones alométricas para los manglares de México inciden en un sesgo en las estimaciones de biomasa aérea y por ende de carbono. No obstante, se decidió usar ecuaciones que no sobre-estimaran la biomasa, por lo que los resultados son conservativos.

Tabla 18. Ecuaciones alométricas seleccionadas para la estimación de biomasa en Manglares de sitios piloto; b = biomasa (kg), d = diámetro a la altura del pecho (cm), D_{30} = diámetro del tronco a 30 cm del suelo (cm), Vol = volumen de la copa (cm^3). Elaboración propia.

Grupo de especies	Clima	Localidad	Ecuación de Biomasa	R ²	Sitio
Ecuación general¹		Américas	$b = 0.168 * \rho * (d)2.471$	0.99	La Encrucijada
<i>Avicennia germinans</i>³	Húmedo	French Guinea	$b = 0.14 * d^{2.4}$	0.97	La Encrucijada
<i>Laguncularia racemosa</i>³	Húmedo	French Guinea	$b = 103.3 * d^{2.5}$	0.97	La Encrucijada
<i>Rhizophora mangle</i>³	Húmedo	French Guinea	$b = 0.1282 * d^{2.6}$	0.92	La Encrucijada
<i>Avicennia germinans</i>²	Seco	Florida, USA	$b = 0.403 * d^{1.934}$	0.95	Laguna de Términos, Sian Ka'an
<i>Laguncularia racemosa</i>²	Seco	Florida, USA	$b = 0.362 * d^{1.930}$	0.98	Laguna de Términos, Sian Ka'an
<i>Rhizophora mangle</i>²	Seco	Florida, USA	$b = 0.722 * d^{1.731}$	0.94	Laguna de Términos, Sian Ka'an
<i>Avicennia germinans</i>⁴	Seco	Florida USA	$\ln b = 2,134 + (0.895 (\ln D_{30}^2) + (0,184 * \ln \text{Vol copa})$	0.99	Sian Ka'an
<i>Rhizophora mangle</i>⁴	Seco	Florida USA	$\ln b = 2,528 + (1,129 (\ln D_{30}^2) + (0.156 * \ln \text{Vol copa})$	0.94	Sian Ka'an

¹Chave et al. (2005); ²Smith & Whelan (2006); ³Fromard et al. (1998); ⁴Ross et al. (2001).

Madera muerta caída

Se determinó el valor promedio de la densidad o gravedad específica para cada categoría (fino, mediano y grueso) de madera colectada, siguiendo las recomendaciones por los protocolos para la medición de carbono (Kauffman *et al.*, 2013).

Mantillo

Cada muestra fue secada en un horno a 70 °C y pesada. Los datos obtenidos fueron transformados a valores de carbono utilizando el factor de conversión de 3.66 (Howard *et al.*, 2014).

II.4.1.2. Pastos Marinos

Las muestras de pastos marinos fueron lavadas con agua corriente y separadas por especie, y por material vivo y muerto. El material vivo se separó en porción aérea (hojas, flores, frutos) y subterránea (raíces, rizomas y haces). Se retiraron las epifitas de las hojas (algas, diatomeas y organismos incrustados) mediante una navaja, y para obtener la biomasa se registró el peso seco de cada componente después de ser secado a 60 °C por 72 hrs (Fig. 15). El contenido de carbono orgánico en la planta se estimó de manera indirecta de acuerdo con lo planteado por Duarte (1990) cuando no existe posibilidad de un análisis cuantitativo, por lo que se utilizó el factor de conversión sugerido para pastos marinos que es el 33.6 % DW \pm 0.31 (Fourqurean *et al.*, 2012). Por lo tanto, se multiplicó el peso seco aéreo y sumergido por 0.34 y expresado como Mega gramos de Carbono por hectárea (Mg C ha⁻¹). El carbono aéreo total se obtuvo de la suma del componente aéreo (hojas) y necromasa (material muerto).

$$\text{Carbono aéreo total} = \text{Carbono en hojas} + \text{Carbono en necromasa}$$

II.4.2. Almacén de carbono subterráneo

Las muestras de sedimento para ambos ecosistemas se fraccionaron en diferentes perfiles (0-15, 15-30, 30-50, 50-100 cm) para el caso de manglares, y para pastos marinos se seccionaron de acuerdo con las diferentes fracciones de color observadas. Cada fracción se secó en un horno a 70°C por un lapso de 72 horas y se obtuvo su peso seco con una balanza. El volumen de la muestra se obtuvo mediante la fórmula del cilindro calculada a partir de las dimensiones de los nucleadores utilizados. El cálculo de la densidad aparente (gr/cm^3) se obtuvo del cociente del peso de la muestra entre el volumen de la muestra analizada.

Para evaluar el contenido de carbono total (CT), las muestras de sedimento fueron analizadas mediante el método de combustión seca utilizando un autoanalizador elemental CHN ThermoQuest (Flash EA 1112). Debido a las características geológicas y sedimentológicas de los sedimentos, fue necesario hacer la corrección del carbono inorgánico (CI) para obtener el carbono orgánico (CO) almacenado por ecosistemas de manglar y pastos marinos. El contenido de CI se determinó mediante el método de pérdida por ignición (LOI= Loss on ignition) (Dean, 1974). Para algunos casos donde se sospechaba un alto contenido de carbonatos, se utilizó el método de acidificación con ácido clorhídrico (1 N) a la muestra (Van Iperen y Helder, 1985).

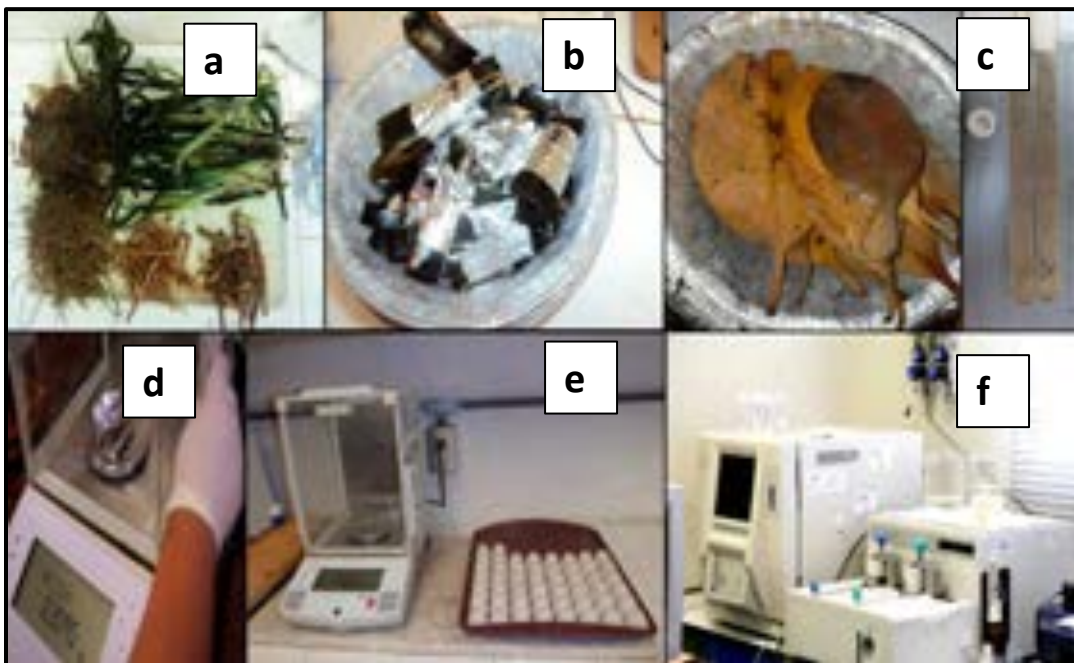


Figura 48. Muestras de biomasa de pastos marinos (a), mantillo (b), núcleo de sedimento (c), registro de peso seco de biomasa pastos marinos y mantillo (d), registro de peso seco para muestras de sedimento (e), autoanalizador elemental (f). Fotos: Laboratorio de Producción Primaria – CINVESTAV.

II.5. Análisis de la información

El almacén de carbono aéreo y subterráneo de los sitios de muestreo fueron analizados para los manglares de acuerdo con tres criterios.

1. Geográfico: En base a una agrupación “a priori” fundamentada en el conocimiento de la zona, la distribución histórica de los pastos marinos y manglares.
2. Ambiental: Para manglares se agruparon en base a las alturas de los árboles obteniendo cuatro intervalos: bajos (0-3 m), intermedios (3 -5 m), altos (5 -10 m) y muy altos (> 10 m).
3. Hidrológico: En base al intervalo de salinidad (0-20, 20-40, 40-70 y >70 ups.)

Los factores de variación utilizados para pastos marinos fueron: por una parte, la profundidad como criterio ambiental, definiendo zonas someras (0 a 1 m), medias (1 a 3 m) y profundas (3 a 5 m), y la salinidad como otro criterio ambiental, en zonas mixohalinas (19 a 37 ups), euhalinas (37 a 42 ups) e hiperhalinas (42 a 47 ups); y como criterios geográficos en zonas “a priori” fundamentada en el conocimiento de la zona y la distribución histórica de pastos marinos.

Las estimaciones de carbono ecosistémico en cada componente (manglar y pastos marinos) se obtuvo de la suma de cada estimación promedio de almacén de carbono de cada estrato/zona y de cada componente (aéreo y subterráneo). Para ambos componentes la incertidumbre asociada a las estimaciones fue estimada mediante la construcción de los intervalos de confianza (IC 95%) para cada factor de agrupación.

$$\text{Reservas de carbono} = \sum [CO_{\text{estrato } 1} * \text{Area}_{\text{estrato } 1}] \dots [CO_{\text{estrato } n} * \text{Area}_{\text{estrato } n}]$$

Los valores finales del contenido de carbono fueron expresados en las unidades utilizadas en los reportes de carbono (Mg C ha^{-1}) y se complementan en tablas con las unidades estandarizadas ($\text{Mg CO}_2 \text{ eq ha}^{-1}$).

Adicionalmente, se realizaron proyecciones de cambios en la cobertura de manglares bajo diferentes escenarios de incremento de nivel del mar y de modificaciones en la cobertura de pastos dados por escenarios de cambio en la transparencia del agua.

III. RESULTADOS

III.1. Manglares

III.1.1. Criterios de análisis de los almacenes de carbono en Manglares

Los almacenes de carbono aéreo y subterráneo de los sitios piloto de manglares fueron analizados de acuerdo con tres criterios.

1. Geográfico: En base a una agrupación “a priori” fundamentada en el conocimiento previo de la zona, sus características geomorfológicas e hidrológicas, así como la distribución histórica de los manglares en cada sitio.
2. Estructural: Se agruparon los datos de acuerdo con las alturas de los árboles siguiendo los intervalos de altura: bajos (0-3 m), intermedios (3 -5 m), altos (5 -10 m) y muy altos (> 10 m). La altura de la vegetación es una característica que se relaciona con la densidad y el diámetro de los troncos, ambas características imprescindibles en las estimaciones de biomasa.
3. Hidrológico: En base al intervalo de salinidad (0-20, 20-40, 40-70 y >70 UPS (Tabla 7). Este intervalo se relaciona por una parte con las salinidades registradas en los sitios piloto, y por otra con las salinidades a la cuales las diferentes especies de manglares se desarrollan favorablemente o son impactadas.

Tabla 19. Construcción de los intervalos ajustados a partir de intervalos geométricos de las variables ambientales. Elaboración propia.

Variables ambientales	Intervalo Geométrico	Intervalo ajustado	Clases
Altura (m)		< 3	<i>Bajo</i>
		3.1-4.9	<i>Intermedio</i>
		5-10	<i>Alto</i>
		> 10	<i>Muy alto</i>
Salinidad (UPS)		0-20	<i>Polihalino</i>
		20-40	<i>Euhalino</i>
		40-70	<i>Hiperhalino</i>
		> 70	<i>Ultrahalino</i>

III.1.1. Carbono Azul en Manglares del Área de Protección de Flora y Fauna de Laguna de Términos (APFFLT)

Para el criterio geográfico el APFFLT fue dividida en 4 zonas. Las características consideradas fueron la topografía, la hidrología y las especies dominantes, dando como resultado 4 zonas geográficas: Este, Sur, Oeste y Norte.

Zona Oeste: Esta zona incluye el complejo lagunar Pom-Atasta, la Laguna San Carlos y termina en la desembocadura de la laguna Palizada Vieja que es alimentada por la descarga de los ríos Usumacinta, San Pedro y San Pablo (INE, 1997). Los tipos de manglar son tipo ribereño y cuenca, los árboles presentan alturas de 8 a 18 m y con diámetros a la altura del pecho (DAPs) de 21 hasta 42 cm. Las densidades van aumentando de la orilla de las especies de manglar (*Rhizophora mangle*, *Laguncularia racemosa* y *Avicennia germinans*).

Zona Sur: En esta zona las fuentes de agua son de los Ríos Palizada, las Cruces Chumpan, Mamantel y Candelaria que desembocan en la Laguna de Términos (INE, 1997). Los tipos de manglar son de franja y cuenca, donde los árboles se presentan de 8 a 22 m de altura, los diámetros son de 8 a 22.9 cm. En esta zona las densidades van disminuyendo de 9,200 hasta 1,600 ind ha⁻¹. La especie que domina esta zona es *Avicennia germinans*, observándose algunos individuos de *Laguncularia racemosa* y *Rhizophora mangle* cerca de las orillas del cuerpo de agua.

Zona Este: Esta zona abarca de la boca de Pargos hasta el estero de Sabancuy. Cerca de la Boca de estero pargo el tipo de manglar es de franja y cuenca. Los árboles son altos de *Rhizophora mangle*, *Laguncularia racemosa* y *Avicennia germinans* con alturas de 9.5 a 28 m y las densidades van aumentando de 1200 a 4000 ind ha⁻¹. En el área de punta Sabancuy domina *Avicennia germinans* en la cuenca y *Rhizophora mangle* en la franja con alturas de 5.1 a 8.2 m pero con densidades de 800 hasta 9,200 ind ha⁻¹.

Zona Norte: Esta zona corresponde a Isla del Carmen con manglares de cuenca y de franja. Los arboles presentan alturas en promedio de 6 m y con DAP de 7 a 11.6 cm. La densidad de 2,000 a 8,400 ind ha⁻¹. Se presenta *Rhizophora mangle* en el manglar de franja con *Laguncularia racemosa*, y en el manglar de cuenca domina *Avicennia germinans*.

Almacén de carbono por Zonas Geográficas

El valor promedio para el almacén de carbono aéreo total (carbono aéreo vivo + carbono aéreo muerto) de las zonas geográficas fue de 158.5 ± 163.3 Mg C ha⁻¹. El carbono aéreo vivo fue

mayor en la Zona Oeste ($247 \pm 213 \text{ Mg C ha}^{-1}$), y el valor más bajo se registró en la Zona Este ($88 \pm 62.6 \text{ Mg C ha}^{-1}$). El valor promedio más alto de carbono aéreo muerto se registró en la Zona Norte ($109 \pm 0.2 \text{ Mg C ha}^{-1}$), y el valor promedio más bajo se registró en la Zona Sur ($2.4 \pm 0.4 \text{ Mg C ha}^{-1}$). La mayor exposición de Isla del Carmen a los eventos meteorológicos provenientes del mar (nortes, turbonadas, huracanes), podría favorecer la presencia de más árboles caídos.

El valor promedio para el almacén de carbono subterráneo (sedimentos + raíces) de las zonas geográficas fue de $1,231.7 \pm 542.1 \text{ Mg C ha}^{-1}$. Los sedimentos de la Zona Sur presentan el valor promedio más alto de carbono ($1,373 \pm 342 \text{ Mg C ha}^{-1}$), mientras que el valor promedio más bajo se registró en la Zona Oeste ($1,097 \pm 186 \text{ Mg C ha}^{-1}$). El almacén de carbono en raíces presentó un intervalo de variación de 38.9 a $62.1 \text{ Mg C ha}^{-1}$.

El valor promedio del almacén de carbono total de acuerdo con las zonas geográficas fue de $1,390.2 \pm 705.3 \text{ Mg C ha}^{-1}$. La Zona Sur presenta el valor más alto $1,546 \pm 434 \text{ Mg C ha}^{-1}$, mientras que la Zona Este el valor más bajo de $1,313 \pm 740 \text{ Mg C ha}^{-1}$.

El carbono almacenado en los sedimentos representa el 90 % del almacén total (Fig. 16).

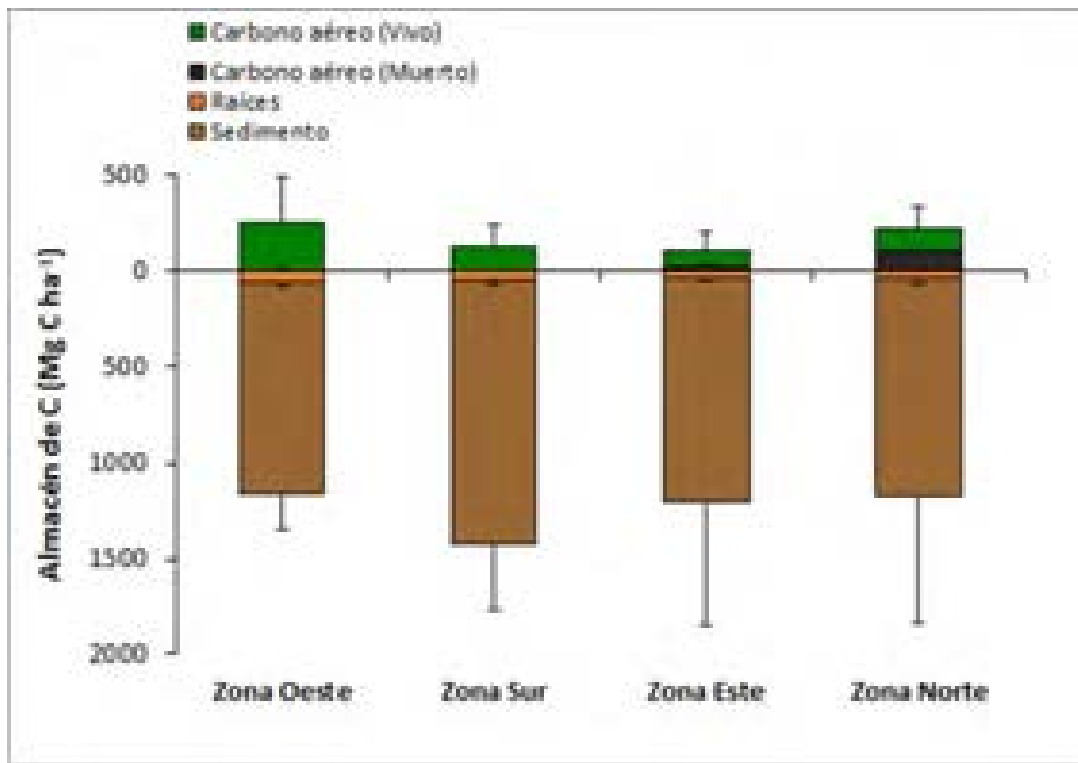


Figura 49. Almacenes carbono en manglares de APFF Laguna de Términos de acuerdo con las zonas geográficas. Elaboración propia.

Almacén de Carbono por salinidad

El valor promedio para el almacén de carbono aéreo total (carbono aéreo vivo + carbono aéreo muerto) en base al valor de salinidad fue de 158.5 ± 138.5 Mg C ha⁻¹. El valor promedio de carbono aéreo vivo fue mayor en la zona euhalina (247 ± 213 Mg C ha⁻¹), mientras que la zona hiperhalina presento el valor promedio de carbono más bajo (108 ± 76 Mg C ha⁻¹). En el carbono aéreo muerto el valor promedio más alto se registró en la zona hiperhalina (24 ± 36 Mg C ha⁻¹), mientras que la zona euhalina presentó un valor promedio de 4.2 ± 3.4 Mg C ha⁻¹. Las condiciones de hiperhalinidad podrían ser factor que vaya en contra de los almacenes de carbono aéreo provocando la muerte de los árboles.

El valor promedio para el almacén de carbono subterráneo (sedimentos + raíces) en base a la salinidad intersticial fue de $1,136 \pm 542.1$ Mg C ha⁻¹. El valor promedio más alto de carbono en los sedimentos se registró en la zona hiperhalina ($1,208 \pm 582$ Mg C ha⁻¹), y en la zona euhalina se registró el menor valor promedio ($1,097 \pm 186$ Mg C ha⁻¹) (Fig. 17). En la zona con condiciones euhalinas se presentó mayor promedio de carbono en las raíces (62 ± 18 Mg C ha⁻¹), y el menor en salinidades intersticiales hiperhalinas con 43 ± 20 Mg C ha⁻¹. Estos resultados sugieren que en las salinidades euhalinas (<45 ups) el almacén de carbono es mayor, lo que podría relacionarse con que a menor estrés hídrico por menor salinidad el crecimiento en altura es mayor. En el caso del almacén subterráneo los valores son mayores en condiciones de hipersalinidad (>50 ups), probablemente porque a estas salinidades la actividad de descomposición de la materia orgánica es más lenta.

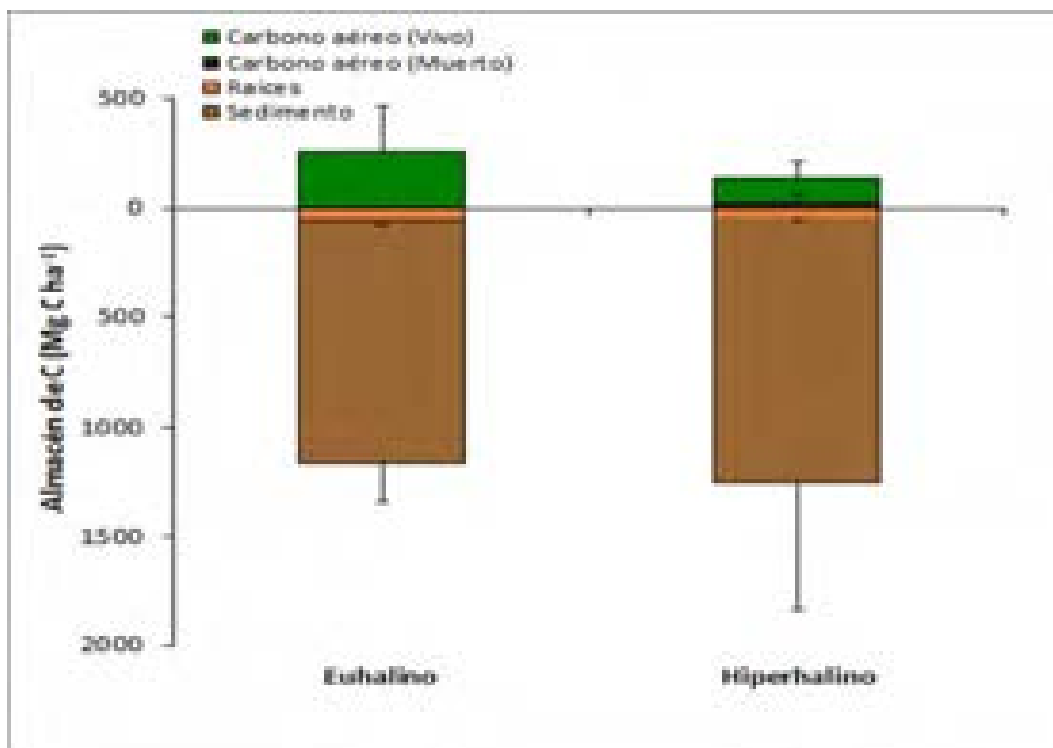


Figura 50. Almacenes carbono en manglares de la APFF Laguna de Términos con base en la salinidad: polihalina (0-20 ups), euhalina (20-40 ups), hiperhalina (40-70 ups). Elaboración propia.

Almacén de Carbono por altura de árboles

El valor promedio para el almacén de carbono aéreo total (carbono aéreo vivo + carbono aéreo muerto) de acuerdo con la altura de los árboles muestreados fue de $158 \pm 138 \text{ Mg C ha}^{-1}$. El valor promedio de carbono aéreo vivo fue mayor en la zona donde dominan los árboles Muy altos ($167 \pm 156 \text{ Mg C ha}^{-1}$), mientras que en la zona de árboles Altos fue de $104 \pm 80 \text{ Mg C ha}^{-1}$ (Fig. 18). El carbono aéreo muerto fue mayor para la zona donde se encuentran árboles Altos con $58 \pm 71 \text{ Mg C ha}^{-1}$, mientras que la zona de árboles Muy altos presentó un valor de $10 \pm 13 \text{ Mg C ha}^{-1}$ (Fig. 18).

El valor promedio para el almacén de carbono subterráneo (sedimentos + raíces) por alturas de los árboles fue de $1,136 \pm 542 \text{ Mg C ha}^{-1}$, siendo mayor en la zona donde dominan los árboles Muy altos ($1,306 \pm 351 \text{ Mg C ha}^{-1}$), y menor en la zona de árboles Altos ($1,030 \pm 653 \text{ Mg C ha}^{-1}$) (Fig. 18). El almacén de carbono en raíces fue de $43 \pm 21 \text{ Mg C ha}^{-1}$ en la zona de árboles altos y $51 \pm 21 \text{ Mg C ha}^{-1}$ donde dominan los árboles Muy altos.

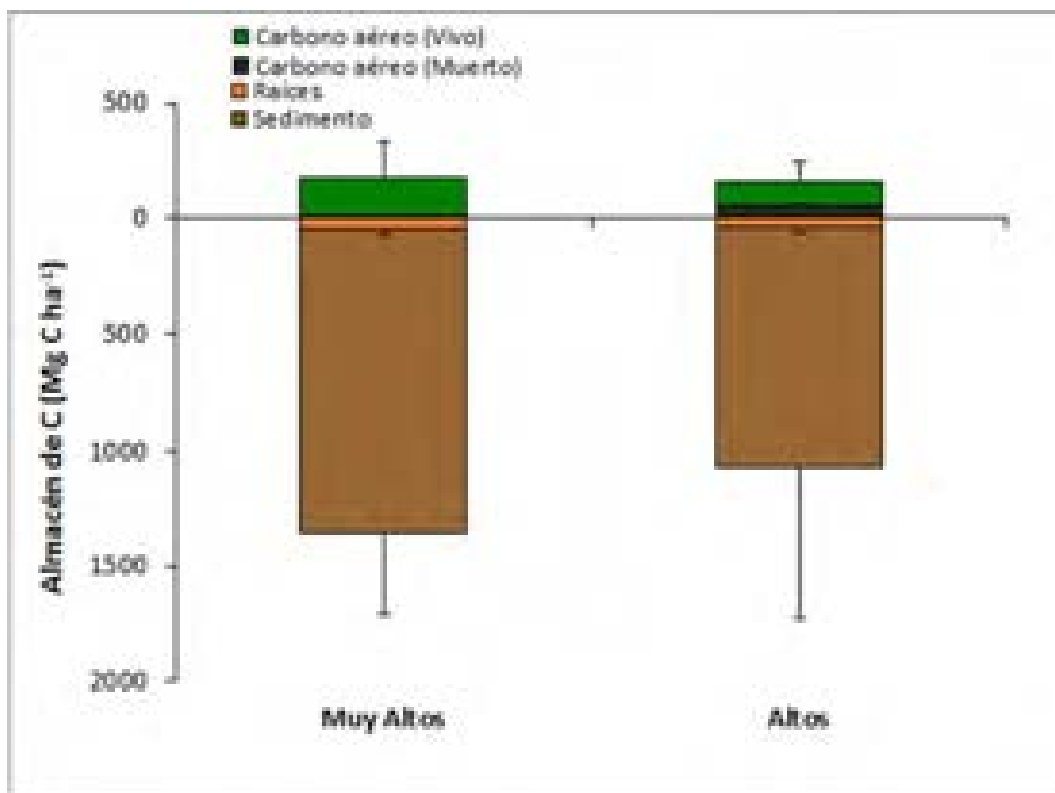


Figura 51. Almacenes carbono en manglares de la APFF Laguna de Términos de acuerdo con la altura de los árboles, donde árboles Muy altos corresponden a > 10 m, y árboles Altos de 5 – 10 m. Elaboración propia.

Distribución de manglares en el Área de Protección de Flora y Fauna de Laguna de Términos

El Área de Protección de Flora y Fauna Laguna de Términos es una de las más extensas de México y en ella existen grandes bosques de manglar. Se presentan varios tipos de manglar principalmente de tipos ribereños dominados por *Rhizophora mangle* y *Laguncularia racemosa*, manglar de franja, aunque no está muy bien delimitado y también se presenta un manglar de cuenca dominado por *Avicennia germinans*. En el centro del área se presentan algunos parches de manglar chaparro. Frente a Bahamitas se presentan un tipo de manglar sobre inundado, pero no se destacan en las imágenes de satélite (Figs. 19-23).

En los sitios donde se establecieron las parcelas se observó que se presenta un manglar ribereño muy alto que ocupa 44,475 ha y se distribuye en las zonas cercanas a los grandes ríos como Palizada, San Francisco y el Vapor. También se observó un manglar ribereño alto donde se puede presentar *Avicennia germinans* o *Laguncularia racemosa* abarcando hasta 41,009 ha. El

manglar de cuenca cubre hasta 30,724 ha y suelen ser dominados de *Avicennia germinans* con grandes o pequeños diámetros. Se presenta un área pequeña de manglar impactado de *Avicennia germinans* combinados con otra vegetación con extensión de 11,571 ha. Estas clases ocupan los 127,779 ha que alberga el área natural protegida Laguna de Términos (Tabla 8).

Tabla 20. Distribución de las coberturas de diferentes tipos de manglares en el APFFLT.
Elaboración propia.

Clasificación	Clave	Área (ha)
Manglar Ribereño Muy alto	MRMA	44,475
Manglar Ribereño alto	MRA	41,009
Manglar de Cuenca	MC	30,724
Manglar impactado	MI	11,571
TOTAL		127,779



Figura 52. Distribución de la cobertura de manglar en el APFFLT. MRMA = Manglar Ribereño Muy alto, MRA = Manglar Ribereño alto, MC = Manglar de Cuenca, MI = Manglar impactado. Elaboración propia.

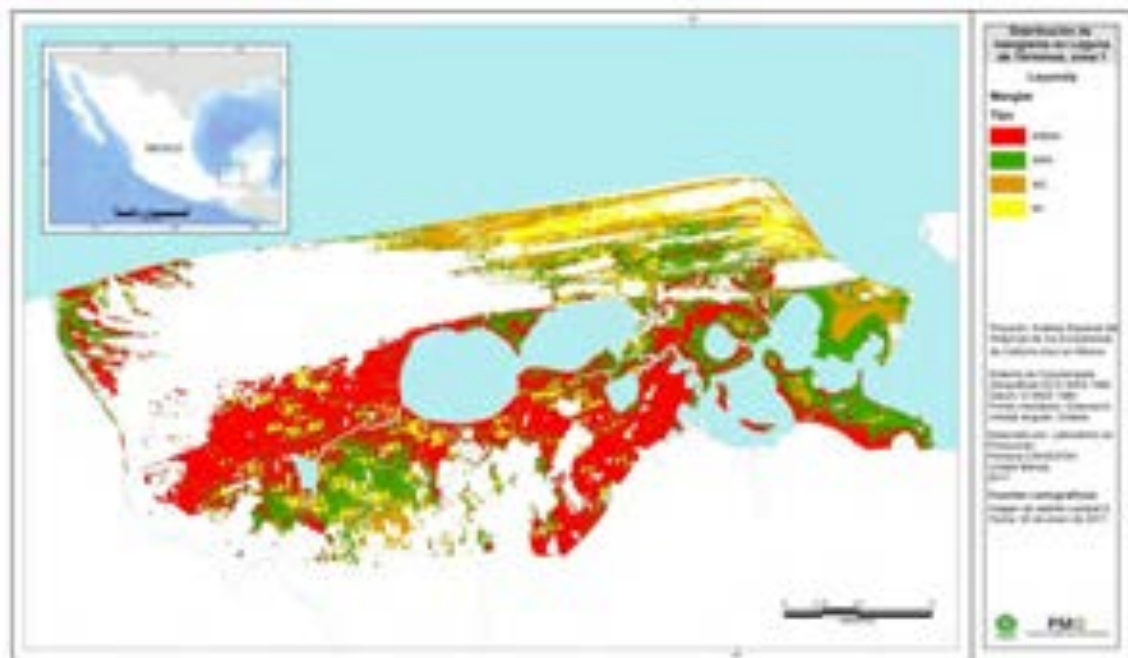


Figura 53. Distribución de la cobertura de manglar en el APFFLT Zona 1: Oeste. MRMA = Manglar Ribereño Muy alto; MRA = Manglar Ribereño alto; MC = Manglar de Cuenca, MI = Manglar impactado. Elaboración propia.

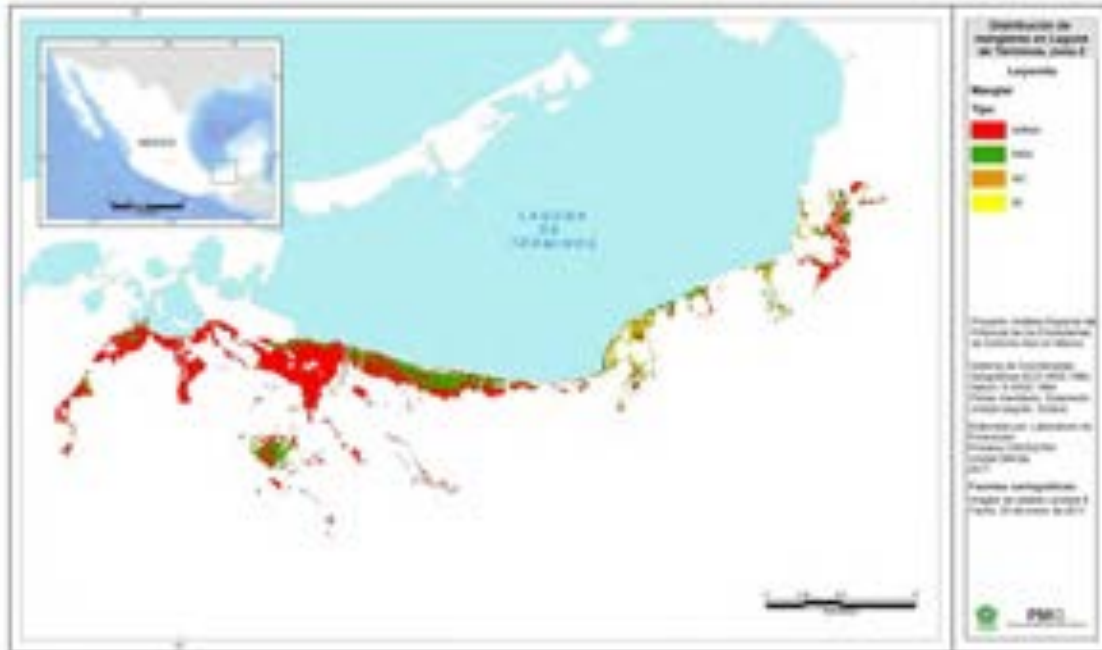


Figura 54. Distribución de la cobertura de manglar en el APFFLT Zona 2: Sur. MRMA = Manglar Ribereño Muy alto, MRA = Manglar Ribereño Alto, MC = Manglar de Cuenca, MI = Manglar impactado. Elaboración propia.



Figura 55. Distribución de la cobertura de manglar en el APFFLT Zona 3: Este. MRMA = Manglar Ribereño Muy alto, MRA = Manglar Ribereño Alto, MC = Manglar de Cuenca, MI = Manglar impactado. Elaboración propia.



Figura 56. Distribución de la cobertura de manglar en el APFFLT Zona 4: Norte. MRMA = Manglar Ribereño Muy alto, MRA = Manglar Ribereño Alto, MC = Manglar de Cuenca, MI = Manglar impactado. Elaboración propia.

Carbono Ecosistémico en el Área de Protección de Flora y Fauna de Laguna de Términos

Los resultados de las estimaciones de carbono ecosistémico de manglares en el Área de Protección de Flora y Fauna de Laguna de Términos se representan en la figura 24. El carbono almacenado se distribuye principalmente en el manglar ribereño muy alto (41%) y en el ribereño alto (32%). La contribución del manglar de cuenca es menor en este sitio (21%). Por su gran extensión de manglares en la Laguna de Términos y considerando que en promedio el almacén de carbono orgánico de esta localidad es $1,390 \text{ Mg C ha}^{-1}$ (Tabla 9), el total ecosistémico es de $\approx 165 \text{ Tg C}$. Considerando que las emisiones estimadas de $\text{CO}_2 \text{ eq.}$ por persona debidas al consumo de hidrocarburos anualmente es de $3.7 \text{ Mg CO}_2 \text{ eq}$ (INECC-Semarnat, 2013), la conservación de este manglar contribuye a la mitigación de emisiones por este concepto de 163 millones de personas al año.

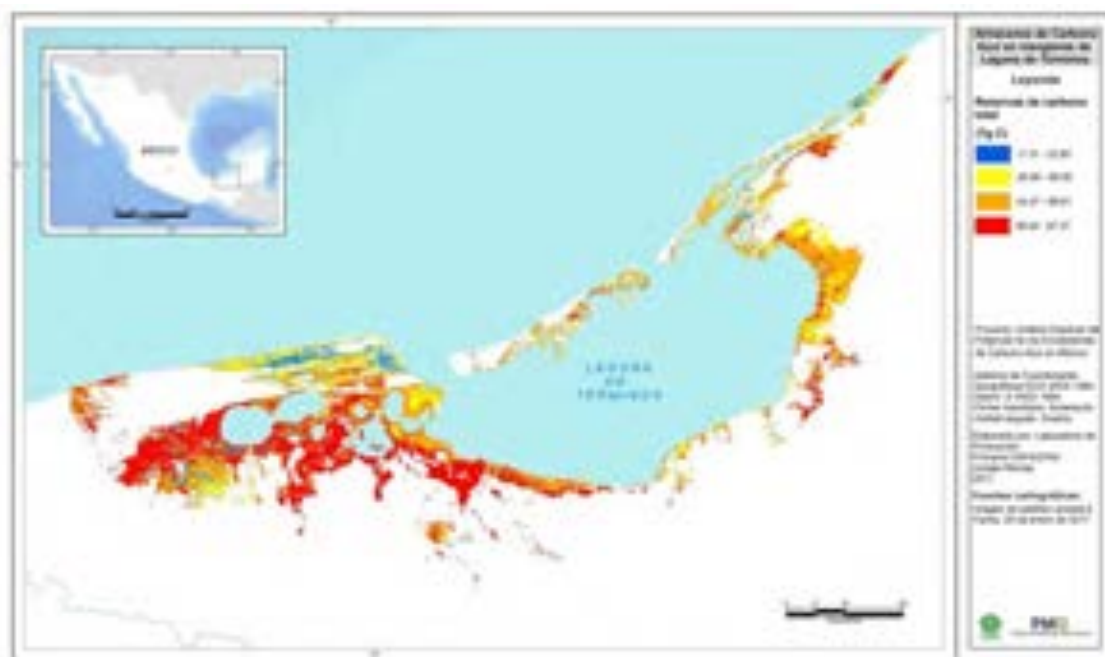


Figura 57. Almacenes de Carbono Azul en manglares de las APFFLT. Elaboración propia.

Tabla 21. Reservas totales de carbono (Tg C) en manglares de La Laguna de Términos. Elaboración propia.

Clave	Almacén de Carbono Promedio (Mg C ha ⁻¹)	D.E (Mg C ha ⁻¹)	IC 95 (Mg C ha ⁻¹)	Área (ha)	Almacén de Carbono Total (Tg C)
MRMA	1,748.5	705.5	±128.9	44,475	77.7
MRA	1,487.7	540.1	±118.7	41,009	61.0
MC	1,348.2	952.3	±271.3	30,724	41.4
MI	976.2	622.8	±123.8	11,571	11.3

III.1.2. Carbono Azul en Manglares de La Reserva de la Biosfera La Encrucijada

Las parcelas de muestreo en el sitio piloto de la Reserva de Biósfera de la Encrucijada (RBLE) se dividieron en dos zonas (con influencia marina y de río) que responden a diferencias en las fuentes de agua dominantes que llegan a los manglares.

Zona Marina: Las parcelas de muestreo en esta zona tienen mayor influencia del agua marina. Se encuentran ubicadas detrás de la barra costera donde se presentan árboles Muy Altos con 10 a 13 m de altura, con DAPs de 9 a 12 cm, pero con densidad baja (141 a 300 ind ha^{-1}). El mangle rojo (*R. mangle*) es dominante, aunque también están presente *Laguncularia racemosa* y *Paquira aquatica* cerca de la región de Acapetahua.

Zona de Río: Estos sitios se presentan en la zona de descarga de ríos y lagunas, los árboles se presentan con alturas de 9.6 a 22 m, con DAPs de 11 a 27 cm, la densidad va de 49 a 316 ind ha^{-1} . El mangle rojo (*R. mangle*) también es dominante, presentándose *Avicennia germinans*, y cerca de la laguna de Panzacola se observa *Laguncularia racemosa* y *Paquira aquatica*.

Almacén de Carbono por Zonas Geográficas

En la RBLE el valor promedio de almacén de carbono aéreo total (carbono aéreo vivo + carbono aéreo muerto) de las zonas geográficas es de 156 ± 101 Mg C ha^{-1} en la Zona Marina y de 193 ± 144 Mg C ha^{-1} en la Zona de Río. El carbono aéreo vivo más alto se registró en la zona con influencia de río con 169 ± 129 Mg C ha^{-1} , en la zona con influencia marina presentó un valor promedio de 133 ± 82 Mg C ha^{-1} , (Fig. 25). Para el carbono aéreo muerto el valor promedio más alto se registró en la Zona de Río (24 ± 14 Mg C ha^{-1}), siendo similar en la Zona Marina con 23 ± 18 Mg C ha^{-1} (Fig. 25).

La Zona Marina presentó el valor promedio más alto de carbono subterráneo con 815 ± 315 Mg C ha^{-1} , y en la Zona de Río se presentó 667 ± 273 Mg C ha^{-1} (Fig. 25), de las cuales las raíces aportan 19 ± 10 Mg C ha^{-1} en la Zona Marina, y 15 ± 8 Mg C ha^{-1} en la Zona de Río.

En el almacén promedio para las zonas es de 905 ± 428 Mg C ha^{-1} , siendo mayor en la Zona Marina (972 ± 417 Mg C ha^{-1}) con respecto a la de río (860 ± 415 Mg C ha^{-1}).

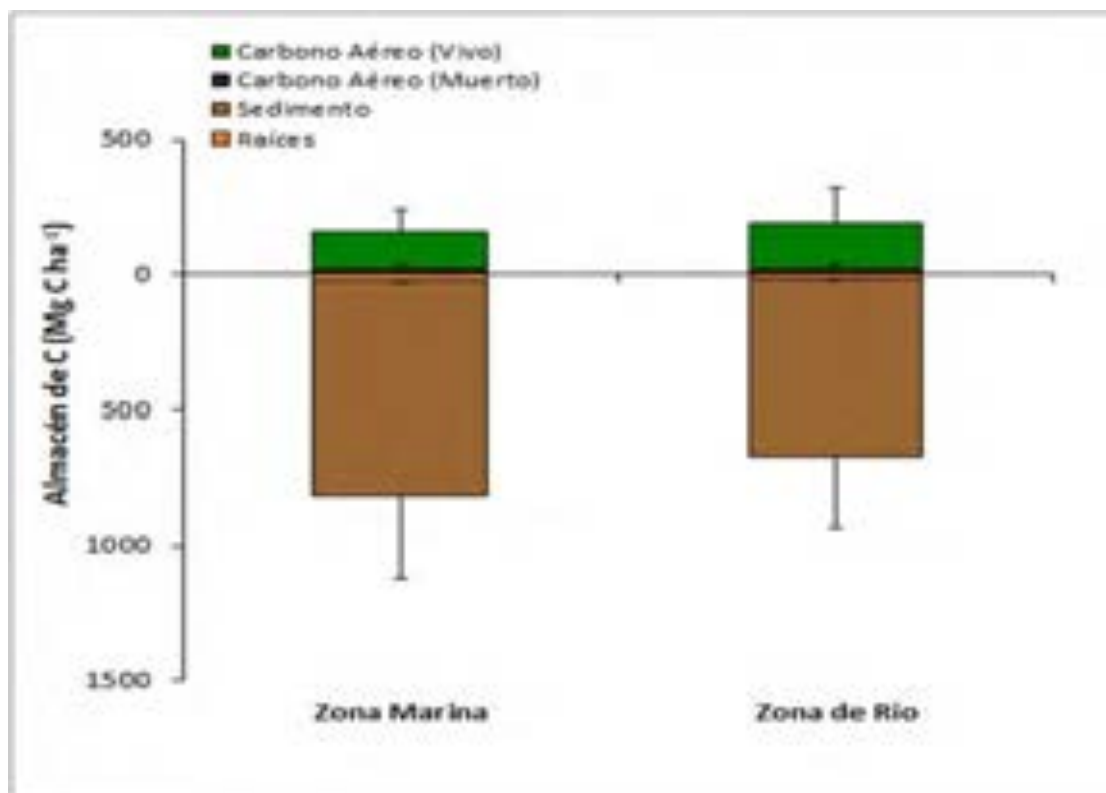


Figura 58. Almacenes de carbono en manglares de la RBLE de acuerdo con las zonas geográficas. Elaboración propia.

Almacén de Carbono por salinidad

Las salinidades intersticiales en esta localidad variaron de 14 a 47 ups. El valor promedio de carbono orgánico aéreo (vivo + muerto) es mayor en la zona Polihalina ($271 \pm 250 \text{ Mg C ha}^{-1}$), seguido de la Euhalina ($186 \pm 116 \text{ Mg C ha}^{-1}$), y menor en la zona hipersalina ($146 \pm 85 \text{ Mg C ha}^{-1}$). El valor promedio de carbono aéreo vivo fue mayor en la zona Polihalina ($254 \pm 242 \text{ Mg C ha}^{-1}$), mientras que en la zona Euhalina se registró un valor promedio de $159 \pm 98 \text{ Mg C ha}^{-1}$, y en la zona Hiperhalina se presentó un valor promedio de carbono de $125 \pm 69 \text{ Mg C ha}^{-1}$. Para carbono aéreo muerto el valor promedio más alto se registró en la zona Euhalina ($27 \pm 18 \text{ Mg C ha}^{-1}$). La zona Hiperhalina presentó un valor promedio de $21 \pm 15 \text{ Mg C ha}^{-1}$, mientras que el valor más bajo se registró en la zona Polihalina ($17 \pm 8 \text{ Mg C ha}^{-1}$) (Fig. 26).

El valor promedio más alto de carbono en sedimento se registró en la zona Hiperhalina ($739 \pm 318 \text{ Mg C ha}^{-1}$), y en la zona Polihalina se registró un valor promedio de $707 \pm 168 \text{ Mg C ha}^{-1}$, mientras que el valor más bajo se registró en la zona Euhalina ($684 \pm 286 \text{ Mg C ha}^{-1}$) (Fig. 26). En

raíces se presentó mayor aporte de carbono en la zona Hiperhalina con $18 \pm 6.3 \text{ Mg C ha}^{-1}$, disminuyendo en condiciones polihalinas donde presentan $7.4 \pm 5.4 \text{ Mg C ha}^{-1}$.

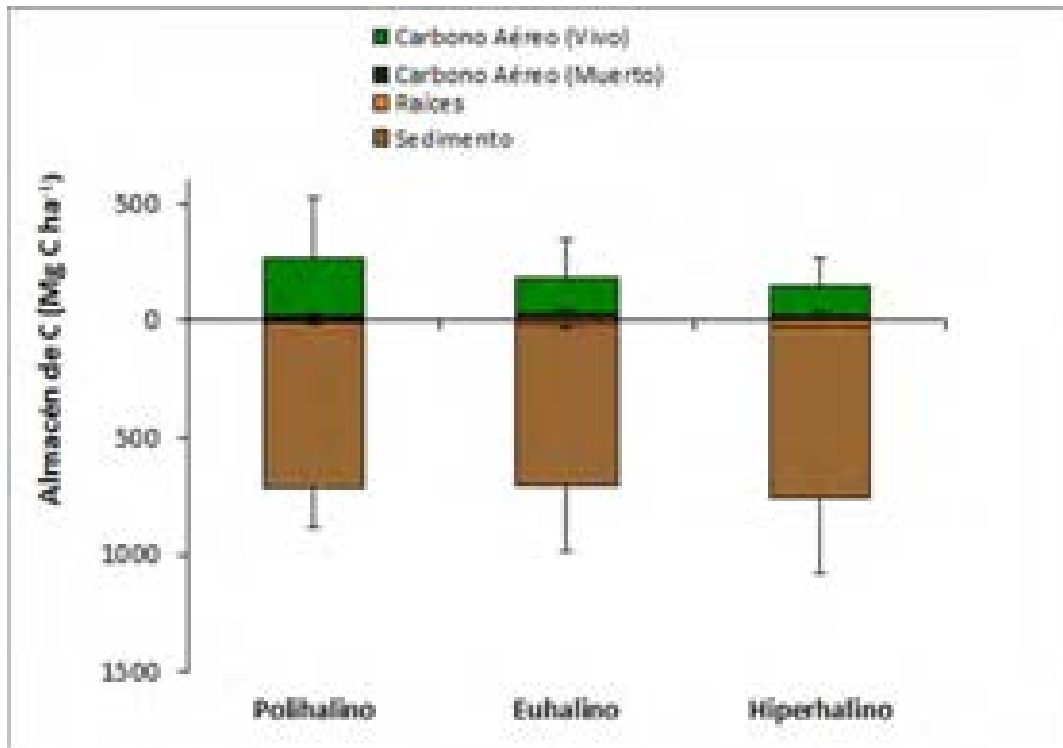


Figura 59. Almacenes carbono en los manglares RBLE con base en la salinidad: polihalina (0-20 ups), euhalina (20-40 ups), hiperhalino (40-70 ups). Elaboración propia.

Almacén de Carbono por la altura de los árboles

En el almacén aéreo (vivo+ muerto) el promedio es de $173 \pm 134 \text{ Mg C ha}^{-1}$ en la zona de árboles Muy Altos, y de $231 \pm 69 \text{ Mg C ha}^{-1}$ en los Altos. El valor promedio de carbono aéreo vivo fue mayor en la zona donde dominan los árboles Altos ($149 \pm 116 \text{ Mg C ha}^{-1}$), en la zona de árboles Muy altos fue de $206 \pm 64 \text{ Mg C ha}^{-1}$ (Fig. 27). El carbono aéreo muerto fue mayor para la zona de árboles Altos ($25 \pm 5.4 \text{ Mg C ha}^{-1}$), mientras que la zona de árboles Muy Altos presentó un valor de ($23 \pm 17 \text{ Mg C ha}^{-1}$), (Fig. 27).

El almacén subterráneo (sedimentos + raíces) es mayor en la Zona de árboles Altos ($750 \pm 289 \text{ Mg C ha}^{-1}$) y menor en los Muy Altos ($724 \pm 301 \text{ Mg C ha}^{-1}$). El valor promedio de carbono en sedimento es mayor en la zona donde dominan los árboles Altos ($734 \pm 280.3 \text{ Mg C ha}^{-1}$). En la zona de árboles muy Altos se registró el valor promedio de $706 \pm 291.6 \text{ Mg C ha}^{-1}$ (Fig. 27). El

almacén de carbono en raíces en la zona de árboles Altos fue $16 \pm 9.2 \text{ Mg C ha}^{-1}$, mientras que en la zona de árboles Muy Altos fue de $18 \pm 9.7 \text{ Mg C ha}^{-1}$.

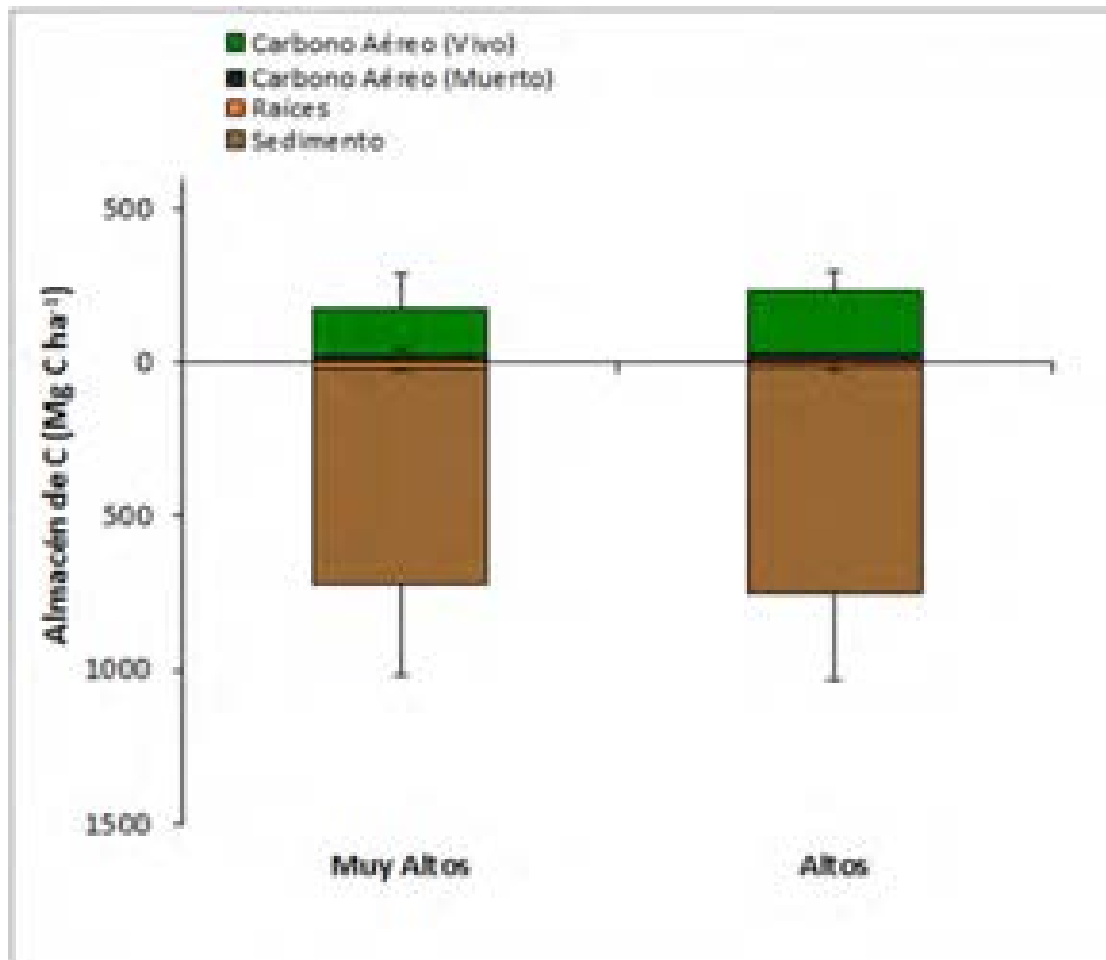


Figura 60. Almacenes carbono en manglares de RBLE de acuerdo con la altura de los árboles, donde árboles Muy Altos corresponden a $> 10 \text{ m}$, y árboles Altos de $5\text{--}10 \text{ m}$. Elaboración propia.

Distribución de manglares en La Reserva de la Biosfera La Encrucijada

El ecosistema de manglar de RBLE se distribuye cubriendo un área de 29,555 ha (CONABIO, 2016). El manglar es considerado como el mejor desarrollado del Pacífico Americano, *Rhizophora mangle* (mangle rojo) es el más abundante, pero también se ha observado *Rhizophora harrisonii* (mangle amarillo), hay zonas de *Avicennia germinans* (mangle negro o madre sal), *Laguncularia racemosa* y *Conocarpus erectus* se presentan en zonas altas o de baja inundación. La estructura que se presenta corresponde al manglar ribereño con altura promedio mayor a 10 m, alcanzando hasta los 40 m como máximos. Es común encontrar áreas donde se mezcla con zapotonales o combinadas con especies como el *Acrosticum aureum* (helecho) y el *Crinum erubescens* (lirio).

Con base en los resultados se observó que el manglar se concentra en dos regiones. En la parte marina cerca de la franja costera donde se presenta un manglar ribereño alto en 1,1581 ha, y en el sistema lagunar Chantuto-Panzacola se distribuye un manglar ribereño muy alto en 12,915 ha. Del centro de la reserva hacia el noroeste están presentes zonas de manglar de cuenca que son monoespecíficas de *Avicennia germinans* ocupando alrededor de 1,177 ha (Tabla 10). Se presentan pequeños parches de manglar de cuenca con otra vegetación, que se distribuyen en 3,882 ha a lo largo de la reserva (Figs. 28-30).

Tabla 22. Distribución de las coberturas de diferentes tipos de manglares en la Reserva de la Biosfera La Encrucijada. Elaboración propia.

Clasificación	Clave	Área (ha)
Manglar Ribereño Muy alto	MRMA	12,915
Manglar Ribereño alto	MRA	11,581
Manglar Cuenca	MC	1,177
Manglar Cuenca con otra vegetación	MCV	3,882
Total		29,555



Figura 61. Distribución de la cobertura de manglar en la Reserva de La Encrucijada. MRMA = Manglar Ribereño Muy alto, MRA = Manglar Ribereño alto, MC = Manglar Cuenca y MCV= Manglar Cuenca con otra vegetación. Elaboración propia.



Figura 62. Distribución de la cobertura de manglar en la Reserva de La Encrucijada, zona Marina. MRMA = Manglar Ribereño Muy alto, MRA = Manglar Ribereño alto, MC = Manglar Cuenca y MCV= Manglar Cuenca con otra vegetación. Elaboración propia.



Figura 63. Distribución de la cobertura de manglar en la Reserva de La Encrucijada, zona de Río. MRMA = Manglar Ribereño Muy alto, MRA = Manglar Ribereño alto, MC = Manglar Cuenca y MCV= Manglar Cuenca con otra vegetación. Elaboración propia.

Carbono Ecosistémico en La Reserva de la Biosfera La Encrucijada

La distribución de los almacenes de carbono orgánico de los manglares de la RBLE se representa en la figura 31. El manglar en esta zona se compone principalmente de manglar ribereño muy alto (47%), seguido por el alto (36%), bajas coberturas de manglar de cuenca que se distribuye en parches. El almacén de carbono en la RBLE considerando que tiene un promedio de $905.6 \text{ Mg C ha}^{-1}$ es de 26.3 Tg C (Tabla 11). Dado que las emisiones estimadas por persona debidas al consumo de hidrocarburos anualmente son de $3.7 \text{ Mg CO}_2 \text{ eq.}$ (INECC-Semarnat, 2013), la conservación de este manglar contribuye a la mitigación de emisiones de 26 millones de personas al año.

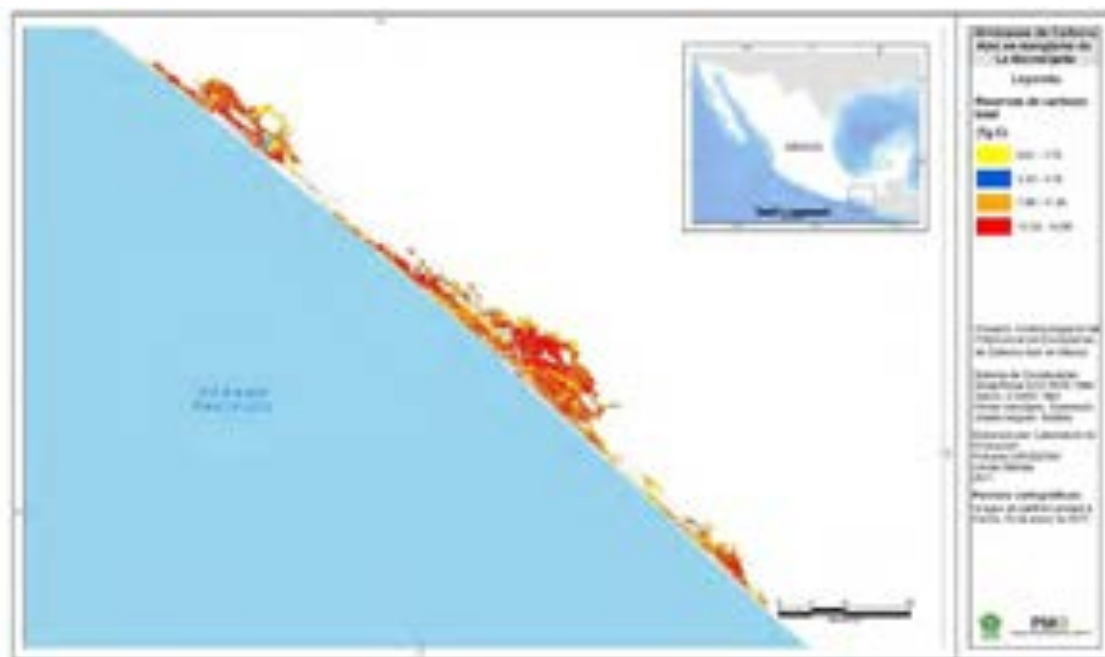


Figura 64. Almacenes de Carbono Azul en manglares de la Reserva de La Encrucijada. Elaboración propia.

Tabla 23. Reservas totales de carbono (Tg C) del manglar de La Encrucijada. Elaboración propia.

Clase	Promedio (Mg C ha ⁻¹)	D.E (Mg C ha ⁻¹)	IC 95 (Mg C ha ⁻¹)	Área (ha)	Almacén de Carbono Total (Tg C)
MRMA	950	417.0	71.7	12,915	12.3
MRA	812.1	406.1	615	11,581	9.4
MC	969.5	42.9	186.3	1,177	1.1
MCV	890.8	224.5	343.3	3,882	3.5

III.1.3. Carbono Azul en Manglares de La Reserva de la Biósfera Sian Ka'an

Dentro de los límites de la Reserva de la Biósfera Sian Ka'an (RBSK) geográficamente se identificaron tres zonas caracterizadas de la siguiente manera:

Zona Norte: Se caracteriza por la dominancia de manglares del tipo chaparero de *Rhizophora mangle* con alturas menores a 1.5 m y densidades de 30,781 ind. ha⁻¹. Presenta salinidades que

varían de 10 ups en la zona más continental asociadas a descargas de agua dulce, a 30 ups en la zona en la que el agua proveniente de la laguna Chunyaxché se mezcla con la de Boca Paila.

Zona Centro: La zona central de la RBSK de acuerdo con Adame *et al.* (2013), se caracteriza por tres grupos de manglares: altos con más de 14 m de altura, densidades de 7,000 ind. ha⁻¹ de *R. mangle* y ocasionalmente *Laguncularia racemosa*, donde la salinidad es relativamente baja (32 ups); manglares intermedios con alturas de 5 a 11 m, densidades de 9,000 a 11,000 ind. ha⁻¹ de *R. mangle*, con asociaciones de chaparros con alturas menores a 1.5 m, donde las densidades rebasan 47,000 ind ha⁻¹ usualmente de *R. mangle* y algunos de *Avicennia germinans*.

Zona Sur: De manera general la zona sur de Sian Ka'an se caracteriza por presentar diversos tipos de manglar, desde chaparros monoespecíficos de *R. mangle* con alturas menores a 1.5 m y densidades de 6,363 ind. ha⁻¹ a bosques de manglar de *R. mangle* y algunos individuos de *A. germinans* con 6.1 m de altura en promedio y densidades de 2,828 ind. ha⁻¹. La salinidad varía de 36 ups en zonas donde se desarrollan el manglar chaparro a 86 ups en zonas donde predomina *A. germinans*.

Almacén de Carbono por Zonas Geográficas

El valor promedio para el almacén de carbono aéreo total (carbono aéreo vivo + carbono aéreo muerto) de las zonas geográficas fue de 36 ± 35 Mg C ha⁻¹. El aporte de carbono aéreo por los árboles de manglar vivos es mayor en la zona sur (37 ± 35 Mg C ha⁻¹) con respecto a las otras zonas.

Por otra parte, el carbono subterráneo es el compartimento con mayor proporción (92 %) en el almacén total de carbono. El valor promedio para el almacén de carbono subterráneo (sedimentos + raíces) de las zonas geográficas fue de 392 ± 184 Mg C ha⁻¹. El C almacenado por la biomasa de raíces es más alto en la zona centro (27 ± 24 Mg C ha⁻¹). El C almacenado en sedimentos presenta el mismo comportamiento: en la zona centro es de 552 ± 285 Mg C ha⁻¹, mientras que en la zona sur es de 324 ± 99 Mg C ha⁻¹ (Fig. 32). El valor promedio del almacén de carbono total para las zonas geográficas fue de 428 ± 200 Mg C ha⁻¹.

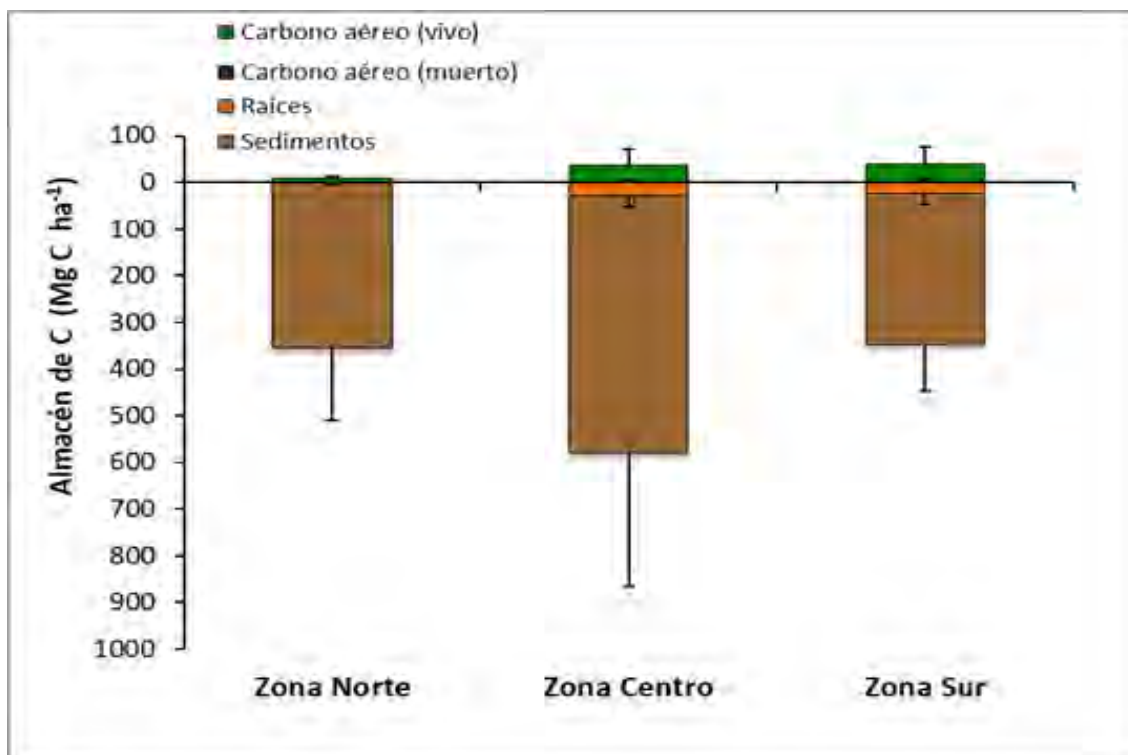


Figura 65. Almacenes carbono en manglares de la RBSK de acuerdo con las zonas geográficas. Elaboración propia.

Almacén de Carbono por salinidad

En Sian Ka'an los ecosistemas de manglar en condiciones euhalinas presentan un almacén de carbono total más alto ($689 \pm 440 \text{ Mg C ha}^{-1}$) con respecto a los que se desarrollan en condiciones polihalinas ($331 \pm 201 \text{ Mg C ha}^{-1}$) e hiperhalinas ($400 \pm 131 \text{ Mg C ha}^{-1}$). La biomasa de árboles representa un almacén de carbono aéreo vivo en regiones euhalinas de $36 \pm 33 \text{ Mg C ha}^{-1}$, siendo el valor más alto con respecto a los otros intervalos de salinidad. Por otro lado, el carbono almacenado por la biomasa de raíces es mayor también en zonas con condiciones euhalinas ($23 \pm 28 \text{ Mg C ha}^{-1}$). Esto mismo ocurre con el almacén de carbono en sedimentos: es más alto en condiciones euhalinas ($623 \pm 382 \text{ Mg C ha}^{-1}$) con respecto a las condiciones de menor y mayor salinidad (Fig. 33).

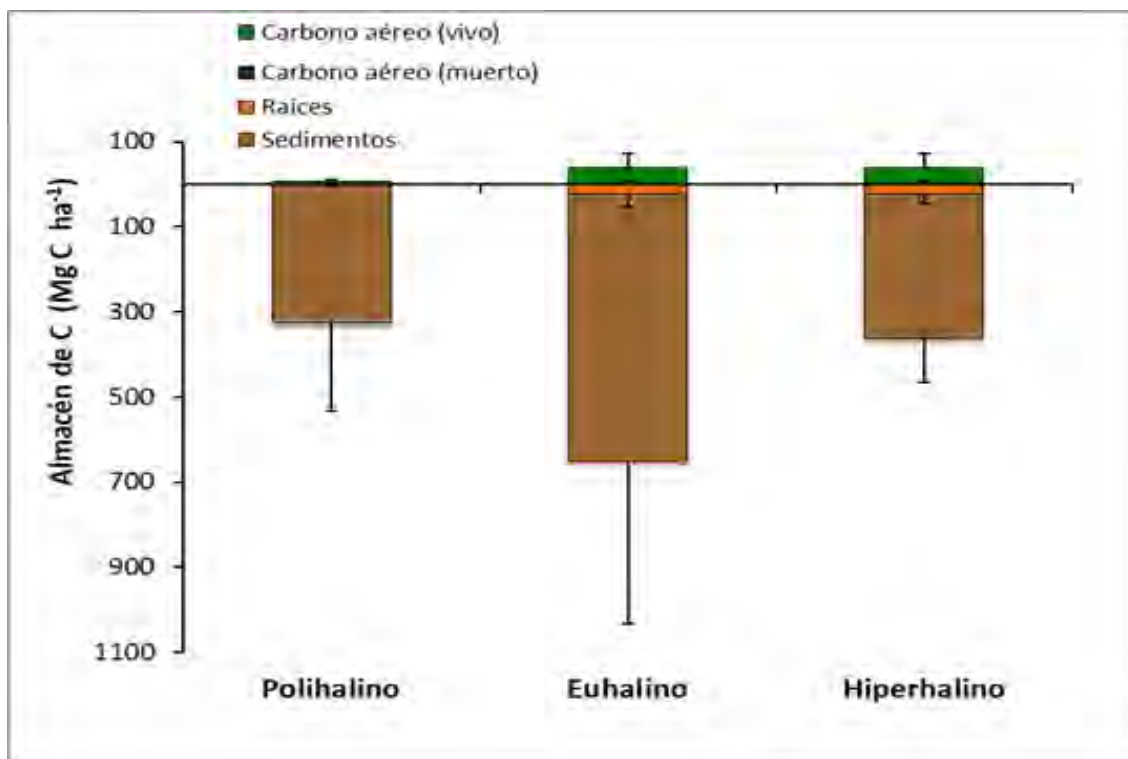


Figura 66. Almacenes carbono en Sian Ka'an en base a la salinidad: polihalino (0-20 ups), euhalino (20-40 ups), hiperhalino (40-70 ups). Elaboración propia.

Almacén de Carbono por la altura de los árboles

El almacén total de carbono en manglares de Sian Ka'an es mayor en sitios donde los árboles son Altos ($622 \pm 247 \text{ Mg C ha}^{-1}$) con respecto a los Intermedios ($391 \pm 62 \text{ Mg C ha}^{-1}$) y Bajos ($307 \pm 112 \text{ Mg C ha}^{-1}$). En cuanto a los almacenes de carbono subterráneos, los manglares Altos almacenan más carbono en raíces ($37 \pm 13 \text{ Mg C ha}^{-1}$) que los Intermedios y Bajos ($29 \pm 29 \text{ Mg C ha}^{-1}$ y $1 \pm 2 \text{ Mg C ha}^{-1}$, respectivamente). El carbono almacenado en sedimentos es mayor en manglares Altos ($522 \pm 235 \text{ Mg C ha}^{-1}$), mientras que los bajos e intermedios tienen valores de $301 \pm 112 \text{ Mg C ha}^{-1}$ y $311 \pm 41 \text{ Mg C ha}^{-1}$, respectivamente (Fig. 34).

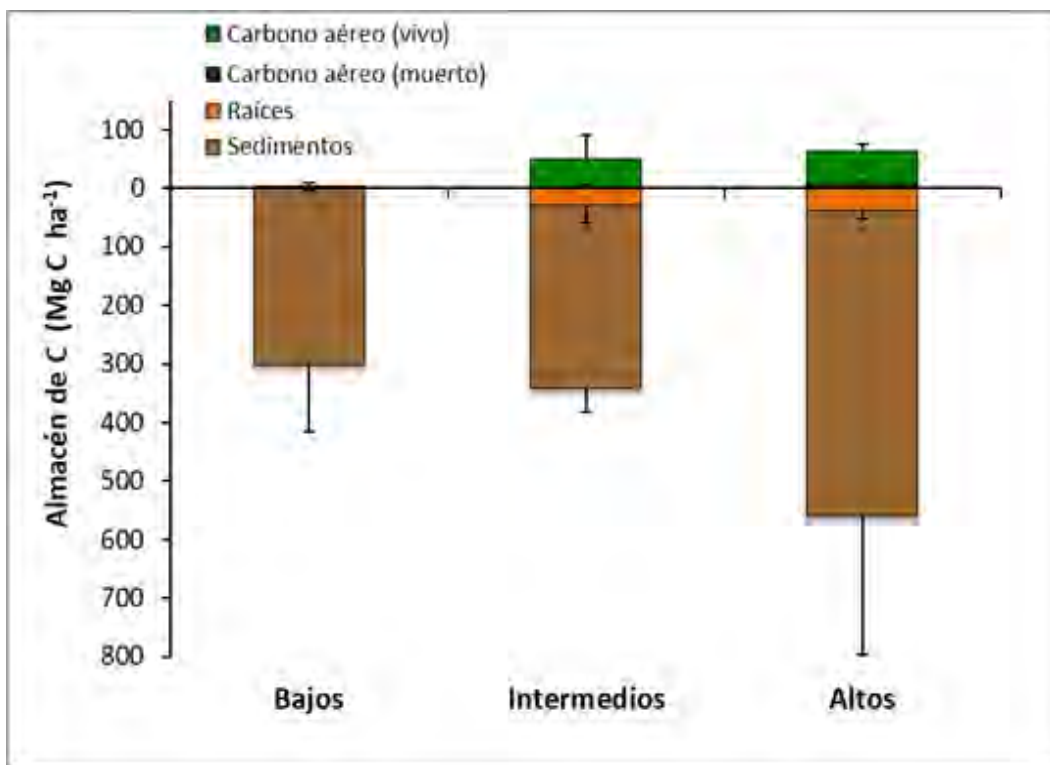


Figura 67. Almacenes carbono en manglares de la RBSK de acuerdo con la altura de los árboles, donde árboles Altos van de 5 – 10 m, Intermedios de 3 – 5 m, y Bajos < 3 m. Elaboración propia.

Distribución de manglares en la Reserva de la Biósfera Sian Ka'an

Los manglares de la Reserva de la Biósfera Sian Ka'an (RBSK) cubren un área de 67,263 ha (CONABIO, 2016). De manera general, el manglar que predomina es del tipo chaparro, principalmente de *Rhizophora mangle* con alturas menores a 1.5 m.

Con base en la clasificación, los manglares más altos y densos ocupan 9,561 ha y se encuentran distribuidos en zonas de contacto directo con el Mar Caribe, mientras que manglares bajos con diferentes densidades se distribuyen hacia el interior, más asociados a la dinámica hidrológica de las bahías de la Ascensión y del Espíritu Santo. Los manglares chaparros con altas densidades abarcan un área de 17,547 ha y se encuentran principalmente en la zona centro de la reserva (Tabla 12). El manglar chaparro disperso abarca 25,036 ha (37% del total de la cobertura de manglar en Sian Ka'an) distribuidas hacia la zona sur, mostrándose algunos parches también en la zona norte asociadas a los canales que conectan la laguna de Chunyaxché con Boca Paila. Esta distribución tiene cierto grado de asociación con zonas de manglar chaparro combinado con otro tipo de vegetación, las cuales cubren 15,119 ha de la reserva (Fig. 35-38).

Tabla 24. Distribución de coberturas de los manglares en la Reserva de la Biosfera de Sian Ka'an. Elaboración propia.

Clasificación	Clave	Área (ha)
Manglar denso alto	MDA	9,561
Manglar chaparro y denso	MChD	17,547
Manglar chaparro disperso	MChd	25,036
Manglar chaparro con otra vegetación	MChV	15,119
Total		67,263



Figura 68. Distribución de manglares en la Reserva de la Biósfera Sian Ka'an: MDA = Manglar denso alto, MChD = Manglar chaparro denso, MChd = Manglar chaparro disperso y MChV = Manglar chaparro con otra vegetación. Elaboración propia.



Figura 69. Distribución de manglares en la Reserva de la Biósfera Sian Ka’an, Zona 1: Norte. MDA = Manglar denso alto, MChD = Manglar chapararro denso, MChd = Manglar chapararro disperso y MChV = Manglar chapararro con otra vegetación. Elaboración propia.



Figura 70. Distribución de manglares en la Reserva de la Biósfera Sian Ka’an, Zona 2: Centro. MDA = Manglar denso alto, MChD = Manglar chapararro denso, MChd = Manglar chapararro disperso y MChV = Manglar chapararro con otra vegetación. Elaboración propia.



Figura 71. Distribución de manglares en la Reserva de la Biósfera Sian Ka’an, Zona 3: Sur. MDA = Manglar denso alto, MChD = Manglar chaparro denso, MChd = Manglar chaparro disperso y MChV = Manglar chaparro con otra vegetación. Elaboración propia.

Carbono Ecosistémico en La Reserva Biosfera de Sian Ka’an

La distribución de manglares en Sian Ka’an presenta cuatro clases con características diferentes (Tabla 13). Los manglares densos altos (MDA) tienen un almacén de carbono promedio de $629.3 \pm IC_{95} 246.7 \text{ Mg C ha}^{-1}$ mientras que los manglares chaparros dispersos presentan en promedio menor ($331.6 \pm IC_{95} 99.5 \text{ Mg C ha}^{-1}$). Sin embargo, las reservas de carbono en estos manglares chaparros dispersos representan mayor porcentaje (31.2 %) de las reservas totales estimadas para la RBSK, lo cual está dado por la gran extensión que tiene este tipo de manglar.

De acuerdo con la distribución espacial de las reservas de carbono en manglares de RBSK el mayor almacén se concentra en las zonas centro y sur donde tienen mayor extensión los manglares chaparros (Fig. 39). La concentración promedio de carbono orgánico de los manglares de la RBSK es de $428.3 \pm 200.98 \text{ Mg C ha}^{-1}$, por lo que de acuerdo con la extensión en esta localidad (67,263 ha de manglar), las reservas de carbono son de 28.8 Tg C (105.7 Tg CO₂ eq.). La conservación de los manglares de la RBSK significa mitigar las emisiones anuales de CO₂

eq. por el uso de hidrocarburos de 28 millones de personas, si se considera que por persona se estiman emisiones por este consumo de 3.7 Mg CO₂ eq. (INECC-Semarnat, 2013).



Figura 72. Almacenes de Carbono Azul en manglares de La Reserva Biosfera de Sian Ka'an. Elaboración propia.

Tabla 25. Reservas totales de carbono (Tg C) para el manglar de Sian Ka'an. Elaboración propia.

Clase	Promedio (Mg C ha ⁻¹)	D.E (Mg C ha ⁻¹)	IC 95 (Mg C ha ⁻¹)	Área (ha)	Almacenes de Carbono Total (Tg C)
MDA	629.3	251.7	246.7	9,561	6.02
MChD	339.6	82.3	93.2	17,547	5.96
MChd	331.6	99.5	195.0	25,036	8.30
MChV	413.2	65.5	90.7	15,119	6.25

III.2. PASTOS MARINOS

III.2. Criterios de análisis de los almacenes de carbono en Pastos Marinos

Los criterios de análisis para estimar los almacenes de carbono de pastos marinos de los sitios piloto consideran variables ambientales íntimamente relacionadas con la composición, distribución y abundancia de este tipo de ecosistema. Los factores ambientales utilizados como criterio de análisis para pastos marinos fueron la profundidad y la salinidad; y como criterio espacial fue la agrupación de las parcelas de muestreo de acuerdo con la posición geográfica, fundamentada en antecedentes de la zona, el conocimiento previo y la distribución histórica de pastos marinos.

Los intervalos para los factores ambientales fueron ajustados basándose en una agrupación geométrica sobre el total de datos de todos los sitios. Este método de agrupación garantiza una mejor representación de clases desbalanceadas como puede ser las características propias de cada sitio evaluado, es visualmente atractivo y cartográficamente comprensible, además que se procuró ajustarse en lo más posible a criterios de agrupación de estudios de manglares y pastos marinos (Lirma & Cropper, 2003; Dierssen *et al.*, 2003). De esta manera, se ajustaron los intervalos (0 a 1 m) para zonas someras, de 1 a 3 m para zonas medias y para zonas profundas de 3 a 5 m. Por otro lado, los intervalos de salinidad se ajustaron primero de acuerdo con los valores obtenidos durante los muestreos, y segundo a los intervalos donde los pastos marinos presentan diferentes densidades y coberturas, siendo de 19 a 37 ups como zonas Mixohalinas, de 37 a 42 ups para zonas Euhalinas, y para zonas Hiperhalinas de 42 a 47 ups (Tabla 14).

Por otro lado, la agrupación espacial fue seleccionada de acuerdo con una característica representativa de cada sitio; para la RBSK la influencia marina sobre la bahía significa una zonificación desde la porción Norte con mayor salinidad (36 ups) a la porción Sur con menor salinidad (34 ups). Así mismo, para los sitios APFFLT y RBLP las zonas geográficas fueron elegidas de acuerdo con la influencia de presiones antropogénicas como la presencia de centros urbanos, sitios de tránsito por pescadores, entre otros. De este modo, la APFFLT se conforma de tres zonas; Zona Oeste y Central con mayor influencia antropogénica y Zona Este con menor influencia del mayor centro urbano de la zona.

Para el caso de RBLP las zonas fueron Zona Sur y Norte con mayor influencia antropogénica por el puerto de Campeche e Isla Arena respectivamente y la zona Central con baja o nula influencia antropogénica.

Tabla 26. Construcción de los intervalos ajustados a partir de intervalos geométricos de las variables ambientales. Elaboración propia.

VARIABLES AMBIENTALES	Intervalo Geométrico	Intervalo ajustado	Clases
Profundidad (m)	0 – 1.9	0 – 1	<i>Somero</i>
	1.9 – 2.7	1 – 3	<i>Medio</i>
	2.7 – 4.5	3 - 5	<i>Profundo</i>
Salinidad (ups)	19.0 – 38.2	19 - 37	<i>Mixohalino</i>
	38.2 – 44.7	37 - 42	<i>Euhalino</i>
	44.7 – 47.0	42 - 47	<i>Hiperhalino</i>

III.2.1. Carbono Azul de Pastos Marinos en el Área de Protección de Flora y Fauna de Laguna de Términos

Almacén de Carbono por Zonas Geográficas

El comportamiento del almacén de carbono en pastos marinos presentó un gradiente de menor concentración en la Zona Este ($162.8 \pm 55.8 \text{ Mg C ha}^{-1}$) a mayor en la zona Oeste ($165 \pm 24.2 \text{ Mg C ha}^{-1}$) y menor concentración para la zona central ($137.1 \pm 67.9 \text{ Mg C ha}^{-1}$). La presencia de pastos marinos para la zona Central aporta $0.3 \pm 0.2 \text{ Mg C ha}^{-1}$ como biomasa viva, $0.8 \pm 1.0 \text{ Mg C ha}^{-1}$ como material muerto y como almacén subterráneo las raíces representan $1.0 \pm 0.7 \text{ Mg C ha}^{-1}$. El aporte de carbono por material vivo de pastos marinos para la zona Este es ligeramente mayor respecto a las otras zonas ($0.5 \pm 0.4 \text{ Mg C ha}^{-1}$). Sin embargo, las concentraciones son similares ($1.1 \pm 0.7 \text{ Mg C ha}^{-1}$) en materia muerta a los registrados en las demás zonas. Por otro lado, los almacenes de carbono en biomasa más bajos se presentaron para la Zona Oeste con promedios de $0.7 \pm 0.3 \text{ Mg C ha}^{-1}$, $0.4 \pm 0.4 \text{ Mg C ha}^{-1}$ y $0.4 \pm 0.2 \text{ Mg C ha}^{-1}$ para carbono almacenado en raíces y material muerto y vivo respectivamente. Así mismo, los sedimentos de pastos marinos representan el mayor almacén (99%) y en mayor proporción hacia la zona Este (Fig. 40).

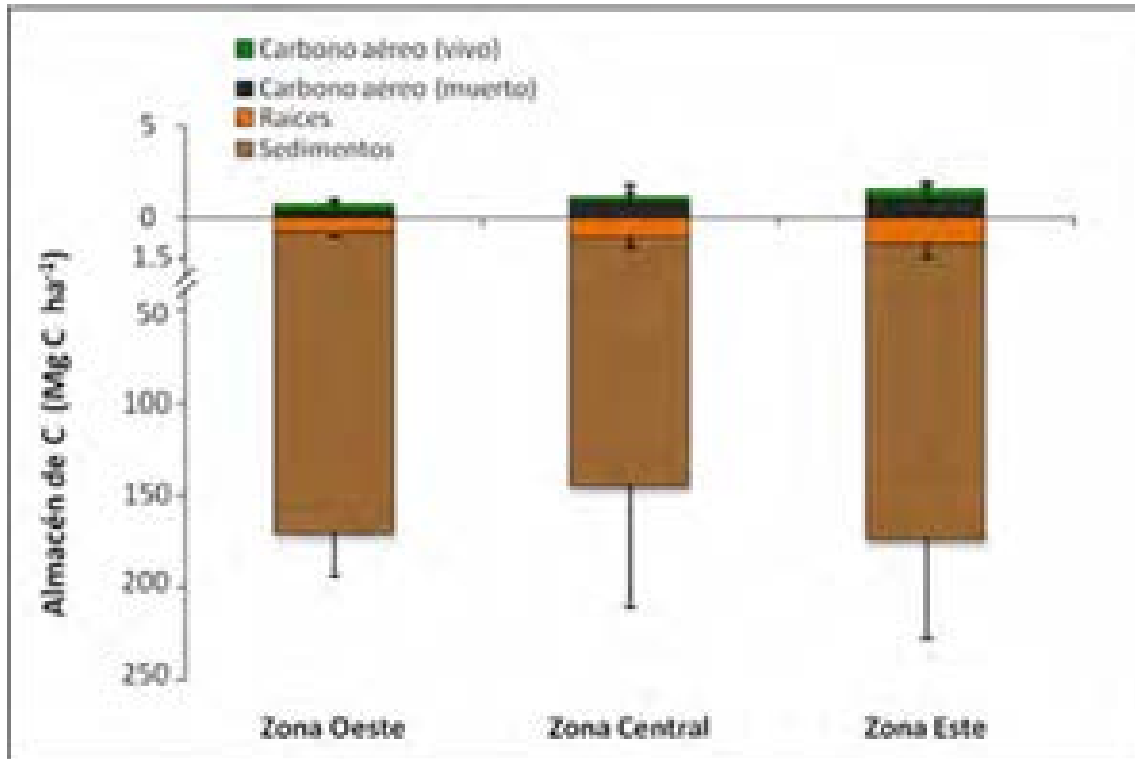


Figura 73. Almacenes de carbono en Pastos marinos por zonas geográficas del APFFLT. Eje quebrado para las concentraciones de carbono que ayuda a representar el almacén subterráneo porque sus magnitudes son mayores que el almacén aéreo. Elaboración propia.

Almacén de Carbono por salinidad

El almacén de carbono total ($157.6 \pm 59.9 \text{ Mg C ha}^{-1}$) fue mayor para zonas con condiciones Mixohalinas, y con mayor aporte de carbono subterráneo en raíces ($1.8 \pm 0.5 \text{ Mg C ha}^{-1}$) y sedimento ($153.7 \pm 58.7 \text{ Mg C ha}^{-1}$). La biomasa aérea de pastos marinos representa un almacén de carbono para esta zona de $2.1 \pm 0.8 \text{ Mg C ha}^{-1}$, con mayor aporte de material muerto (71%) respecto al aéreo vivo. Por otro lado, para zonas con condiciones Euhalinas se presentó el mismo comportamiento en los almacenes de carbono, pero en magnitudes menores; $1.0 \pm 0.7 \text{ Mg C ha}^{-1}$ en raíces y $1.2 \pm 1.0 \text{ Mg C ha}^{-1}$ para el carbono aéreo (vivo y muerto), y $153.5 \pm 53.7 \text{ Mg C ha}^{-1}$ para los sedimentos (Fig. 41).

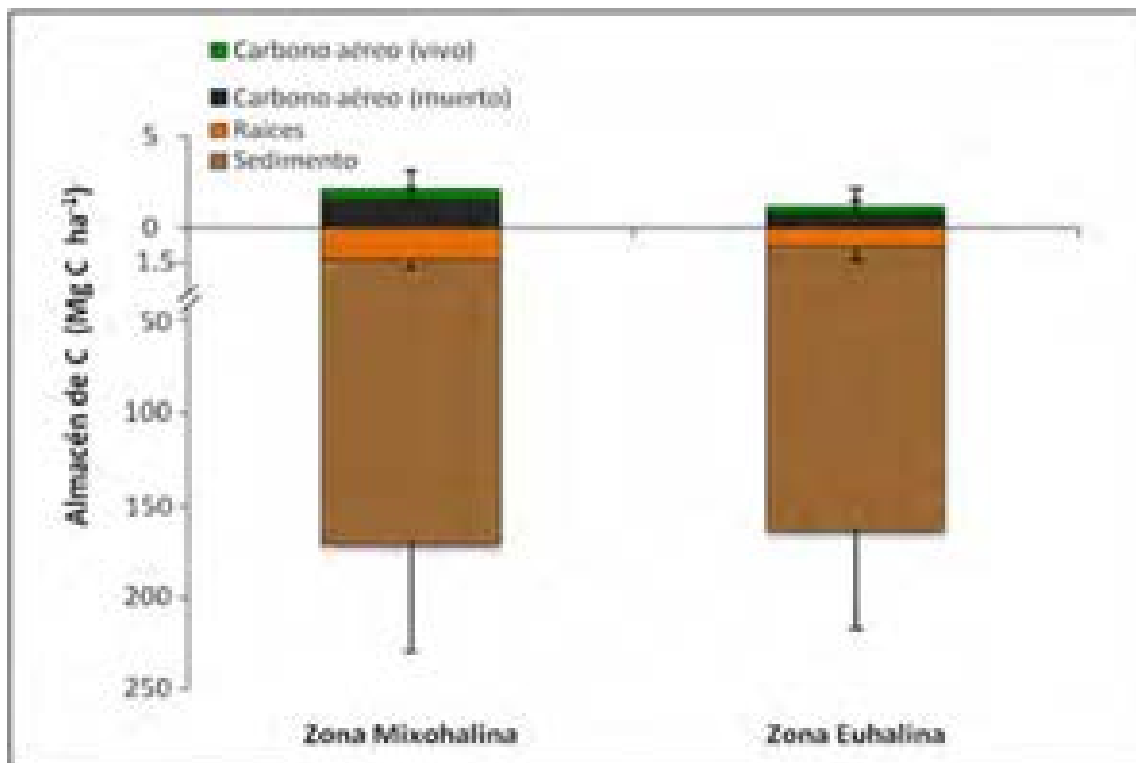


Figura 74. Almacén de carbono en pastos marinos en la APFFLT para zonas Mixohalinas (19–37 ups) y Euhalinas (>37–42 ups). Eje quebrado para el eje de las Y para representar el almacén subterráneo porque sus magnitudes son mayores que el almacén aéreo. Elaboración propia.

Almacén de Carbono por profundidad

El comportamiento del almacén total de carbono fue mayor para zonas someras (160.7 ± 56.7 Mg C ha⁻¹) que para zonas con profundidades medias (132.6 ± 39.7 Mg C ha⁻¹). Sin embargo, para zonas someras se presentó mayor aporte de carbono aéreo vivo (83%) respecto a las zonas medias, sugiriendo mejor condición de la pradera de pastos marinos, y como consecuencia mayor fijación de carbono. Por el contrario, el aporte de carbono por raíces fue mayor para zonas de profundidades medias (1.6 ± 1.1 Mg C ha⁻¹) (Fig. 42).

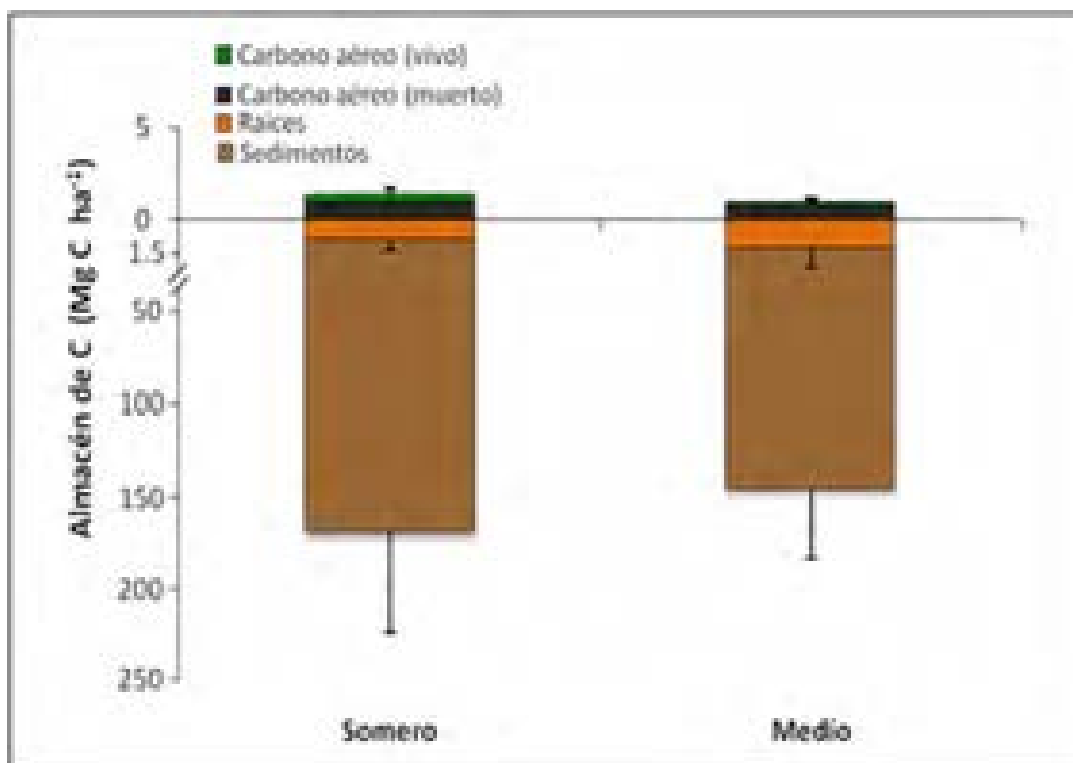


Figura 75. Almacenes de carbono en pastos marinos del APFFLT para zonas someras (0–1 m) y zonas de mediana profundidad (1–3 m). Eje quebrado para el eje de las Y para representar el almacén subterráneo porque sus magnitudes son mayores que el almacén aéreo. Elaboración propia.

Distribución de pastos marinos en el Área de Protección de Flora y Fauna de Laguna de Términos

Según el análisis de imágenes del fondo marino, hacia la zona oeste de la APFFLT predominan coberturas del 90 al 100% dominando praderas multiespecíficas de *Thalassia testudinum* (Tt), *Syringodium filiforme* (Sf) y *Halodule wrightii* (Hw), la exactitud de las coberturas es alta (90.9%). Para la zona central prevalecen coberturas de entre 70 y 80%, principalmente sobre la zona más resguardada de la laguna dominando camas de Tt con exactitud para este estrato del 60%. Finalmente, en la zona este dominaron fondos de Tt y Hw con coberturas entre 80 y 90%, seguidos por fondos con moderados porcentajes de cobertura (70 al 80%), y dominados principalmente por Tt y un pequeño parche de Hw con coberturas menores al 70%, y buena exactitud (Tabla 15).

Tabla 27. Extensión de los estratos clasificados de APFFLT y su concordancia expresada como la exactitud del usuario en la clasificación (errores de comisión). Exactitud global (Kappa= 74.5%). Elaboración propia.

ESTRATO (Coberturas %)	ESPECIES	Extensión (ha)	Concordancia (%)
90 – 100	(Tt - Hw - Sf) (Tt - Sf)	4,168	90.9
80 – 90	(Tt - Hw)	3,241	54.5
70 – 80	(Tt) (Sf - Hw)	6,015	60
< 70	(Hw)	564	80

Thalassia testudinum (Tt), *Syringodium filiforme* (Sf) y *Halodule wrightii* (Hw)

Los fondos cubiertos por pastos marinos en esta parte del APFFLT representan una superficie de 13,988 ha, con mayor extensión de camas con coberturas mayores entre 70% y 80% (6,015 ha) (Fig. 43). Finalmente, la exactitud de las áreas de distribución de pastos marinos mostró concordancia considerable según el valor de Kappa (74.5%) y la escala Landis y Koch (1977), lo que sugiere que la clasificación de los fondos es aceptable.



Figura 76. Distribución de la cobertura de fondos dominados por pastos marinos en la APFFLT. Elaboración propia.

Carbono Ecosistémico en el Área de Protección de Flora y Fauna de Laguna de Términos

Los fondos de pastos marinos se encuentran dominados principalmente por 4 estratos con diferentes porcentajes de cobertura (Tabla 16). Camas multi-específicas representados por los estratos uno y dos, y de mayor cobertura (> 80%) representan un almacén promedio de $141.7 \text{ Mg C ha}^{-1} \pm \text{IC}_{95} 31.2$ y $153.7 \text{ Mg C ha}^{-1} \pm \text{IC}_{95} 48.2$ respectivamente. Juntos representan para la APFFLT una reserva total de $\approx 4 \text{ Tg CO}_2 \text{ eq.} \pm \text{IC}_{95} 79.5$ que significan el 48.15% de todas las reservas calculadas para este sitio. Los fondos de mayor extensión e importancia por las reservas de carbono que representan son los dominados principalmente por camas mono-específicas de Tt y Hw, y camas dominadas por Sf con Hw con coberturas $\approx 70\%$. Estos fondos significan poco más de la mitad (51.9%) de todo el carbono almacenado por pastos marinos en la reserva. Sin embargo, la distribución espacial de las reservas de carbono (Fig. 44) muestra un mayor almacén hacia la parte Este de la APFFLT donde predominan principalmente fondos de Tt.

Partiendo del análisis espacial de las coberturas de los diferentes tipos de pastos marinos y los almacenes de carbono orgánico que contienen las praderas del APFFLT, se obtuvo que el promedio es de $155.25 \pm 51 \text{ Mg C ha}^{-1}$ y que por su extensión se tiene almacenado en los pastos marinos de esta localidad 2.17 Tg C ($7.94 \text{ Tg CO}_2 \text{ eq.}$). Considerando que las emisiones anuales de $\text{CO}_2 \text{ eq.}$ por consumo de hidrocarburos “per capita” es de 3.7 Mg (INECC-Semarnat, 2013), la conservación de las praderas de pastos marinos de la APFFLT mitiga las emisiones de 2.1 millones de personas.



Figura 77. Almacenes de Carbono Azul en los pastos marinos de las APFFLT. Elaboración propia.

Tabla 28. Reservas totales de carbono (Tg C) por clases de pastos marinos de la APFFLT. Elaboración propia.

Estrato (Coberturas %)	Especies	Promedio (Mg C ha ⁻¹)	D.E (Mg C ha ⁻¹)	IC 95 (Mg C ha ⁻¹)	Área (ha)	Almacenes de Carbono Total (Tg C)
90 - 100	(Tt - Hw - Sf) (Tt - Sf)	153.7	40.9	± 48.2	4,168.7	0.65
80 - 90	(Tt - Hw)	141.7	46.6	± 31.2	3,240.5	0.46
70 - 80	(Tt) (Sf - Hw)	183.6	73.9	± 70.4	6,015.5	1.10
< 70	(Hw)	142.0	42.6	± 190.2	563.4	0.08

Thalassia testudinum (Tt), *Syringodium filiforme* (Sf) y *Halodule wrightii* (Hw)

III.2.2. Carbono Azul de Pastos Marinos en La Reserva de la Biosfera de Sian Ka'an

Almacén de Carbono por Zonas Geográficas

Los almacenes de carbono de la RBSK mostraron un gradiente espacial reflejado en los almacenes promedio por zonas geográficas (Fig. 45). La zona norte presentó mayor almacén tanto aéreo vivo ($0.2 \pm 0.12 \text{ Mg C ha}^{-1}$) como subterráneo ($0.5 \pm 0.85 \text{ Mg C ha}^{-1}$) en raíces y $176.8 \pm 112.76 \text{ Mg C ha}^{-1}$ en sedimento. La Zona Sur representa el 88.5% del almacén estimado para la Zona Norte, pero con menor aporte por biomasa viva de pastos (50% menor) y hojas muertas (33% menor), lo que sugiere una menor producción y desarrollo de pastos marinos para esta zona.

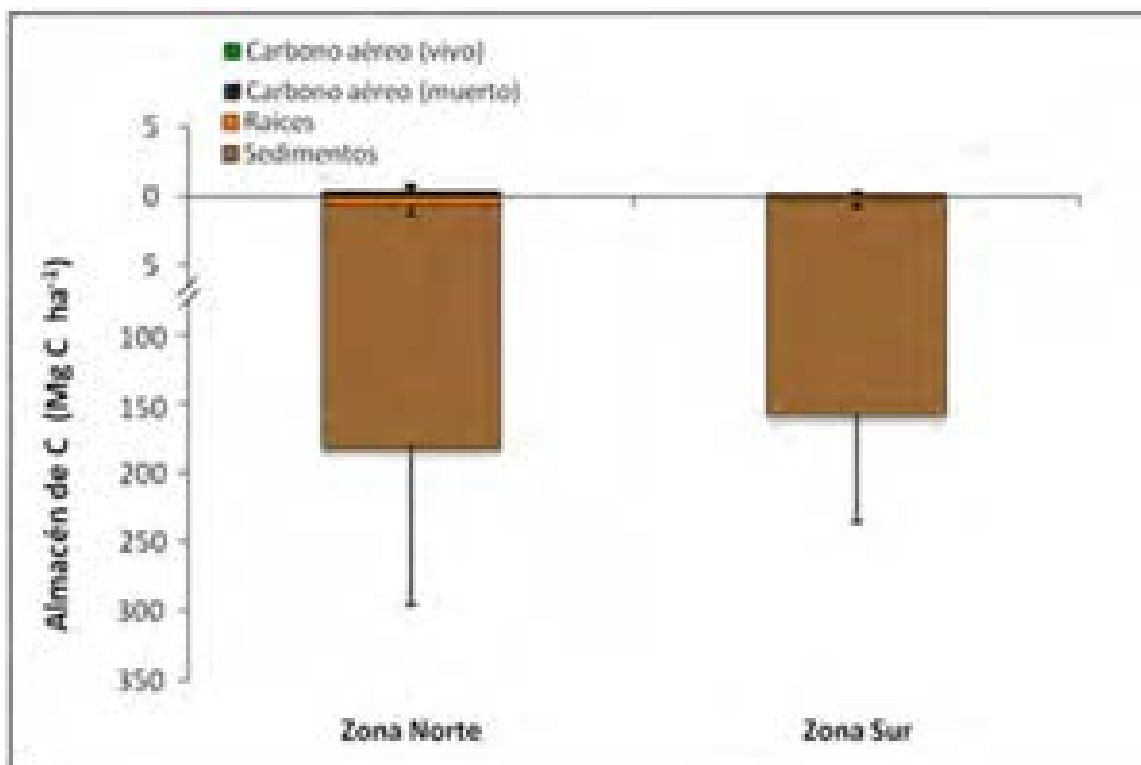


Figura 78. Almacenes de Carbono de Pastos Marinos por zonas geográficas de la RBSK. Eje quebrado para el eje de las Y para representar el almacén subterráneo porque sus magnitudes son mayores que el almacén aéreo. Elaboración propia.

Almacén de Carbono por Salinidad

La variación de la salinidad sobre los almacenes de carbono se muestra en la figura 46. Zonas con salinidad más altas (Euhalinas) presentan un menor almacén promedio ($155.25 \pm 70.42 \text{ Mg C ha}^{-1}$) con bajos aportes por biomasa viva de pastos ($0.6 \pm 0.94 \text{ Mg C ha}^{-1}$ y $0.1 \pm 0.10 \text{ Mg C ha}^{-1}$ para raíces y hojas respectivamente). Por el contrario, zonas con menor influencia salina (Mixohalinas) presentan un mayor almacén de carbono total ($170.28 \pm 170.26 \text{ Mg C ha}^{-1}$) pero con menor relevancia el aportado por biomasa viva (50% menos respecto a zonas euhalinas).

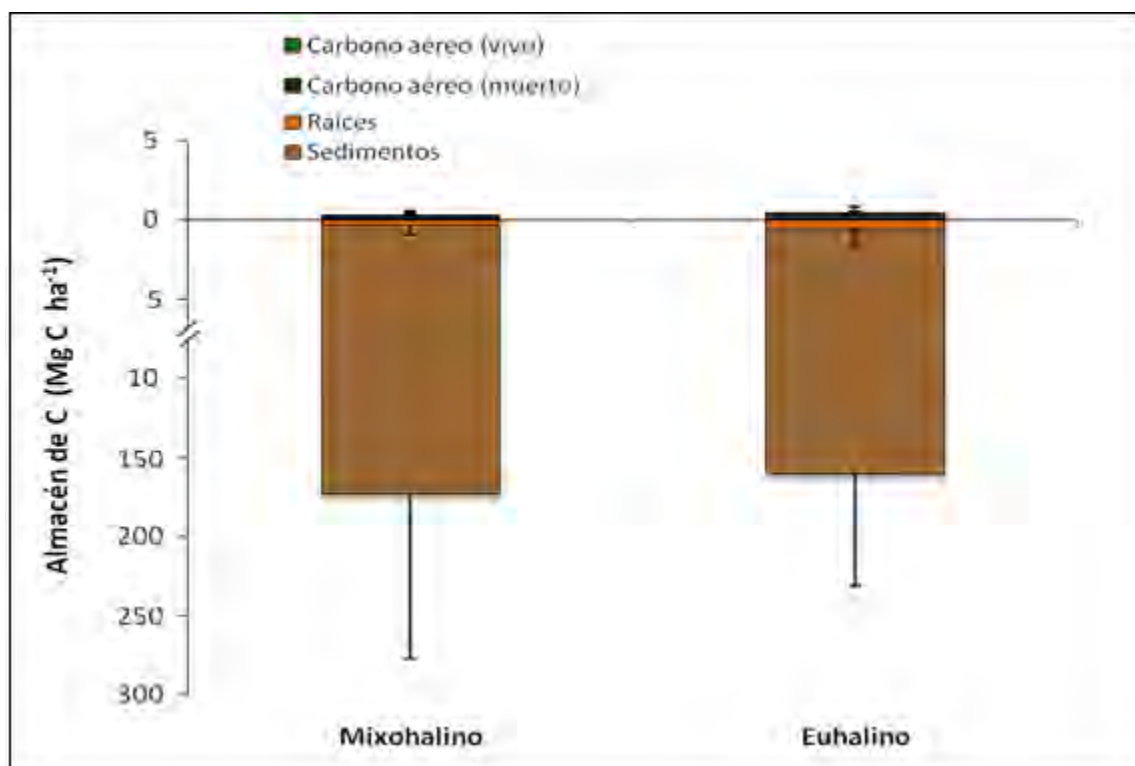


Figura 79. Almacén de carbono en pastos marinos para zonas Mixohalinas (19 – 37 ups) y Euhalinas (37 – 42 ups). Eje quebrado para el eje de las Y para representar el almacén subterráneo porque sus magnitudes son mayores que el almacén aéreo. Elaboración propia.

Almacén de Carbono por Profundidad

La variación de los almacenes de carbono de acuerdo con la profundidad (Fig. 47) no mostró un patrón evidente. Las zonas de mediana profundidad con almacenes totales de 153.54 ± 96.302

Mg C ha⁻¹ con mayor aporte por biomasa de raíces (0.3 ± 0.64 Mg C ha⁻¹). Por otro lado, las zonas someras fueron donde el aporte por biomasa viva fue mayor (0.10 ± 0.76 Mg C ha⁻¹) respecto a las demás zonas, sugiriendo mayor condición y prevalencia de praderas de pastos marinos hacia esta zona. El aporte por hojas muertas también fue mayor (0.5 ± 0.71 Mg C ha⁻¹). La zona profunda se caracterizó por presentar los mayores almacenes en sedimento (243.83 ± 112.87 Mg C ha⁻¹) aunque con mayor variación.

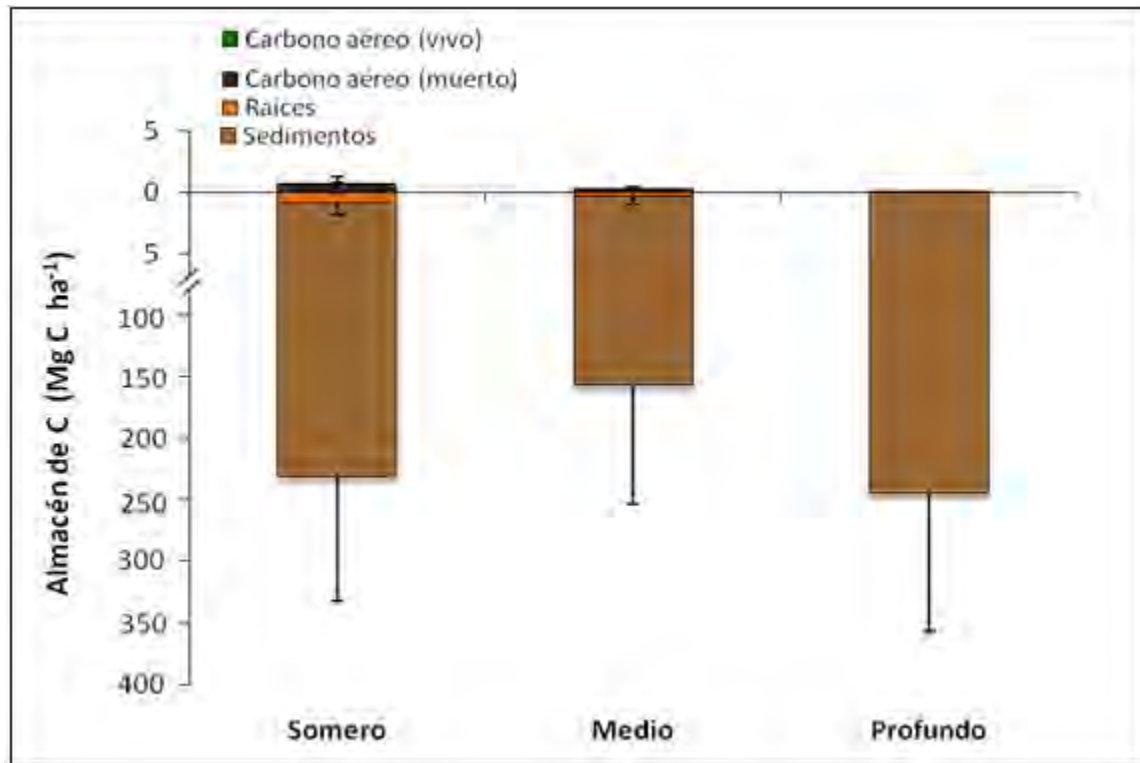


Figura 80. Almacenes de carbono en pastos marinos para zonas someras (0–1 m), zonas medias (1–3 m) y zonas profundas (3–5 m). Eje quebrado para el eje de las Y para representar el almacén subterráneo porque sus magnitudes son mayores que el almacén aéreo. Elaboración propia.

Distribución de pastos marinos en La Reserva de la Biosfera de Sian Ka'an

El análisis supervisado del fondo marino muestra hacia la zona Norte de la RBSK coberturas que varían entre el 10% y 90% dominando parches monoespecíficos de (Tt), y presencia considerable de macroalgas; principalmente del género *Penicillium*; su distribución no es

uniforme, por lo que está conformada de parches discontinuos sobre las clases que lo conforman (clases 4 y 5), lo que podría explicar sus bajos valores de concordancia (70 y 47.1%).

Para la zona Sur prevalecen coberturas bajas (< 10%) constituidas por tres estratos con moderados valores de concordancia (del 57% al 100%). Estos fondos los representan camas monoespecíficas de (Hw) y (Tt), y multiespecíficas con asociación de estas últimas dos especies. Por otro lado, hacia la parte más sureste de la bahía se presentaron fondos con coberturas de medias a altas (del 30 al 90%), principalmente hacia la zona más somera (Tabla 17).

Finalmente, los fondos cubiertos por pastos representan para la RBSK una superficie de 57,392.34 ha, con mayor extensión de las camas con coberturas entre 10% y 30% (25,852.08 ha) (Fig. 48). Finalmente, la exactitud de las áreas de distribución de pastos marinos mostró una concordancia moderada según el valor de Kappa (45.85%) y la escala Landis y Koch (1977), lo que sugiere una clasificación de los fondos aceptable, pero con errores debido a la distribución fragmentada de las camas de pastos marinos. Imágenes de mayor resolución especial acompañada de sitios de verificación podría aumentar la exactitud.

Tabla 29. Extensión de los estratos clasificados de RBSK y su concordancia expresada como la exactitud del usuario en la clasificación (errores de comisión). Exactitud global (Kappa= 45.9%). Elaboración propia.

ESTRATO (Coberturas %)	ESPECIES	Extensión (ha)	Concordancia (%)
30 - 90	(Tt - Mc)	16,502	70
10 - 30	(Tt)	25,852	47.1
5 - 10	(Hw)	2,403	100
1 - 5	(Hw - Tt)	12,633	60
0 - 1	(Tt)	15,294	57.1

Halodule wrightii (Hw), *Thalassia testudinum* (Tt), Macro algas (Mc)



Figura 81. Distribución de la cobertura de fondos dominados por pastos marinos en la RBSK. Elaboración propia.

Carbono Ecosistémico de la Reserva de la Biosfera de Sian Ka'an

Los fondos de pastos marinos se encuentran dominados principalmente por 4 estratos con diferentes porcentajes de cobertura (Tabla 18). Camas mono-específicas representados por los estratos uno y dos, y de mayor cobertura (> 10%) representan un almacén promedio de 212.6 Mg C ha⁻¹ ± IC₉₅ 48.62 y 98.4 Mg C ha⁻¹ ± IC₉₅ 36.4 respectivamente. Juntos representan para la RBSK una reserva total de 22.2 Tg CO_{2eq} ± IC₉₅ 84.9 que representan poco más de la mitad de todas las reservas (52%) para este sitio. Los fondos de mayor extensión e importancia por las reservas de carbono que representan son los dominados principalmente por camas Tt con Macroalgas (Mc) con coberturas variables del 30 al 90%. La distribución espacial de las reservas de carbono (Fig. 49) muestra mayor almacén hacia la parte media de la bahía, principalmente en fondos dominados por Hw y Tt de baja cobertura (5%), y hacia la parte Sur de la RBSK sobre fondos de Tt con Macroalgas (Mc).

De acuerdo con el análisis espacial de las coberturas de los diferentes tipos de pastos marinos y los almacenes de carbono orgánico que contienen las praderas de la RBSK, se obtuvo que el promedio es de 166.9 ± 96.5 Mg C ha⁻¹ y que por su extensión se tiene almacenado 12.1 Tg C (44.5 Tg CO₂ eq.). Considerando que las emisiones anuales de CO₂ eq. por consumo de

hidrocarburos “per capita” son de 3.7 Mg (INECC-Semarnat, 2013), la conservación de las praderas de pastos marinos de la RBSK mitiga las emisiones de 12.0 millones de personas.

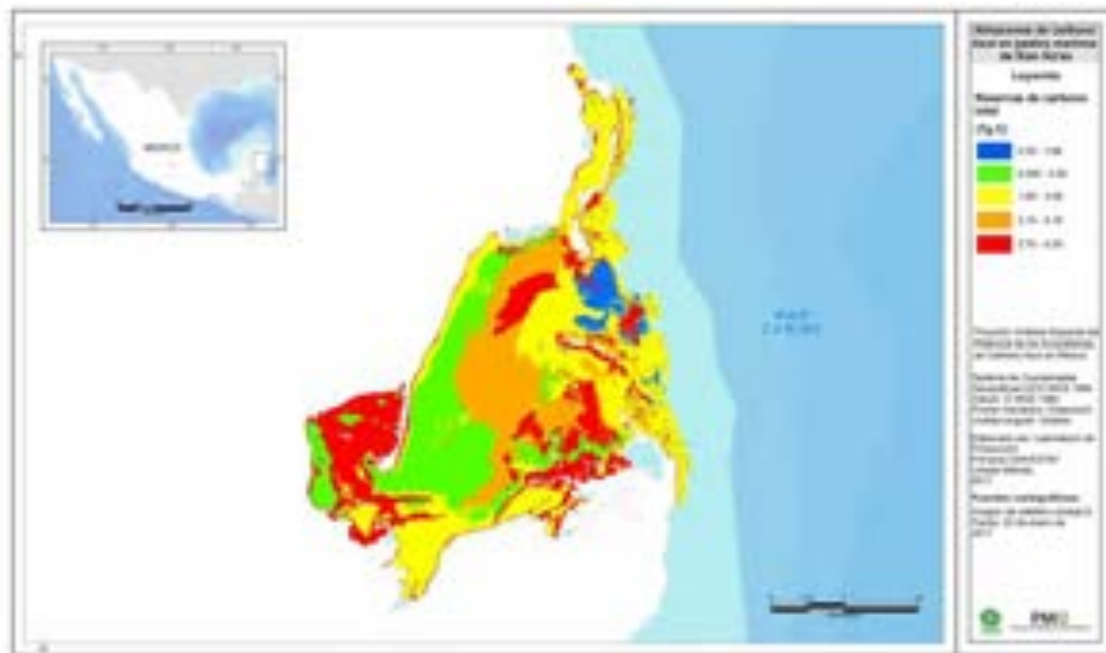


Figura 82. Reservas de Carbono Azul en pastos marinos de la RBSK. Elaboración propia.

Tabla 30. Reservas totales de carbono por clases de pastos marinos de la RBSK. Elaboración propia.

ESTRATO (Coberturas %)	ESPECIES	Promedio (Mg C ha ⁻¹)	DE (Mg C ha ⁻¹)	IC 95 (Mg C ha ⁻¹)	N	Área (ha)	Almacenes de Carbono Total (Tg C)
30 - 90	(Tt - Mc)	212.6	78.4	± 48.6	9	16,502	3.5
10 - 30	(Tt)	98.4	70.1	± 36.4	11	25,852	2.5
5 - 10	(Hw)	411.4	123.4	± 290	2	2,403	1
1 - 5	(Hw - Tt)	210.1	54.9	± 40.3	7	12,633	2.7
0 - 1	(Tt)	124.2	77.3	± 104.9	3	15,294	1.9

Halodule wrightii (Hw), *Thalassia testudinum*(Tt), Macro algas (Mc). DE= Desviación estándar; IC= Intervalo de Confianza.

III.2.3. Carbono Azul de Pastos Marinos en La Reserva de la Biosfera Los Petenes (RBLP)

Almacén de Carbono por Zonas Geográficas

Los almacenes de carbono de la RBLP fueron mayores hacia la Zona Norte y Sur con promedio de $101.5 \pm 44.7 \text{ Mg C ha}^{-1}$ y $81.8 \pm 43 \text{ Mg C ha}^{-1}$ respectivamente (Fig. 50). El componente aéreo (vivo y muerto) fue de mayor a menor de la Zona Sur ($1.4 \pm 1.2 \text{ Mg C ha}^{-1}$) a la Zona Norte ($0.57 \pm 0.74 \text{ Mg C ha}^{-1}$). La Zona Central fue la que presentó menor almacén de carbono en los sedimentos ($65.3 \pm 36.6 \text{ Mg C ha}^{-1}$) pero con aportes similares (28%) en raíces que los que aporta la Zona Norte ($1.56 \pm 2.2 \text{ Mg C ha}^{-1}$).

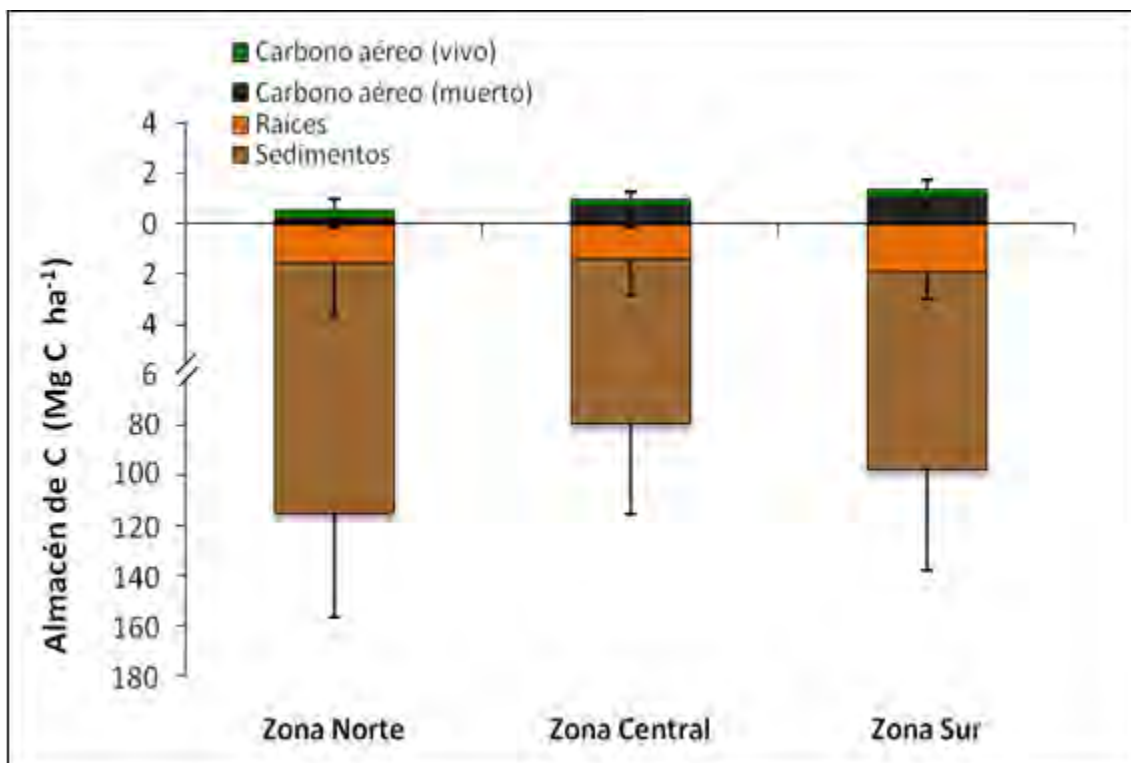


Figura 83. Almacenes de carbono en pastos marinos por zonas geográficas de la RBLP. Eje quebrado para el eje de las Y para representar el almacén subterráneo porque sus magnitudes son mayores que el almacén aéreo. Elaboración propia.

Almacén de Carbono por Salinidad

Zonas de baja salinidad (Mixohalinas) presentaron el menor almacén de carbono por biomasa de pastos marinos ($0.34 \pm 0.1 \text{ Mg C ha}^{-1}$; $0.05 \pm 0.01 \text{ Mg C ha}^{-1}$ y $0.02 \pm 0.01 \text{ Mg C ha}^{-1}$ para raíces, hojas muertas y vivas respectivamente). El aporte por la biomasa de pastos marinos se incrementa conforme aumenta la salinidad hacia Zonas Hiperhalinas ($2.30 \pm 1.6 \text{ Mg C ha}^{-1}$; $1.6 \pm 1.0 \text{ Mg C ha}^{-1}$ y $0.5 \pm 0.5 \text{ Mg C ha}^{-1}$ para raíces, hojas muertas y vivas respectivamente). Los almacenes de carbono en sedimentos varían de manera similar para zonas Mixohalinas ($94 \pm 28.2 \text{ Mg C ha}^{-1}$) y Ehulinas ($84.2 \pm 41.1 \text{ Mg C ha}^{-1}$), sin embargo, para zonas hiperhalinas fue ligeramente menor ($64.78 \pm 38.8 \text{ Mg C ha}^{-1}$) (Fig. 51).

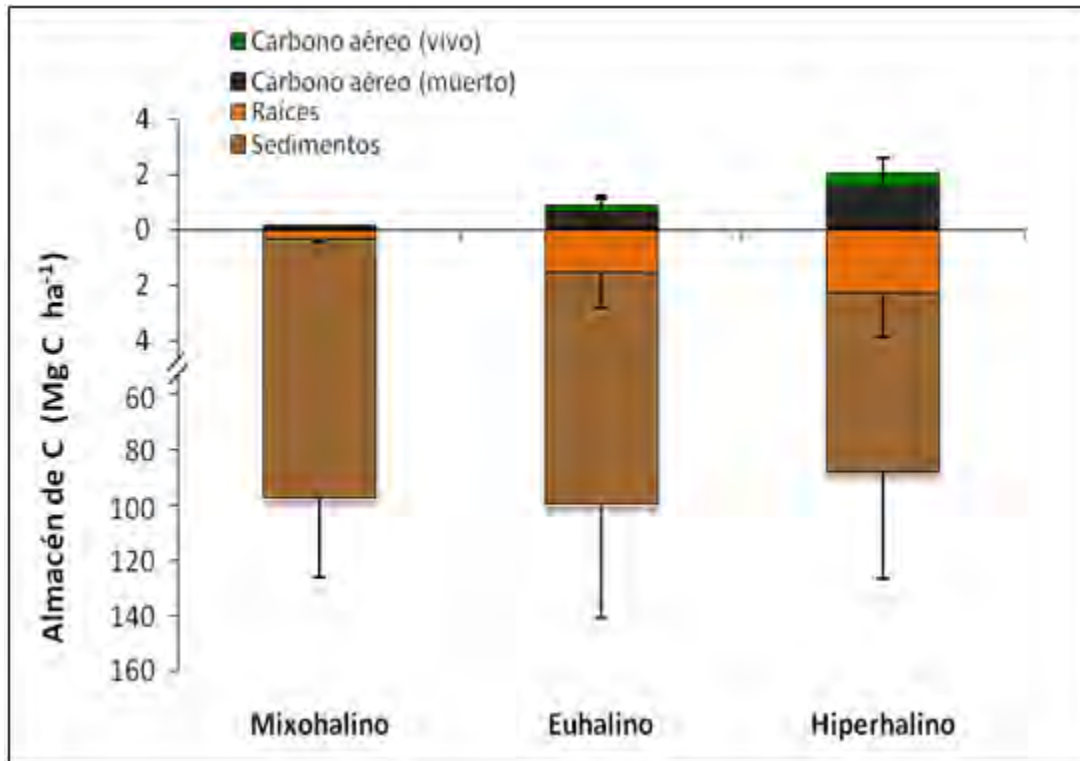


Figura 84. Almacén de carbono en pastos marinos para zonas Mixohalinas (19–37 ups) y Euhalinas (37–42 ups) e Hiperhalinas (42–47 ups) de la RBLP. Eje quebrado para el eje de las Y para representar el almacén subterráneo porque sus magnitudes son mayores que el almacén aéreo. Elaboración propia.

Almacén de Carbono por Profundidad

La variación de los almacenes de carbono vivo y en sedimento responde de manera inversa con respecto a la profundidad en la RBLP. Se observa una respuesta positiva en la concentración de carbono en forma de biomasa viva conforme disminuye la profundidad. Las Zonas Someras son las que presentaron los mayores almacenes de carbono vivo ($3.1 \pm 1.5 \text{ Mg C ha}^{-1}$ en raíces, $1.63 \pm 1.0 \text{ Mg C ha}^{-1}$ en hojas muertas y $0.32 \pm 0.14 \text{ Mg C ha}^{-1}$ en hojas vivas. Conforme aumenta la profundidad el almacén en biomasa disminuye aproximadamente un 40% ($3.23 \pm 2.79 \text{ Mg C ha}^{-1}$ en zonas medias y $1.64 \pm 1.22 \text{ Mg C ha}^{-1}$ en zonas profundas), mientras que el almacén en sedimentos aumenta aproximadamente en un 30 % ($55.6 \pm 15.4 \text{ Mg C ha}^{-1}$ para zonas someras; $74.59 \pm 40.9 \text{ Mg C ha}^{-1}$ para zonas medias y $94.65 \pm 43.77 \text{ Mg C ha}^{-1}$ para zonas profundas) (Fig. 52).

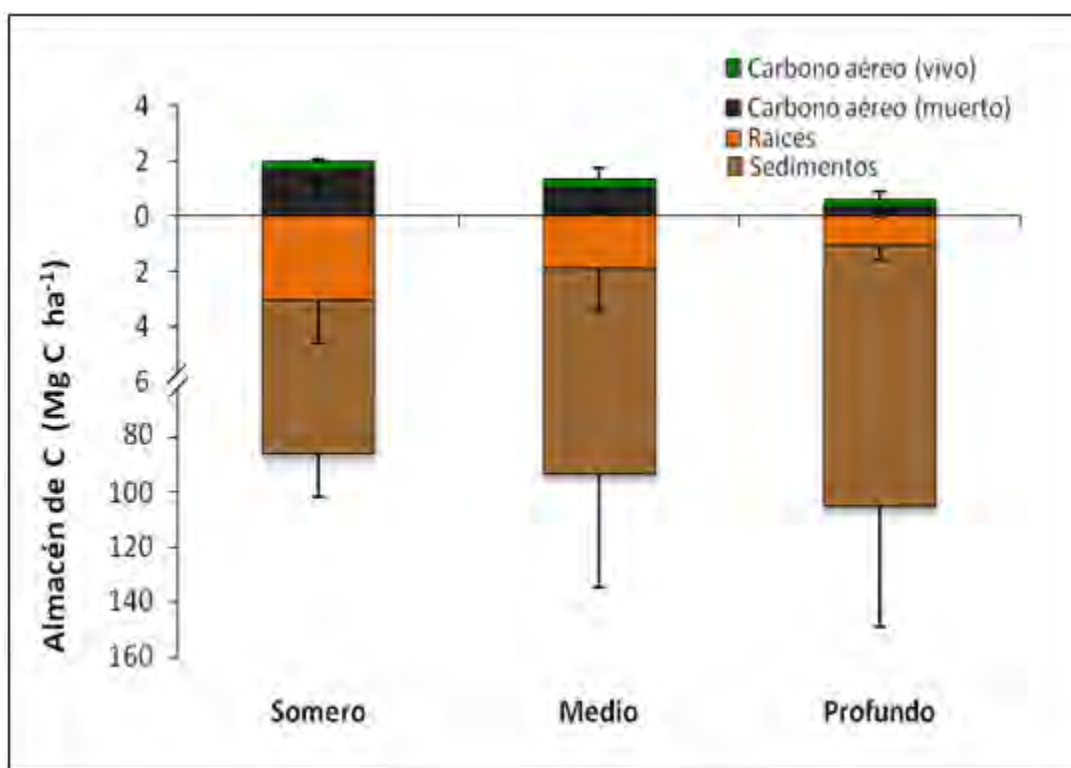


Figura 85. Almacenes de carbono en pastos marinos para zonas someras (0–1 m), zonas medias (1–3 m) y zonas profundas (3–5 m) de la RBLP. Eje quebrado para el eje de las Y para representar el almacén subterráneo porque sus magnitudes son mayores que el almacén aéreo. Elaboración propia.

Distribución y coberturas de pastos marinos en la Reserva de la Biosfera Los Petenes

Los pastos de la RBLP fue el de mayor extensión y complejidad de los sitios piloto seleccionados. Este sitio tiene presencia de las tres especies de pastos marinos (Tt- Hw – Sf) con grandes extensiones y altos porcentajes de cobertura. El análisis supervisado del fondo marino mostró la presencia de una extensa franja de pastos marinos de entre 80 – 100% de cobertura que recorre toda la reserva desde la zona Norte a la Sur. Un segundo fondo conformado por Tt y Sf con coberturas del 60 – 80% fue el de mayor extensión, y se encuentra en la transición entre zonas someras a medias (Tabla 19).

Los fondos dominados principalmente por Tt y asociaciones multiespecíficas entre las tres especies (Tt – Hw – Sf) con bajos porcentajes de cobertura (30 – 60%) hacia las zonas más someras de la reserva, pasando de dominar Tt en la zona Sur, a dominar Sf y Hw hacia la zona Norte.

Finalmente, los fondos cubiertos por pastos marinos representan para la RBLP una superficie de 126,890.8 ha, con mayor extensión de las camas con coberturas mayores entre 60% y 80% (60,768.3 ha) (Fig. 53). La exactitud de las áreas de distribución de pastos marinos fue considerable según el valor de Kappa (73%) y la escala Landis y Koch (1977), lo que sugiere una clasificación de los fondos aceptable.

Tabla 31. Extensión de los estratos clasificados de RBSK y su concordancia expresado como la exactitud del usuario en la clasificación (errores de comisión). Exactitud global (Kappa= 45.9%). Elaboración propia.

ESTRATO (Coberturas %)	ESPECIES	Extensión (ha)	Concordancia (%)
80 – 100	(Sf -Tt) (Sf) (Tt) (Tt - Hw)	39,646	93.5
60 - 80	(Tt) (Sf) (Tt - Sf)	60,768	70.6
30 – 60	(Tt) (Tt - Sf - Hw)	6,821	52.9
< 30	(Tt-Mc) (Sf - Tt)	19,653	92.3

Halodule wrightii (Hw), xx (Tt), Macro algas (Mc) *Thalassia testudinum* (Tt), *Syringodium filiforme* (Sf)

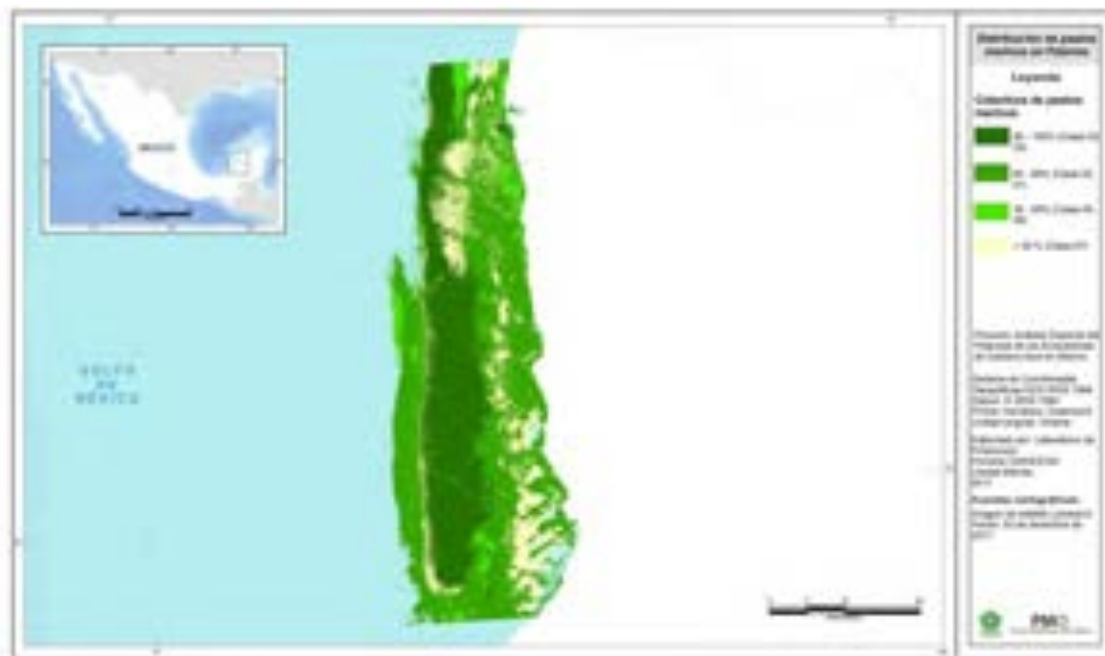


Figura 86. Distribución de la cobertura de fondos dominados por pastos marinos en la RBLP. Elaboración propia.

Carbono Azul Ecosistémico de la Reserva de la Biosfera Los Petenes

Los fondos de pastos marinos se encuentran dominados principalmente por 4 estratos con diferentes porcentajes de cobertura (Tabla 20). Para todos los estratos las praderas de pastos marinos fueron conformadas por asociaciones multi-específicas con las tres especies y macroalgas (Mc) del género *Caulerpa* principalmente. Los fondos formados por los estratos de mayor cobertura (60-80% y 80-100%) representan un almacén promedio de $157.9 \text{ Mg C ha}^{-1} \pm \text{IC}_{95} 39.1$. Juntos representan para la RBPT una reserva total de $28.6 \text{ Tg CO}_2\text{eq} \pm \text{IC}_{95} 39.2$ que son más de la mitad de todas las reservas (75%) para este sitio. Fondos dominados principalmente por praderas monoespecíficas de Tt y Sf ó en asociación Tt-Sf con coberturas del 60 al 80% por su extensión y reservas de carbono, son los de mayor importancia para la RBLP. Esta dominancia de especies hacia la Zona Somera y Profunda de la RBLP configura la distribución espacial de las mayores reservas de carbono (Fig. 54). Por otro lado, la presencia de praderas monoespecíficas de Sf, Hw y en menor medida Tt a lo largo de toda la reserva significan el segundo estrato de mayor importancia ($84.8 \text{ Mg C ha}^{-1} \pm 45.5$ con el 31% de la superficie total de la reserva).

De acuerdo con el análisis espacial de las coberturas de los diferentes tipos de pastos marinos y los almacenes de carbono orgánico que contienen las praderas de la RBLP, se estimó que el promedio es de $89 \pm 42.2 \text{ Mg C ha}^{-1}$ y que por su extensión (126,890.8) se tiene almacenado en los pastos marinos de esta localidad 10.3 Tg C (37.9 Tg CO₂ eq.) por lo que la conservación de las praderas de pastos marinos de la RBLP mitiga las emisiones de 10.2 millones de personas.

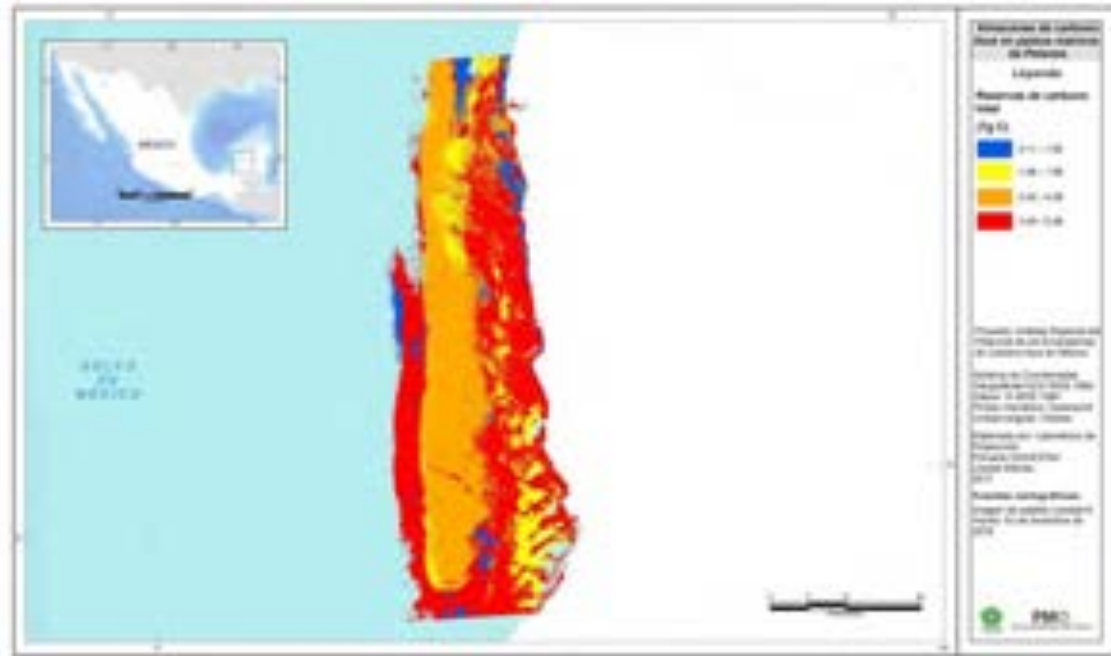


Figura 87. Reservas de Carbono Azul en pastos marinos de la RBLP. Elaboración propia.

Tabla 32. Reservas totales de carbono (Tg C) por clases de pastos marinos de la RBLP. Elaboración propia.

Estrato Coberturas %	Especies	Promedio (Mg C ha ⁻¹)	DE (Mg C ha ⁻¹)	IC 95 (Mg C ha ⁻¹)	n	Área (ha)	Almacenes de Carbono Total (Tg C)
80 – 100	(Sf -Tt) (Sf) (Tt) (Tt - Hw)	84.8	45.5	± 23.6	12	39,646.8	3.4
60 – 80	(Tt) (Sf) (Tt - Sf)	73.1	41.4	± 15.5	21	60,768.3	4.5
30 – 60	(Tt) (Tt - Sf - Hw)	110.4	69.4	± 94.2	3	6,821.8	0.75
< 30	(Tt-Mc) (Sf - Tt)	87.8	28.2	± 13.3	14	19,653.7	1.7

IV. ESCENARIOS

IV.1 Escenarios de cambio de cobertura de manglares de acuerdo con el Incremento del Nivel Medio del Mar (INMM).

Los efectos del cambio climático constituyen una amenaza adicional a las amenazas naturales y de origen antrópico a las que se encuentran expuestos los ecosistemas costeros.

México cuenta con más de 11,000 km de litoral y se ubica en una zona de gran influencia de fenómenos meteorológicos (Rowley *et al.*, 2007; Gutiérrez y Espinoza, 2010; Ramírez y Torres, 2010), por lo que es de vital importancia conocer la manera en la que los ecosistemas costeros harán frente al incremento del nivel medio del mar (INMM), el cual trae consigo cambios en oleajes y mareas, modificaciones en la morfología costera principalmente erosión de playas. Se espera que el incremento del nivel medio del mar tenga como consecuencia la pérdida de humedales debido a que cambiará los patrones de inundación en las áreas en las que se distribuyen.

Para una evaluación completa de la vulnerabilidad de estos ecosistemas, se requiere de información específica de topografía a escala de centímetros y de proyecciones locales del INMM para cada sitio de interés, las cuales no existen o no se encuentran disponibles. En México no existe información o mapas topo-batimétricos de la zona costera a la escala requerida (centímetros) para establecer escenarios precisos de vulnerabilidad al INMM. Existen problemas metodológicos y técnicos que aún están resolviéndose por la comunidad científica para contar con estas capas de datos.

De manera general se obtienen algunas aproximaciones de los cambios en el nivel del mar a partir de información satelital para las costas en general. Sin embargo, por el grado de precisión no existen datos para localidades específicas. Adicionalmente, se sabe que para determinar qué tan vulnerables son los manglares ante el INMM se debe tomar en cuenta información de largo plazo relacionada con los procesos que se presentan en los sedimentos como acreción, acumulación, importación y por otro lado, erosión y subsidencia; el balance entre la ganancia y pérdida de sedimento, junto con la topografía, determinan en gran medida la vulnerabilidad de estos ecosistemas, ya que permiten descifrar si la dinámica de sedimentos permite hacer frente o no al incremento del nivel del mar (Cahoon *et al.*, 2002; Ellison, 2012; Herrera-Silveira *et al.*, 2014; Cinco-Castro, 2016) .

De acuerdo con diversas proyecciones bajo diferentes escenarios, se espera que se produzca elevación del nivel del mar de 18 a 59 cm (Torres Rodríguez *et al.*, 2010) pudiendo llegar hasta 1 m (IPCC, 2014). Por tal motivo se decidió utilizar el criterio de cambios en la topografía a partir de información local de la península de Yucatán (Morales *com. pers.*) como una primera aproximación. A partir de transectos topográficos mar-tierra con estaciones de GPS diferenciales se determinó que para observar un cambio en la topografía de 0.5 m se requieren 6 km tierra adentro, mientras que para que el cambio sea de 1 m se requieren 17 km. Considerando que los sitios presentan características topográficas diferentes y que la información debe ser manejada con precaución y de manera conservadora, bajo estos escenarios se construyeron mapas para cada uno de los sitios piloto.

Los resultados indican que si el incremento del INMM es de 0.5 m (Escenario 1) en Laguna de Términos se verán afectadas alrededor de 118,809 ha de manglar, lo que representa el 93% del manglar total; mientras que si dicho incremento es de 1 m (Escenario 2), se perderá la totalidad de manglares en el APFFLT (Fig. 55). De acuerdo con ambos escenarios, en la RBLE los manglares podrían desaparecer por completo (Fig. 56). Sin embargo, debe tomarse en cuenta que no existe información específica para el área que determine la influencia que los ríos y su dinámica pueden tener en la vulnerabilidad de estos ecosistemas. Por otro lado, de acuerdo con el Escenario 1 en Sian Ka'an se perderán alrededor de 53,185 ha (79%) de manglar en la zona; mientras que en el Escenario 2 la pérdida es del 97% (65,364 ha) (Fig. 57).

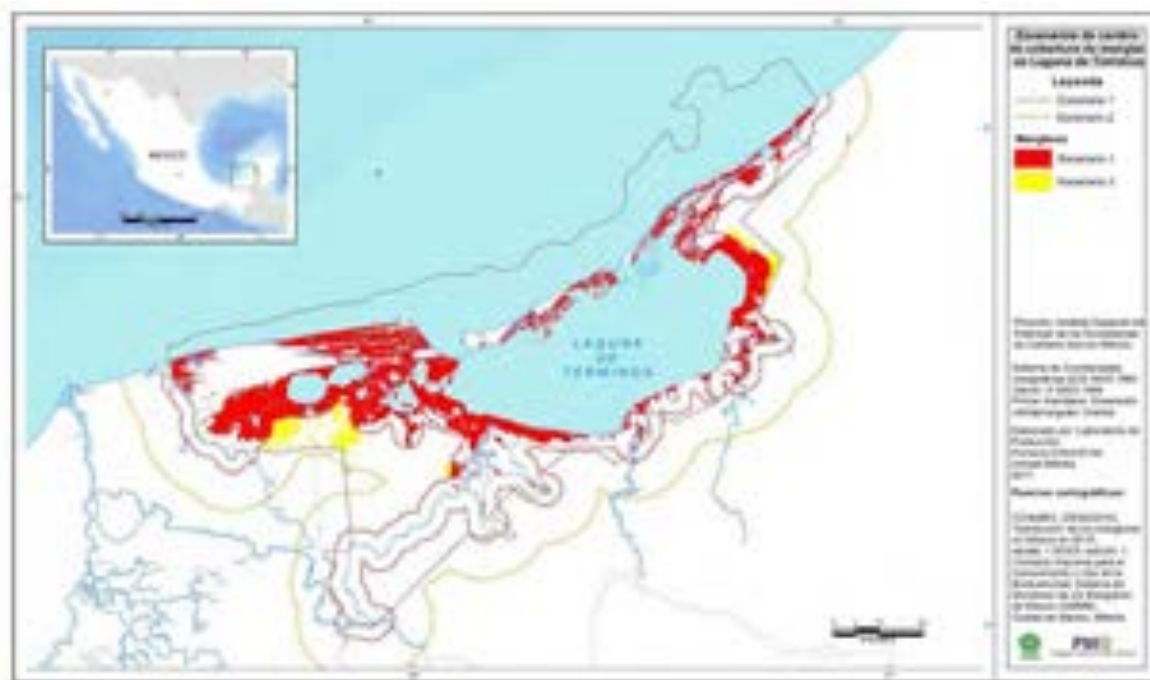


Figura 88. Vulnerabilidad de manglares de Laguna de Términos ante el incremento del nivel medio del mar. Escenario 1: Incremento de 0.5 m. Escenario 2: Incremento de 1 m. Elaboración propia.

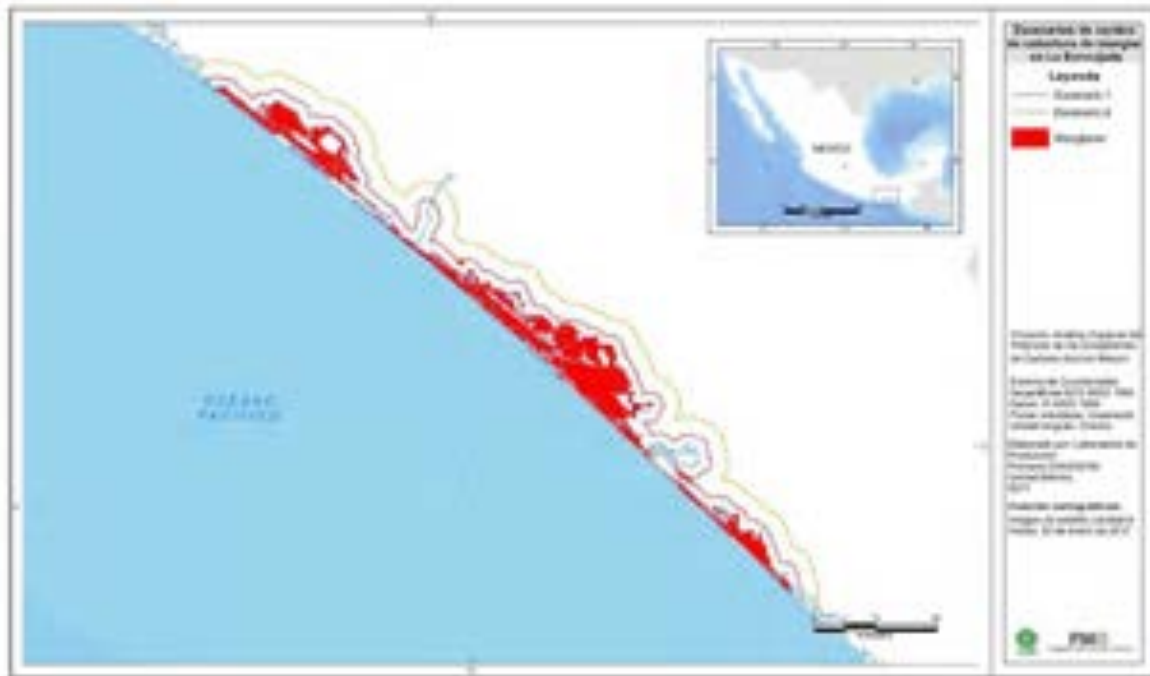


Figura 89. Vulnerabilidad de manglares de La Encrucijada ante el incremento del nivel medio del mar. Escenario 1: Incremento de 0.5 m. Escenario 2: Incremento de 1 m. Elaboración propia.



Figura 90. Vulnerabilidad de manglares de Sian Ka'an ante el incremento del nivel medio del mar. Escenario 1: Incremento de 0.5 m. Escenario 2: Incremento de 1 m. Elaboración propia.

De acuerdo con Bello *et al.* (2009) el conjunto de humedales del noreste de la Península de Yucatán (PY) se encuentra en la ciénega más extensa de la península de Yucatán dada la elevación del terreno y la inclinación de la plataforma yucateca, lo cual incrementa el área de afectación hasta 16 km tierra adentro en caso de que el INMM sea de 1 m. Dada la topografía del Golfo de México y el Mar Caribe, Laguna de Términos y Sian Ka'an corresponden con estas características de grandes plataformas carbonatadas relativamente planas y cualquier cambio en el nivel del mar involucra cambios en el interior de la zona continental incrementando la vulnerabilidad de toda la región. Por otro lado, en la costa del Pacífico donde se ubica La Encrucijada, existen cambios en altitud en distancias relativamente cortas, lo cual podría ser una limitante para que los manglares puedan moverse tierra adentro, ya que el espacio para la migración horizontal está limitado por la topografía natural.

Considerando que el INMM en el Golfo de México es de 3.0 mm/año, la región de Laguna de Términos se inundaría 0.5 m en aproximadamente 166 años. En la zona de La Encrucijada este incremento en el nivel del mar se daría en 172 años tomando en cuenta la tendencia global del incremento del nivel del mar (2.9 mm/año), mientras que en Sian Ka'an este nivel de incremento se alcanzaría en 208 años, ya que el incremento del nivel del mar para el Caribe es de 2.4 mm anuales (Fig. 58).

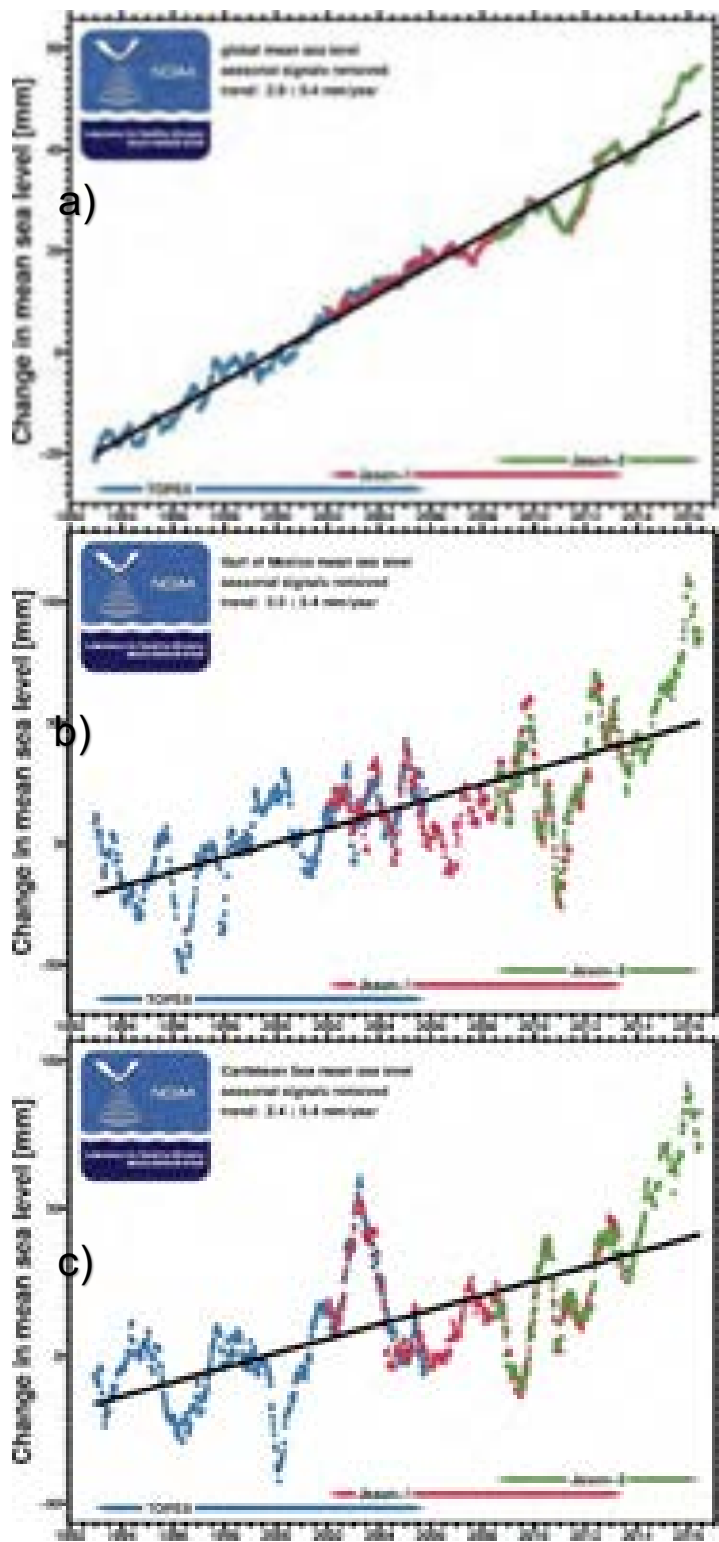


Figura 91. Tendencias del nivel medio del mar: a) Global (2.9 ± 0.4 mm/año), b) Golfo de México (3.0 ± 0.4 mm/año) y c) Mar Caribe (2.4 ± 0.4 mm/año). Tomado de Cinco-Castro (2016).

Es importante mencionar que, dada la ausencia de información específica, estas aproximaciones se realizaron partiendo de la premisa de que el nivel del suelo no cambia con el tiempo por los procesos de acreción/subsidencia y de que los manglares no tendrían la posibilidad de migrar tierra adentro. Estas características son el tipo de información sitio-específica que se requiere para la evaluación precisa de la vulnerabilidad de estos ecosistemas.

A partir de lo anterior, se concluye que sin la información adecuada no se pueden estimar con precisión los efectos que tendrá el INMM sobre los manglares, ya que se requieren datos de topografía a escalas de centímetros, la existencia de mareógrafos locales y la implementación de dispositivos de medición de acreción y subsidencia, como los SET (Surface Elevation Table), así como complementar información del estado mismo del ecosistema (factores de sensibilidad), y de su interacción con las poblaciones humanas adyacentes (factores de capacidad adaptativa) que pudieran incidir en la vulnerabilidad de los manglares (Ellison, 2012).

IV.2 Escenarios de cambio de cobertura de pastos marinos por la disminución de la transparencia en la columna de agua.

Efectos del cambio climático implica diversas consecuencias para los hábitats de la zona costera (IPCC, 2007), que pueden reflejarse en el deterioro de estos ecosistemas por presiones adicionales a las naturales. Actualmente, los ecosistemas de pastos marinos experimentan un declive a nivel mundial que va del 1 al 2% al año (Larkum *et al.*, 2006; Orth *et al.*, 2006) con tasas más aceleradas en la última década (Borum *et al.*, 2004). Esta disminución en las coberturas a nivel mundial de pastos marinos se debe principalmente a la disminución en la transparencia del agua (Dennison *et al.*, 1993) inducida por procesos de eutrofización como consecuencia del crecimiento de epífitas sobre las hojas de pastos marinos y fitoplancton en la columna de agua (Twilley *et al.*, 1985), así como por factores físicos como erosión y enterramiento (Larkum *et al.*, 2006; Orth *et al.*, 2006), estos factores, disminuyen la disponibilidad de luz sobre la columna de agua, aminorando los procesos de fotosíntesis de los pastos marinos y crecimiento de la planta.

Camas de pastos marinos expuestas a condiciones de alta transparencia pueden soportar eventos esporádicos de alta turbidez de la columna de agua y la consiguiente disminución de la disponibilidad de luz (Moore *et al.*, 1997). Sin embargo, praderas de pastos marinos bajo condiciones de estrés (baja/mediana transparencia), incluso un evento de turbidez de corto plazo puede ocasionar la pérdida de cobertura (Williams, 1988).

En este contexto, ecosistemas costeros tropicales bajo escenarios futuros de cambio climático como el incremento en la frecuencia e intensidad de huracanes y fenómenos meteorológicos conocidos como nortes; son parte de los eventos estocásticos de re-suspensión sedimentaria y disminución de la transparencia (Koch, 1999) que podrían repercutir sobre variables estructurales de pastos marinos, como la cobertura, densidad de haces, biomasa, productividad y extensión futura de este ecosistema.

Bajo la consideración anterior, y dado que se cuenta con información de la cobertura de pastos marinos y porcentajes de transparencia en la columna de agua de los sitios piloto, se evaluó el efecto que tendría en la cobertura de pastos marinos la disminución del 50% y 75% de la transparencia de la columna de agua como escenarios futuros por efectos del cambio climático.

Dada la escasez de información sobre cobertura y más aún sobre las condiciones ambientales de camas pastos marinos, los escenarios planteados para evaluar la vulnerabilidad de este ecosistema fueron construidos a partir de la información colectada en campo de cada sitio piloto, tomando las condiciones actuales de transparencia como línea base para definir las coberturas de pastos marinos afectadas por la potencial reducción de esta variable en la columna de agua.

La vulnerabilidad de cada estrato se evaluó de acuerdo con dos intervalos de transparencia; alta vulnerabilidad con porcentajes de transparencia de 0 a 20%, clasificados en tres subcategorías de vulnerabilidad; extremadamente alto (EA) (0 -10%), alto (A) (10 -15%), y moderadamente alto (MA) (15-20%). Para valores de vulnerabilidad baja las subcategorías van de 20 a 30% para una baja (B) vulnerabilidad, para una vulnerabilidad moderadamente baja (MB) de 30% a 50%, y extremadamente baja (EB) vulnerabilidad de 50 a 100% de transparencia.

IV.2.1 Escenario 1. Disminución del 50% de la transparencia en la columna de agua.

De acuerdo con el primer escenario (disminución en un 50% de la transparencia) los sitios con mayor vulnerabilidad fueron APFFLT y RBSK, por presentar coberturas de pastos marinos bajo condiciones de mediana transparencia (22-50% y 28%-33% respectivamente). Para la APFFLT, este escenario significaría una vulnerabilidad extremadamente baja para estratos de menor cobertura y mayor cobertura (< 70% y 90–100%). De igual manera, se esperan condiciones de estrés (medianamente baja y baja vulnerabilidad) para coberturas altas de pastos marinos que van de 70 al 90% y dominados principalmente por camas mono-específicas de *T. testudinum* y multiespecíficas de *T. testudinum* con *S. filiforme* y *H. wrightii* debido a los intervalos de transparencia resultantes (22–38%). Estas condiciones significarían el estrés de 9,255.9 ha de

pastos marinos (67% de la cobertura total de este sitio). Por lo tanto, bajo este escenario, el sitio de APFFLT se esperaría una moderada vulnerabilidad con una condición de transparencia de $40.6 \pm 12.2\%$ (Fig. 59).



Figura

92. Vulnerabilidad de fondos dominados por pastos marinos con disminución de la transparencia del 50%. Elaboración propia.

Para el caso de RBSK, fondos dominados principalmente por *T. testudinum* y *H. wrightii* con bajos porcentajes de cobertura son los de mayor estrés, y como consecuencia, con una vulnerabilidad media (Fig. 60). A diferencia del APFFLT, los altos porcentajes de transparencia que la RBSK presenta actualmente, amortigua el posible efecto sobre la extensión de pastos marinos bajo una futura disminución de la transparencia. Pese a esto, el aumento en la turbidez de la columna de agua bajo el escenario planteado significaría la presión sobre 27,928.7 ha de pastos marinos, lo cual representa el 38.4% de la superficie total de pastos, aunque con bajos porcentajes de cobertura (hasta 5%) situados principalmente en la parte central de la Bahía de la Ascensión. La transparencia promedio bajo este escenario en la RBSK se espera de $43.8 \pm 10.5\%$.



Figura

93. Vulnerabilidad de fondos dominados por pastos marinos con disminución de la transparencia del 50%. Elaboración propia.

Por otro lado, para RBLP bajo este primer escenario, los efectos negativos son mucho menores respecto al resto de los sitios, únicamente 6,821 ha (5.3%) de pastos marinos serían los más afectados por presentar una transparencia promedio del 40%, aunque el balance general resultó con una vulnerabilidad moderadamente baja. Los altos valores de biomasa de pastos marinos del sitio impactan en reducir los procesos de resuspensión de la columna de agua, esto lo convierte en el sitio con los mayores porcentajes de transparencia del agua, por lo que los efectos por este escenario serán menos evidentes. La reducción del 50% en la transparencia del agua significaría una vulnerabilidad moderadamente baja para toda el área, que involucra altas coberturas de pastos marinos (Fig. 61).



Figura

94. Vulnerabilidad de fondos dominados por pastos marinos con disminución de la transparencia del 50%. Elaboración propia.

IV.2.2 Escenario 2. Disminución del 75% de la transparencia en la columna de agua.

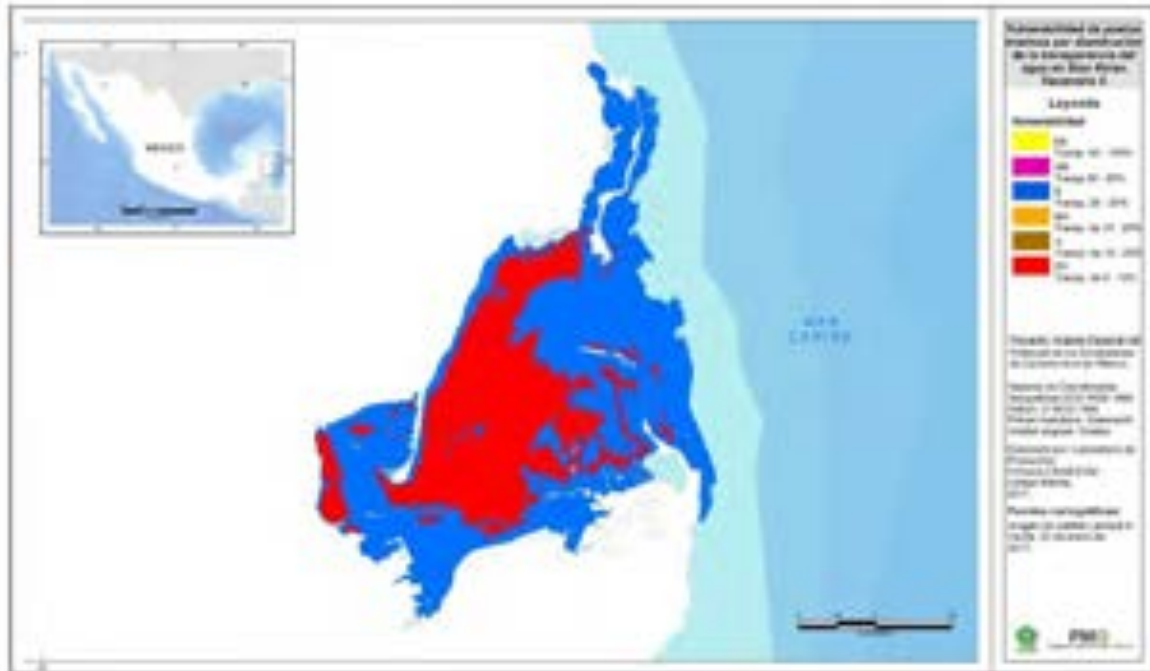
La disminución del 75% en la transparencia de la columna de agua trae cambios significativos en la cobertura de pastos marinos de la APFFLT, principalmente sobre coberturas del 70 al 80% (Fig. 62). Sin embargo, bajo estas condiciones, los efectos evidentes se reflejarían con la desaparición de 3,240.5 ha (23.1 %) de pastos marinos que actualmente presentan altos porcentajes de cobertura (80 al 90%), ya que resultaron con vulnerabilidad extremadamente alta como consecuencia de disminución total de la transparencia, además, con transparencia del 13% y vulnerabilidad alta, existe posible afectación en el crecimiento y desarrollo de 6,015.5 ha (43 %) que actualmente presentan porcentajes altos de cobertura (70 al 80%). Para todo el sitio, el promedio general de transparencia tras la disminución del 75%, se esperaría de $15.8 \pm 11.9\%$.

Respecto a la RBSK, los mayores efectos se esperan sobre coberturas bajas, con menores porcentajes de transparencia (intervalo 0 a 10%). Esto conlleva a estas coberturas a una vulnerabilidad extremadamente alta al reducir las condiciones favorables de luz para los procesos de fotosíntesis de la planta. Estas condiciones podrían comprometer alrededor del 38.4% (27,928.7 ha) de la superficie de pastos marinos distribuidos actualmente en este sitio piloto (Fig. 63).



Figura

95. Vulnerabilidad de fondos dominados por pastos marinos con disminución de la transparencia del 75%.
Elaboración propia.



Figura

96. Vulnerabilidad de fondos dominados por pastos marinos con disminución de la transparencia del 75%.
Elaboración propia.

Finalmente, la RBLP es el sitio con menores consecuencias por la disminución del 75% de la transparencia, este escenario involucra únicamente coberturas del 30 al 60% y 60 al 80% con una transparencia del 15 y 14.8% con vulnerabilidad que va de moderadamente alta a alta, estos valores de transparencia son los mayores respecto al peor escenario planteado para los tres sitios pilotos, reflejándose las buenas condiciones ambientales que dominan en este sitio (Fig. 64), y lo importante que es mantener la calidad del agua costera para el mantenimiento y desarrollo de este ecosistema.



Figura 97. Vulnerabilidad de fondos dominados por pastos marinos con disminución de la transparencia del 75%. Elaboración propia.

Como se puede observar a través de este análisis de vulnerabilidad de las praderas de pastos marinos de los sitios piloto basadas en la reducción de la transparencia, la condición actual de este ecosistema es muy importante para su capacidad de adaptación y potencial de resiliencia ante los efectos que el cambio climático pueda tener en una de las variables más importantes para el desarrollo de este ecosistema de Carbono Azul que es la luz.

No se omite mencionar que para este análisis se pretendía usar variables como la batimetría y la concentración de sólidos suspendidos -este último como “proxy” de la transparencia-. Sin embargo, la batimetría que existe para los mares y costas de México no es de la escala requerida (intervalos de 0.5 a 1 m) y no hay datos de sólidos suspendidos en las bases de datos

de agencias como la Comisión Nacional del Agua, la cual sólo cuenta con datos de este tipo para algunos ríos y cuerpos de agua continentales.

Por lo anterior, se recomienda usar tecnologías de percepción remota para contar con información tanto de transparencia del agua como de batimetría para las costas de México, principalmente entre la línea de playa y la isobata de 30 m con niveles de precisión de 0.5 m.

V. CONSIDERACIONES FINALES

Los manglares tienen características diferentes dependiendo de la región en la que se desarrollan a partir de variables de clima, geomorfología, hidrología, recursos y estresores (naturales y antrópicos). Estas características definen la capacidad de almacenamiento de carbono en los ecosistemas de carbono azul. Los manglares que se desarrollan en La Encrucijada almacenan más carbono aéreo que los de Laguna de Términos, sin embargo, el almacén de carbono subterráneo es mayor en Laguna de Términos con respecto a los otros sitios piloto, por lo que el almacén total de carbono en Laguna de Términos es el más alto ($1,390.2 \pm 705.3 \text{ Mg C ha}^{-1}$). Es probable que el aporte de sedimentos de la extensa cuenca que tiene influencia en esta localidad sea un factor importante en este resultado. Por otro lado, el almacén de carbono en Sian Ka'an es de $428.3 \pm 200.9 \text{ Mg C ha}^{-1}$, relativamente bajo con respecto a los otros sitios. Sin embargo, este valor sigue siendo mayor con respecto al almacén de carbono en otros tipos de bosques en México, a pesar de que en esta región los manglares que dominan son de tipo chaparro (Tabla 21, Fig. 65).

Tabla 233. Almacén promedio de Carbono Azul en manglares de sitios piloto. Elaboración propia.

Sitio	Carbono aéreo (Mg C ha^{-1}) ($\bar{x} \pm DE$)	Carbono subterráneo (Mg C ha^{-1}) ($\bar{x} \pm DE$)	Carbono total (Mg C ha^{-1}) ($\bar{x} \pm DE$)	Cobertura de manglar (ha)	Carbono Ecosistémico (Tg C)
Lag. Términos	158 ± 163	$1,231 \pm 542.1$	$1,390 \pm 705.3$	127,779	177.6 ± 90.1
La Encrucijada	178 ± 101	726 ± 297.8	905 ± 428.1	29,555	26.7 ± 12.6
Sian Ka'an	36 ± 35.2	392 ± 184.2	428 ± 200.9	67,263	28.8 ± 13.5

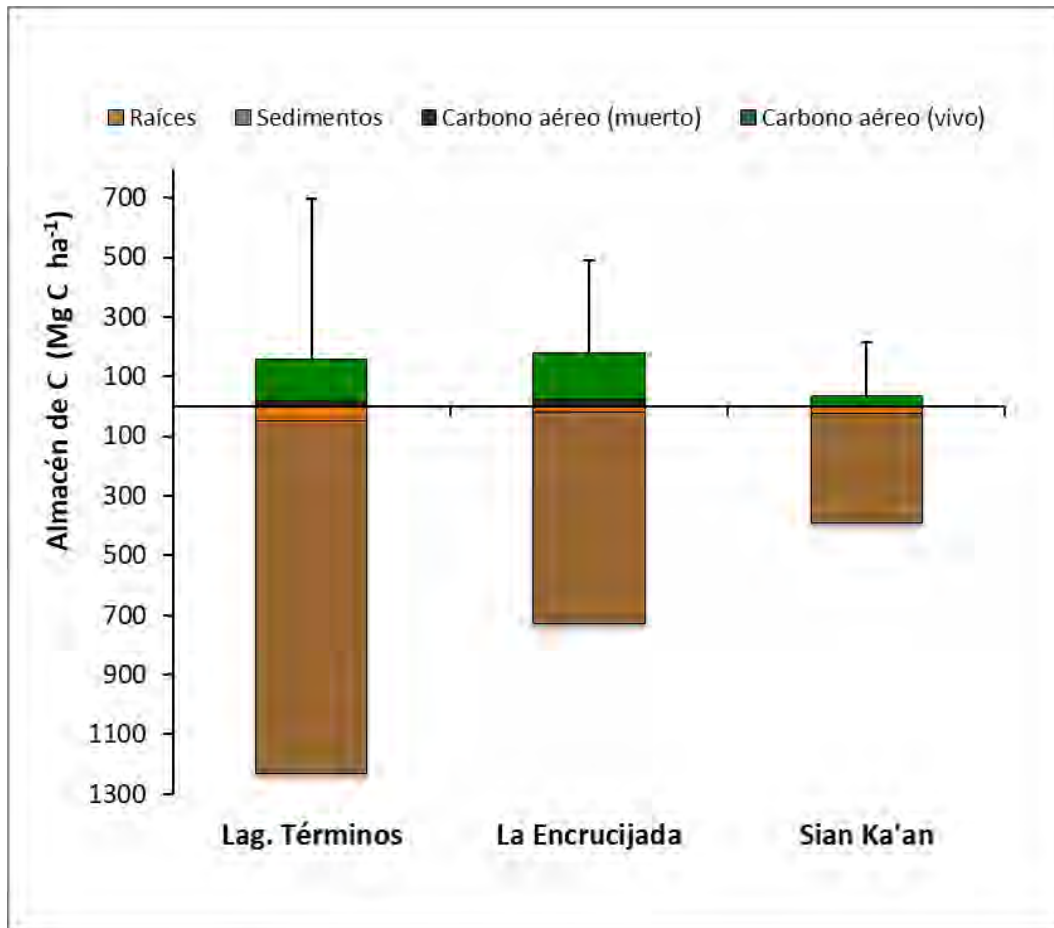


Figura 98. Almacenes de carbono en manglares de sitios piloto: Área de Protección de Flora y Fauna Laguna de Términos, Reserva de la Biosfera La Encrucijada y Reserva de la Biosfera Sian Ka'an. Elaboración propia.

El almacén de carbono que se determinó en los sitios piloto de México presenta un intervalo de 428 Mg C ha⁻¹ a 1,390 Mg C ha⁻¹ en Laguna de Términos y La Encrucijada se registró el mayor almacén de carbono (Tabla 21), este valor es cercano al que se reporta para manglares en Indonesia, Micronesia y Honduras (Tabla 22), estos sitios pueden compartir características con respecto con la zona de Laguna de Términos y La Encrucijada. Bhomia *et al.* (2016) reporta para Honduras que el sitio de manglar donde la vegetación tuvo la mayor proporción de carbono ecosistémico total se asoció con una fuente de agua dulce (río), lo cual puede estar relacionado al aporte de nutrientes y sedimentos.

El almacén de carbono en el sitio de Sian Ka'an presentó el valor más bajo (Tabla 21), este valor es comparable al reportado para manglares en Bangladesh, Madagascar y China (Tabla 22). Sin embargo, es difícil hacer una comparación entre las características de cada sitio con las de Sian Ka'an, como consecuencia a la heterogeneidad que se presenta entre los ecosistemas de

manglar a nivel mundial. La distribución y tipos ecológicos de los manglares están relacionados con variables que van desde clima, geomorfologías, variabilidad de recursos (nutrimentos), estresores (salinidad alta, Redox muy negativos) y el tipo de hidropedimento. Por lo que es importante la estimación de los almacenes de carbono en manglares considerando las variables asociadas a ello.

Tabla 342. Almacén promedio de Carbono Azul en manglares del mundo Mg C ha⁻¹. Elaboración propia.

Continente	País	Clima	Carbono Total	Referencia
Asia	Indonesia	Tropical	950.5	Alongi <i>et al.</i> (2016)
Asia	Arabia Saudita	Desértico	43	Almahasheer <i>et al.</i> (2017)
América	Honduras	Tropical	570 - 1,000	Bhomia <i>et al.</i> (2016)
Asia	Bangladesh	Tropical	159 - 360	Rahman <i>et al.</i> (2015)
África	Madagascar	Tropical	443	Jones <i>et al.</i> (2014)
Asia	China	Subtropical	355 ± 82	Liu <i>et al.</i> (2014)

Es importante destacar que las diferencias entre los diferentes almacenes podrían estar dadas por los elementos que se consideran en cada uno y la manera en la que se organizan, ya que mientras algunos para el almacén aéreo incluyen únicamente el carbono proveniente de la biomasa de los árboles vivos, otros incluyen otros elementos aéreos como mantillo, material leñoso y biomasa de árboles muertos. Lo mismo ocurre con el almacén de carbono subterráneo: mientras en algunos casos sólo toman en cuenta los diferentes perfiles de sedimento a un metro (profundidad estándar para el IPCC), en otros casos alcanzan mayores profundidades (> 2m), además de tomar en cuenta raíces gruesas y finas.

En cuanto carbono azul almacenado en el ecosistema de manglar en cada sitio piloto (Tabla 21) se puede concluir que Laguna de Términos presenta un mayor almacén de carbono dada la extensión de manglar en el área protegida. Sin embargo, Sian Ka'an y La Encrucijada tienen almacenes totales de carbono similares, dados por el carbono promedio almacenado y el casi el doble de extensión que tienen Sian Ka'an con respecto a La Encrucijada. La conservación de los manglares de estas tres áreas protegidas representa mantener almacenado y, por lo tanto, evitar la liberación a la atmósfera de cerca de 233.2 Tg C, lo cual resalta los beneficios de la conservación y manejo de estos sitios.

Para pastos marinos el valor de almacén promedio por componente (aéreo y subterráneo) de cada sitio piloto se muestran en la tabla 22. La reserva de Sian Ka'an es el sitio con mayor almacén de carbono Total ($166.9 \pm 96.6 \text{ Mg C ha}^{-1}$). La reserva de Los Petenes es el sitio con menor almacén de carbono total ($81.4 \pm 42.4 \text{ Mg C ha}^{-1}$) aunque con una mayor extensión de pastos marinos (126,890.6 ha) (Fig. 66).

Estas diferencias en los almacenes de carbono total pueden ser reflejo de la hidrodinámica de la zona. Sitios como Laguna de Términos y Sian Ka'an son sistemas lagunares/bahías protegidos y con menor influencia hidrodinámica, esto podría favorecer condiciones para el desarrollo de praderas de pastos marinos densas y extensas que, por medio de la fronda favorece al secuestro de carbono (Hendriks *et al.*, 2010). Aunado a lo anterior, para estos sitios se sabe de la presencia de aportes fluviales importante como es el caso de Laguna de Términos podría contribuir con carbono alóctono y con ello mayor concentración de carbono orgánico. Los almacenes de carbono por biomasa fueron menores respecto a valores reportados para el Atlántico Sur ($1.1 \pm 0.51 \text{ Mg C ha}^{-1}$) y respecto al valor promedio global ($2.52 \pm 0.48 \text{ Mg C ha}^{-1}$) reportado por Fourqurean *et al.* (2012) y Howard *et al.* (2014) pero similares a los reportado por Patterson (2016).

Tabla 23. Almacén promedio de carbono azul en pastos marinos de sitios piloto. Elaboración propia.

Sitio	Carbono aéreo (Mg C ha^{-1}) ($\bar{x} \pm DE$)	Carbono subterráneo (Mg C ha^{-1}) ($\bar{x} \pm DE$)	Carbono total (Mg C ha^{-1}) ($\bar{x} \pm DE$)	Cobertura de manglar (ha)	Carbono Ecosistémico (Tg C)
Lag.	0.4 ± 0.3	154.7 ± 53.4	155.1 ± 53.7	13,988	2.2 ± 0.8
Términos					
Sian Ka'an	0.1 ± 0.1	166.8 ± 96.5	166.9 ± 96.6	72,687.2	12.1 ± 7
Los Petenes	0.3 ± 0.3	81.1 ± 42.1	81.4 ± 42.4	126,890.8	10.3 ± 5.4

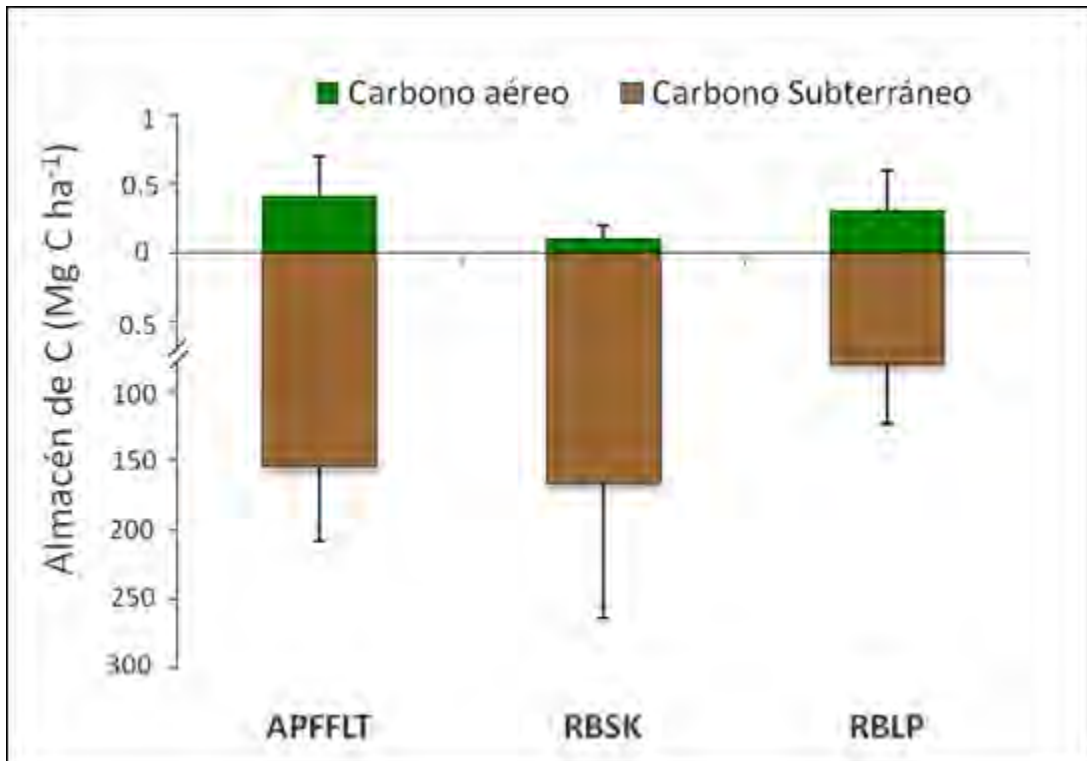


Figura 99. Almacenes de carbono en pastos marinos de sitios piloto: Área de Protección de Flora y Fauna Laguna de Términos (APFFLT), Reserva de la Biosfera Sian Ka'an (RBSK) y Reserva de la Biosfera Los Petenes (RBLP). Elaboración propia.

La evidencia científica referente a los almacenes de carbono es aún incipiente, sin embargo, se tienen reportes de reservas de carbono para pastos marinos del Golfo de México con valores de 34.6 Tg por Thorhaug *et al.* (2017), reservas mayores a las reportadas en los sitios pilotos del presente trabajo (Tabla 22). De cualquier manera, el sitio con mayores reservas fue Sian Ka'an con 12.1 ± 7 Tg C, seguido de Los Petenes y Laguna de Términos con las menores reservas de carbono (2.2 ± 0.8 Tg C) consecuencia de una menor extensión de pastos marinos.

Los resultados de los almacenes de carbono en manglares y pastos marinos de México en los sitios piloto de este estudio son lo suficientemente grandes como para contribuir en la mitigación del cambio climático tanto a escala regional, nacional como internacional, por lo que deben ser incluidos en programas de incentivos para su conservación y restauración.

Este reporte permite observar la heterogeneidad que tienen los almacenes de carbono en manglares y pastos marinos a escala regional, local y de sitio. Son diferentes las características que están asociadas a esta variabilidad en las reservas de carbono orgánico en los ecosistemas de carbono azul que deben ser analizadas con el enfoque de ecosistemas y cuenca. Esta información servirá a la autoridad para definir con mayor precisión el diseño de políticas y las acciones de conservación, restauración y de mercado de estos valiosos ecosistemas que soportan economías (pesca, turismo) e infraestructura importante (desarrollos urbanos,

turísticos, portuarios) por los servicios ecosistémicos que están sustentados y bajo el auspicio del Carbono Azul.

Las amenazas derivadas del cambio climático como el incremento en el nivel del mar y cambios en la transparencia del agua pueden impactar negativamente la distribución de los ecosistemas costeros bajo diferentes escenarios. Sin embargo, en las evaluaciones de vulnerabilidad deben considerarse las características de los ecosistemas y las condiciones locales en las que se desarrollan para determinar si pueden o no hacer frente a los efectos del cambio climático.

VI. RECOMENDACIONES

La evaluación de carbono en manglares y pastos marinos de los sitios piloto de este reporte representa un gran esfuerzo que permite sentar una línea base de información relacionada con los almacenes de carbono en ecosistemas costeros basada en los métodos y mejores prácticas recomendadas por el grupo científico del IPCC, por lo tanto:

-Se recomienda la implementación de un programa de, seguimiento y verificación de los sitios piloto de este reporte, así como el establecimiento de sitios de evaluación y monitoreo en otras regiones del país: Pacífico Norte (Sonora, Baja California Sur, Nayarit) y norte del Golfo de México (Tamaulipas).

-Los resultados de este estudio son lo suficientemente robustos que permiten sugerir que las áreas con las mayores concentraciones de carbono almacenado, ya sea aéreo y/o subterráneo, sean consideradas en la zonificación de las ANPs. Se ha observado que el carbono está directamente relacionado con diferentes servicios ambientales. En este mismo sentido, se recomienda hacer estudios que conecten el carbono almacenado o el flujo del mismo con los servicios ambientales específicos de cada sitio, con el propósito de poder caracterizarlos de forma precisa, y eventualmente contar con un valor de mercado que de sustento a políticas de uso y no uso de áreas específicas dentro de las ANPs costeras.

-Las características que determinan la vulnerabilidad de los ecosistemas de carbono azul en México no son conocidas con la precisión requerida, identificándose la necesidad de información específica de pequeña escala espacial que permita realizar proyecciones a futuro más certeras de la forma en la que podrían responder estos ecosistemas ante los diferentes efectos del cambio climático.

-El grupo de trabajo conformado para esta consultoría ha robustecido su experiencia en la evaluación de los almacenes de carbono de ecosistemas de manglar y pastos marinos, por lo que se recomienda su continuidad como grupo ejecutor y/o asesor que daría solidez y confianza a la implementación de futuros estudios que tengan como marco de referencia el Carbono Azul.

VII. BIBLIOGRAFÍA

- Acosta–Velázquez J. y A. Ruíz–Luna. 2007. Variación en la cobertura, distribución y estructura de los manglares del complejo lagunar Bahía Magdalena-Bahía Almejas (1990-2005). En: Funes-Rodríguez R, Gómez-Gutiérrez J, Palomares-García R (eds.). Estudios ecológicos en Bahía Magdalena. CICIMAR-IPN, La Paz, Baja California Sur, México, p 127-141.
- Adame, M. F., Kauffman, J. B., Medina, I., Gamboa, J. N., Torres, O., Caamal, J. P., Reza, M., and J.A. Herrera-Silveira. 2013. Carbon stocks of tropical coastal wetlands within the karstic landscape of the Mexican Caribbean. *PLoS ONE*, 8, 2, e56569, doi:10.1371/journal.pone.0056569.
- Almahasheer, H., Serrano, O., Duarte, C. M., Arias-Ortiz, A., Masque, P., & Irigoien, X. 2017. Low Carbon sink capacity of Red Sea mangroves. *Scientific Reports*, 7.
- Alongi, D. M. 2014. Carbon cycling and storage in mangrove forests. *Annual review of marine science*, 6, 195-219.
- Alongi, D. M., Murdiyarso, D., Fourqurean, J. W., Kauffman, J. B., Hutahaean, A., Crooks, S., & Pidgeon, E. 2016. Indonesia's blue carbon: a globally significant and vulnerable sink for seagrass and mangrove carbon. *Wetlands ecology and management*, 24(1), 3-13.
- Alsaaidh, B., Al-Hanbali, A., Tateishi, R., Kobayashi, T., and N. T. Hoan. 2013. Mangrove forests mapping in the southern part of Japan using Landsat ETM+ with DEM. *Journal of Geographic Information System*, 5(4), 369-377. DOI: <http://dx.doi.org/10.4236/jgis.2013.54035>
- Arellano-Méndez, L.U. 2004. Análisis espacio-temporal de las variables hidrológicas: detección de heterogeneidad a gran escala temporal. Tesis de Maestría, Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional (CINVESTAV-IPN), Unidad Mérida, Yucatán, México.
- Arellano-Méndez L.U., M. Liceaga-Correa, J.A. Herrera-Silveira, H. Hernández-Núñez. 2011. Impacto por huracanes en las praderas de *Thalassia testudinum* (Hydrocharitaceae) en el Caribe Mexicano. *Rev Biol Trop.*; 59: 385-401.
- Arriaga, L., V. Aguilar, J. Alcocer. 2002. Aguas continentales y diversidad biológica de México. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México.
- Bello, J., Gómez, L., Magaña, B., Graizbord, B. y Rodríguez, P. 2009. Sitio piloto Los Petenes. En: Buenfil, J. (editor). 2009. Adaptación a los impactos del cambio climático en los humedales costeros del Golfo de México Volumen II. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Instituto Nacional de Ecología, México.
- Bhomia, R. K., Kauffman, J. B., & McFadden, T. N. (2016). Ecosystem carbon stocks of mangrove forests along the Pacific and Caribbean coasts of Honduras. *Wetlands ecology and management*, 24(2), 187-201.

- Borum, J., Duarte, C. M., Krause-Jensen, D. y Greve, T. (Eds.). 2004. European seagrasses: an introduction to monitoring and management. The M&MS Project, Copenhagen, 187 p. <http://www.seagrasses.org> [Consultado: Mayo 2006].
- Breedlove, D. 1981. Flora of Chiapas, Introduction to the Flora of Chiapas. *California Academy of Sciences*. 35 pp.
- Cahoon, D.R., Lynch, J.C., Perez, B.C., Segura, B., Holland, R.D., Stelly, C. et al. 2002. High-precision measurements of wetland sediment elevation: II. The rod surface elevation table. *Journal of Sedimentary Research*, 72, 734–739.
- Carabias Lillo, J., Provencio, E., De La Maza, E. J. y F. J. Jiménez González. 1999. Programa de Manejo Reserva de la Biosfera La Encrucijada. México D.F. Instituto Nacional de Ecología (SEMARNAP).
- CARICOMP. 2001. CARICOMP Methods Manual - Level I: Manual of methods for mapping and monitoring of physical and biological parameters in the coastal zone of the Caribbean (91 pp). Mona, Kingston, Jamaica: CARICOMP Management Center, University of the West Indies, Mona, Kingston, Jamaica y Florida Institute of Oceanography, University of South Florida, St. Petersburg Florida, U.S.A.
- Carranza-Edwards, A. 1980. Ambientes sedimentarios recientes de la llanura costera sur del Istmo de Tehuantepec. *An. Centro Cienc. del Mar y Limnol. Univ. Nal. Autón, México*, 1980. 13-66. 7 (2).
- Chave, J., Andalo, C., brown, S., Cairns, M., Chambers, J. and D. Eamus. 2005. Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests. *Oecologia*, 145, 87–99.
- Chavez, P.S. Jr. 1988. An improved dark-object subtraction technique for atmospheric scattering correction of multispectral data. *Remote Sens. Environ.* 24:459–479.
- Cinco-Castro, S. 2016. Índice de vulnerabilidad de los ecosistemas de manglar ante los efectos del cambio climático: Caso Península de Yucatán. Tesis de Maestría. Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional.
- CONABIO. 2009. Manglares de México: Extensión y distribución. 2ª ed. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México. 99 pp.
- CONABIO. 2016. Distribución de los manglares en México en 2015, escala: 1:50000. edición: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Sistema de Monitoreo de los Manglares de México (SMMM). Ciudad de México, México.
- CONANP. 2006. Programa de conservación y manejo: reserva de la Biosfera Los Petenes. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. 203 pp., México, DF.
- CONANP-SEMARNAT. 2014. Programa de Manejo Complejo Sian Ka'an: Reserva de la Biosfera Sian Ka'an, Áreas de Protección de Flora y Fauna Uaymil y Reserva de la Biosfera Arrecifes de Sian Ka'an.

- Day, J. W., Conner, W. H., Ley-Lou, F., Day, R. H. and A. M. Navarro. 1987. The productivity and composition of mangrove forests, Laguna de Terminos, Mexico. *Aquatic Botany*, 27(3), 267-284.
- Dean, W. 1974. Determination of Carbonate and Organic Matter in Calcareous sediments and sedimentary rocks by Loss on ignition: Comparison with other methods. *Journal of Sedimentary Petrology* 44(1): 242-248 pp.
- Dennison, W. C., R. J. Orth, K. A. Moore, J. C. Stevenson, V. Carter, S. Kollar, P. W. Bergstrom, and R. A. Batiuk. 1993. Assessing water quality with submersed aquatic vegetation. *BioScience* 43:86-94.
- DOF. 1995. Decreto por el que se declara como Área Natural Protegida con el carácter de Reserva de la Biósfera, la zona conocida como La Encrucijada, ubicada en los municipios de Mazatán, Huixtla, Villa Comaltitlán, Acapetahua, Mapastepec y Pijijiapan, Chis. con una superficie de 144,868 hectáreas. *Diario Oficial de la Federación del 6 de junio de 1995*. México, D.F. p.p. 14-22.
- Dierssen, H. M., Zimmerman, R. C., Leathers, R. A., Downes, T. V. and C. O. Davis. 2003. Ocean color remote sensing of seagrass and bathymetry in the Bahamas Banks by high-resolution airborne imagery. *Limnology and Oceanography* 48, 444-55.
- Duarte, C.M. 1990. Seagrass nutrient content. *Marine ecology progress series*. Oldendorf, 6, 201-207.
- Ellison, J.C. 2012. Climate Change vulnerability assessment and adaptation planning for mangrove Systems. Washington, DC: World Wildlife Fund (WWF).
- Fourqurean, J.W., A.W. Willsie, C.D. Rose and L.M. Rutten. 2001. Spatial and temporal pattern in seagrass community composition and productivity in south Florida. *Marine Biology* 138: 341-354.
- Fourqurean, J. W., Kendrick, G. A., Collins, L. S., Chambers, R. M. and M. A. Vanderklift. 2012. Carbon, nitrogen and phosphorus storage in subtropical seagrass meadows: examples from Florida Bay and Shark Bay. *Marine and Freshwater Research*, 63(11), 967-983.
- Fromard, F., H. Puig, E. Mougin, G. Marty, J. L. Betoulle and L. Cadamuro. 1998. Structure, aboveground biomass and dynamics of mangrove ecosystems: new data from French Guiana. *Oecologia* 115(1-2): 39-53. doi: 10.1007/s004420050489
- Gutiérrez M. E. y T. Espinosa. 2010. Vulnerabilidad y adaptación al cambio climático. Banco Interamericano de Desarrollo. Notas Técnicas.
- Green, P.E., J.P. Mumby, A.J. Edwards y D.C. Clark. 2000. Remote sensing handbook for tropical coastal management. UNESCO, London, England. 320 pp.
- Hendriks I. E., T. Sintès, T. Bouma and C. M. Duarte. 2007. Experimental assessment and modeling evaluation of the effects of seagrass (*P. oceanica*) on flow and particle trapping. *Marine Ecology Progress Series* 356:163-173.

- Hemminga, M. A. and C.M. Duarte. 2000. *Seagrass Ecology*. University of Cambridge, Cambridge, 298 p.
- Hendriks I. E., T. Sintes, T. Bouma and C. M. Duarte. 2007. Experimental assessment and modeling evaluation of the effects of seagrass (*P. oceanica*) on flow and particle trapping. *Marine Ecology Progress Series* 356:163–173.
- Herrera-Silveira, J.A. 2006. Lagunas Costeras de Yucatán (SE, México). *Ecotrópicos* 19: 94-108.
- Herrera-Silveira, J. A., Teutli-Hernández. C., Zaldívar-Jiménez, A., Pérez-Ceballos, R., Cortés-Balán, O., Osorio-Moreno, I., Ramírez-Ramírez, J., Caamal-Sosa, J., Andueza-Briceño, M. T., Torres, R. y H. Hernández-Aranda. 2014. Programa regional para la caracterización y el monitoreo de ecosistemas de manglar del Golfo de México y Caribe Mexicano: Península de Yucatán. Centro de Investigación y de Estudios Avanzados-Mérida. Informe final SNIB-CONABIO, proyecto No. FN009. México D. F.
- Howard, J., Hoyt, S., Isensee, K., Pidgeon, E., Telszewski, M. (eds.). 2014. *Coastal blue carbon: methods for assessing carbon stocks and emissions factors in mangroves, tidal salt marshes, and seagrasses*. Conservation International, Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO, International Union for Conservation of Nature, Arlington, VA, USA.
- INE-SEMARNAT. 1996. Programa de manejo de la Reserva de la Biosfera Sian Ka'an. Instituto Nacional de Ecología, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales.
- INECC-Semarnat. 2013. Inventario Nacional de Emisiones de Gases de Efecto Invernadero 1990-2010. México.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática). 2015. Anuario estadístico y geográfico de los Estados Unidos Mexicanos, 2014. México.
- INE (Instituto Nacional de Ecología). 1997. Programa de Manejo del Área de Protección de Flora y Fauna Laguna de Términos. Secretaria de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca. 1a edición. 167 p.
- IPCC. 2007. *Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- IPCC. 2014. *Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Core Writing Team, R.K. Pachauri and L.A. Meyer (eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland, 151 pp.
- Jones TG, Ratsimba HR, Ravaoarinosihoarana L, Cripps G, Bey A. 2014. Ecological variability and carbon stock estimates of mangrove ecosystems in northwestern Madagascar. *Forests* 5:177–205. doi:[10.3390/f5010177](https://doi.org/10.3390/f5010177).
- Kauffman J.B., Donato D.C. y M.F. Adame. 2013. Protocolo para la medición, monitoreo y reporte de la estructura, biomasa y reservas de carbono de los manglares. Documento de Trabajo 117. Bogor, Indonesia: CIFOR.
- Kauffman JB, Heider C, Cole TG, Dwire KA, Donato DC. 2011. Ecosystem carbon stocks of

Micronesian mangrove forests. *Wetlands* 31:343–352

- Koch, E. W. 1999. Sediment resuspension in a shallow *Thalassia testudinum* bed. *Aquatic Botany* 65:269–280.
- Kovacs J.M., Wang J. and F. Flores. 2005. Mapping mangrove leaf area index at the species using IKONOS and LAI-2000 sensors for the Agua Brava Lagoon, Mexican Pacific, Estuar Coast Shelf Sci 62:377-384
- Landis J. and G. Koch. 1977. The measurement of observer agreement for categorical data. *Biometrics*; 33:159-74.
- Larkum, A. W. D., Orth, R. J. y Duarte, C. M. (Eds.) 2006. Seagrass: biology, ecology and conservation. Springer, Dordrecht, The Netherlands, 691 pp.
- Liu, H., Ren, H., Hui, D., Wang, W., Liao, B., & Cao, Q. 2014. Carbon stocks and potential carbon storage in the mangrove forests of China. *Journal of environmental management*, 133, 86-93.
- Lirman D. and W.P. Cropper. 2003. The influence of salinity on seagrass growth, survivorship, and distribution within Biscayne Bay, Florida: Field, experimental, and modeling studies. *Estuaries* 26: 131–141.
- Lugo, E.A. and C.S. Snedaker. 1974. The ecology of mangrove. *Annual Review of Ecology and Systematics* 5: 39-64.
- McKenzie, L. J. 2003. Guidelines for the rapid assessment and mapping of tropical seagrass habitats. Cairns: QFS, NFC.
- Miranda, 1952. La vegetación de Chiapas. Gobierno del Estado de Chiapas. 596 pp.
- Moore, K.A; Wetzel, R.L and Orth, R.J. 1997. Seasonal pulses of turbidity and their relations to eelgrass (*Zostera marina* L.) survival in an estuary. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 215:115–134.
- Mülleried, K. F. 1957. Geología de Chiapas, 1a edición, editorial Colección Libros de Chiapas, México.
- Milner, C. and R.E. Hughes. 1968. Methods for the Measurement of Primary Production of Grassland. Blackwell Scientific, Oxford.
- Orth, R. J., Carruthers, T. J. B., Dennison, W. C., Duarte, C. M., Fourqurean, J. W., Kenneth, K. L., Hughes, A. R., Kendrick, G. A., Kenworthy, W. J., Olyarnik, S., Short, F. T., Waycott, M. y Williams, S. L. 2006. A global crisis for seagrass ecosystems. *BioScience*, 56: 987-996.
- Patterson, Elizabeth Weis. 2016. Stocks and Sources of Carbon Buried in the Salt Marshes and Seagrass Beds of Patos Lagoon, Southern Brazil. Honors Theses. Pp. 170.
- Phillips, R. C. and E.G. Meñez. 1988. Seagrasses. *Smithson. Contrib. Mar. Sci.*, (34). pp. 1-104.
- Ramírez León H., y F. Torres Bejarano. 2010. Metodología para evaluar vulnerabilidad costera por los efectos del cambio climático., p. 403-426. En Botello, A.V., S. Villanueva-Fragoso, J. Gutiérrez, y J.L. Rojas Galaviz (eds.). *Vulnerabilidad de las zonas costeras mexicanas ante*

- el cambio climático. Gobierno del Estado de Tabasco. SEMARNAT-INE, UNAM-ICMYL, Universidad Autónoma de Campeche. 514 p.
- Reyes-Gómez, H. G. y A. D. Vázquez-Lule. 2009. Caracterización del sitio de manglar Isla del Carmen. En Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO). 2009. Sitios de manglar con relevancia biológica y con necesidades de rehabilitación ecológica. CONABIO, México, D.F.
- Rahman, M. M., Khan, M. N. I., Hoque, A. F., & Ahmed, I. 2015. Carbon stock in the Sundarbans mangrove forest: spatial variations in vegetation types and salinity zones. *Wetlands Ecology and Management*, 23(2), 269-283.
- Rico-Gray, V., y M. Palacios-Ríos, 1996. Salinidad y el nivel del agua como factores en la distribución de la vegetación en la ciénega del NW de Campeche, México. *Acta Botánica Mexicana*, 34: 53-61.
- Ross, M.S., Ruiz, P.I., Telesnicki, g.J. & J.F. Meeder. 2001. Estimating above-ground biomass and production in mangrove communities of biscayne National Park, Florida (USA). *Wetlands Ecology and Management*, 9, 27–37.
- Rowley R. J., Kostelnick J. C., Braaten D., Li X. and J. Meisel. 2007. Risk of Rising Sea Level to Population and Land Area. *Eos*, Vol. 88, No. 9, 27 February 2007
- Ruiz-Luna A., Acosta-Velázquez J. and C.A. Berlanga-Robles. 2008. On the reliability of the data of the extent of mangroves: A case study in Mexico. *Ocean Coast. Manage.* 51: 342–351.
- Rzedowski, J. 1978. La vegetación de México. Limusa, México. 278 pp.
- Smith III, T.J. & K.R. Whelan. 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, 409–419.
- SEMARNAT. 2002. Decreto del Ordenamiento Ecológico Territorial de la Zona Costera de la Reserva de la Biosfera Sian Ka'an. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Quintana Roo. 14/Mayo/2002.
- SYLVATICA. 2009. Restauración del manglar chaparro en El playón, Reserva de la Biosfera Sian Ka'an. Informe Técnico.
- Thorhaug, A., Poulos, H. M., López-Portillo, J., Ku, T. C., & Berlyn, G. P. 2017. Seagrass blue carbon dynamics in the Gulf of Mexico: Stocks, losses from anthropogenic disturbance, and gains through seagrass restoration. *Science of The Total Environment*, 605, 626-636.
- Toledo, A. 1994. Las dimensiones sociales. En: Toledo, A. (coord.) Riqueza y pobreza en la costa de Chiapas y Oaxaca, Centro de Ecología y Desarrollo, México, pp. 41-70.
- Torres-Castro, I.L., Vega-Cendejas M.E., Schmittter Soto J.J., Palacio-Aponte G. y R. Rodiles-Hernández. 2008. Ictiofauna de sistemas cársticos-palustres con impacto antrópico: Los Petenes de Campeche, México. *Rev. Biol. Trop.* 57: 141-157.
- Torres Rodríguez, V., A. Márquez García, A. Bolongaro Crevenna, J. Chavarría Hernández, G. Expósito Díaz y E. Márquez García. 2010. Tasa de erosión y vulnerabilidad costera en el

- estado de Campeche debidos a efectos del cambio climático, p. 325-344. En Botello, A.V., S. Villanueva-Fragoso, J. Gutiérrez, y J.L. Rojas Galaviz (eds.). Vulnerabilidad de las zonas costeras mexicanas ante el cambio climático. Gobierno del Estado de Tabasco. SEMARNAT-INE, UNAM-ICMYL, Universidad Autónoma de Campeche. 514 p.
- Torrescano-Valle, N. 2010. Estudio de caso: los petenes de Campeche, Reserva de la Biosfera, en: Villalobos-Zapata, G.J., y J. Mendoza Vega (Eds). La Biodiversidad en Campeche: Estudio de Estado. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO), Gobierno del estado de Campeche, Universidad Autónoma de Campeche y El Colegio de la Frontera Sur (ECOSUR), México, DF, pp. 165-170.
- Tovilla-Hernández, C.; E. Aguilar-López; O. G. Gordillo-Solís; C., J. Rojas-García y A. D. Vázquez-Lule. 2009. Caracterización del sitio de manglar La Encrucijada. En Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO). Sitios de manglar con relevancia biológica y con necesidades de rehabilitación ecológica. CONABIO, México, D.F.
- Tun-Dzul, F., y R. Durán G., 2010. Estudio de caso: la vegetación de los petenes de Campeche, en: Villalobos-Zapata, G.J., y J. Mendoza Vega (Eds). La Biodiversidad en Campeche: Estudio de Estado. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO), Gobierno del estado de Campeche, Universidad Autónoma de Campeche y El Colegio de la Frontera Sur (ECOSUR), México, DF, pp. 163-164.
- Twilley, R. R., W. M. Kemp, K. W. Staver, J. C. Stevenson, and W. R. Boynton. 1985. Nutrient enrichment of estuarine submersed vascular plant communities. 1. Algal growth and effects on production of plants and associated communities. *Marine Ecology Progress Series* 23:179–191.
- Van Iperen, J. and W. Helder. 1985. A method for the determination of organic carbon in calcareous marine sediments. *Mar. Geol.*, Vol. 64, pp. 179-187.
- Villalobos, G.J. 2015. Conservación y manejo del Área de Protección de Flora y Fauna Laguna de Términos (1994-2015). En: Ramos Miranda J., y G.J. Villalobos Zapata (editores). 2015. Aspectos socioambientales de la región de la laguna de Términos, Campeche. Universidad Autónoma de Campeche. 210 p.
- Williams, S. 1988. Disturbance and recovery of a deep-water Caribbean seagrass bed. *Marine Ecology Progress Series* 42:63–71.
- Yañez Arancibia, A., A.L. Lara Domínguez, J.L. Rojas Galavíz, G.J.Villalobos Zapata, E. Rivera Arriaga, D. Zárate Lomelí, G. Palacio Aponte, J.F. Mas Causel, B.A. Pérez Vega, M.A. Ortíz Pérez, A.P. Pérez Linares, J. Correa Sandoval, A. de Alba Bocanegra, C. Pozo de la Tijera, E. Escobar Cabrera, I. Olmsted, J. Granados, R. Durán, J.C. Trejo, J.A. González Iturbide, F. Tun, M.T. Saavedra Vázquez, C. Ballote y I. Silveira Alonso. 1996. Caracterización Ecológica Ambiental y de los Recursos Ambientales de la Región de los Petenes en Campeche. Organización de Estudios Americanos. Dirección General, Departamento de Desarrollo Regional y Medio Ambiente. Periódico Oficial del Gobierno Constitucional del Estado de

Campeche, Año V. Número1198, Tercera Época, pgs. 1 a 428 del jueves 4 de julio de 1996.

Zar, J.H. 1999. Biostatistical analysis. 4th ed. Prentice Hall. Upper Saddle River, New Jersey, USA. 660 pp.

VIII. ANEXO FOTOGRÁFICO

VI.1 Manglares



Figura 67. Clases de manglar identificadas en Laguna de Términos: a) MRMA = Manglar Ribereño Muy Alto, b) MRA = Manglar Ribereño Alto, c) MC = Manglar de Cuenca, d) MI = Manglar impactado. Fotos: Laboratorio de Producción Primaria – CINVESTAV.

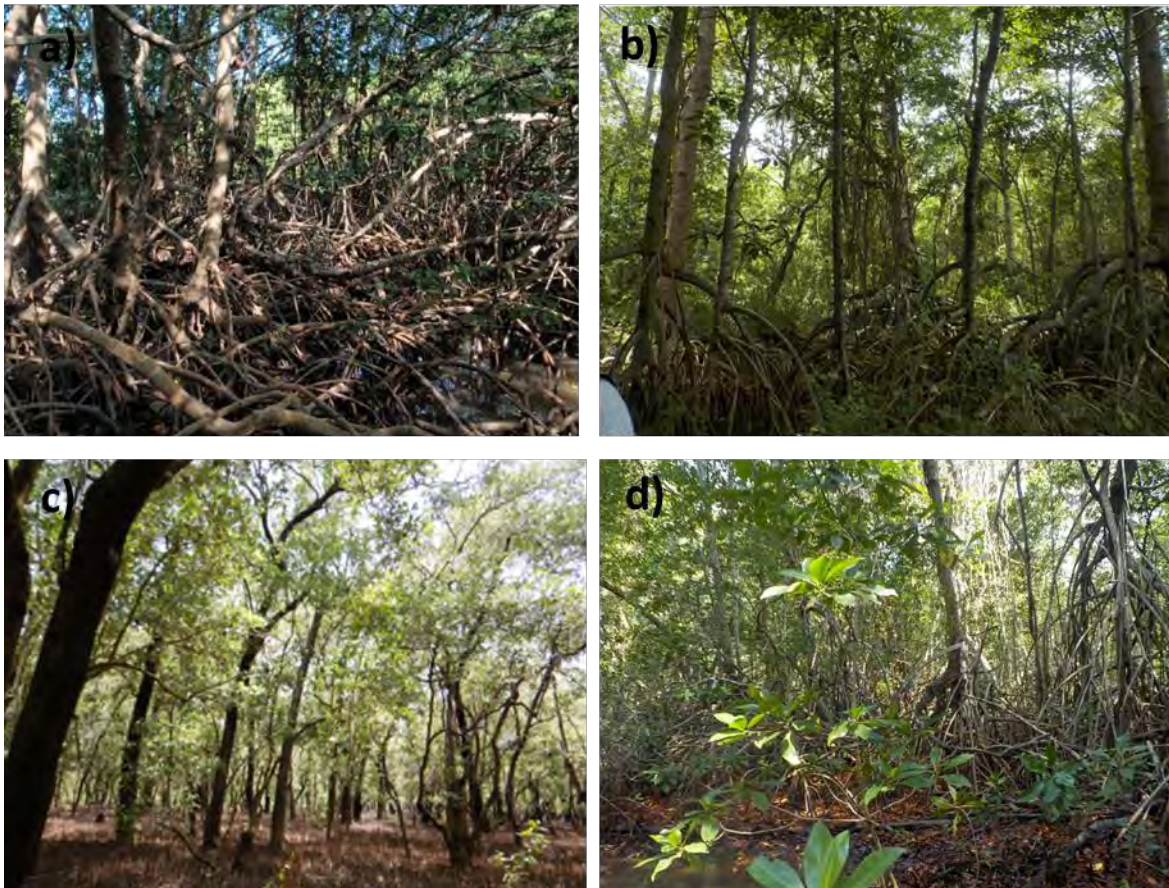


Figura 68. Manglares en la Zona Oeste de Laguna de Términos. a) Manglar Ribereño de *Rhizophora mangle*, b) Manglar Ribereño Alto, c) Manglar de Cuenca de *Avicennia germinans*, d) Manglar de Cuenca de *Rhizophora mangle*. Fotos: Laboratorio de Producción Primaria – CINVESTAV.



Figura 69. Manglares en la Zona Sur de Laguna de Términos. a) Manglar Ribereño Muy Alto, b) Manglar Ribereño Alto, c) Manglar alto de *Laguncularia* y *Rhizophora*, d) Manglar de Cuenca de *Avicennia germinans*. Fotos: Laboratorio de Producción Primaria – CINVESTAV.



Figura 70. Manglares en la Zona Este de Laguna de Términos. a) Manglar Ribereño Alto, b) Manglar Ribereño de *Rhizophora mangle* y *Laguncularia racemosa*, c) Manglar de Cuenca, d) Manglar de Cuenca *Avicennia germinans*. Fotos: Laboratorio de Producción Primaria – CINVESTAV.



Figura 71. Manglares en la Zona Norte de Laguna de Términos. a) Manglar Ribereño Alto, b) Manglar Ribereño Alto, c) Manglar de Cuenca de *Avicennia germinans*, d) Manglar de Cuenca *Avicennia germinans* delgados. Fotos: Laboratorio de Producción Primaria – CINVESTAV.

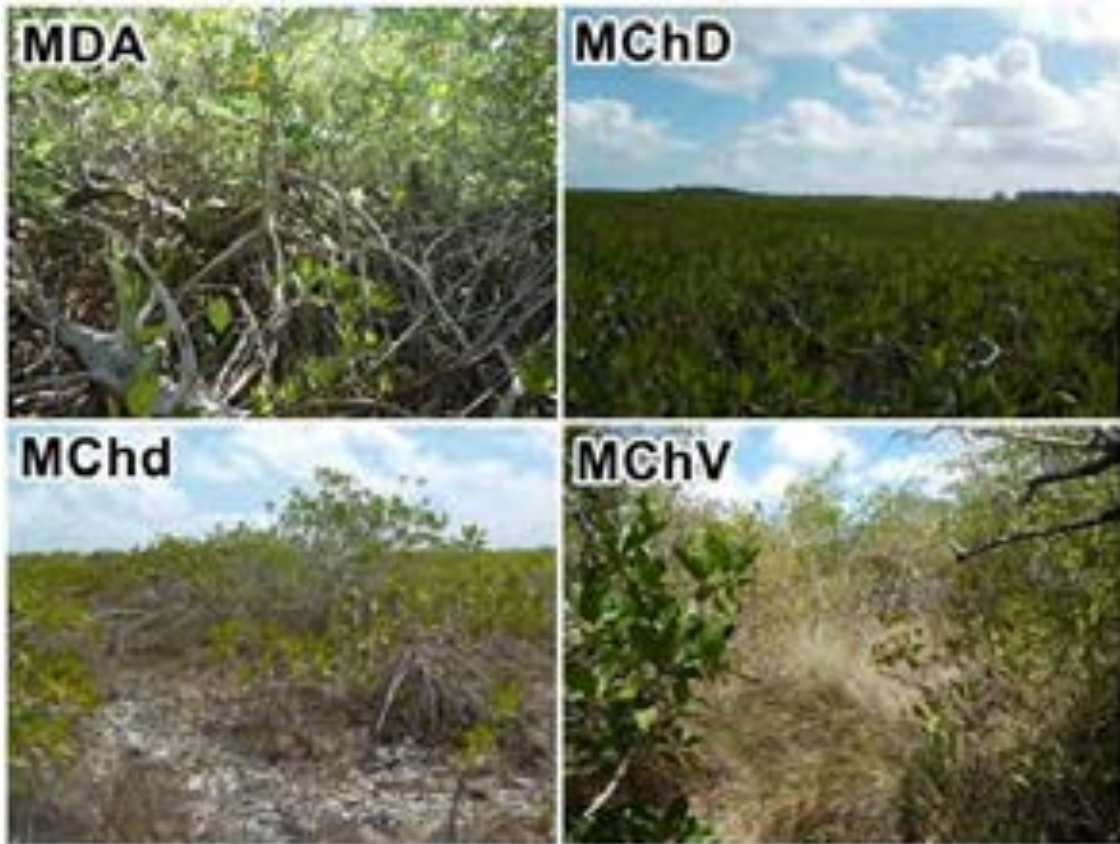


Figura 72. Clases de manglar identificadas en Sian Ka'an: MDA = Manglar Denso Alto, MChD = Manglar Chaparro Denso, MChd = Manglar Chaparro disperso, MChV = Manglar Chaparro con otra Vegetación. Fotos: Laboratorio de Producción Primaria – CINVESTAV.

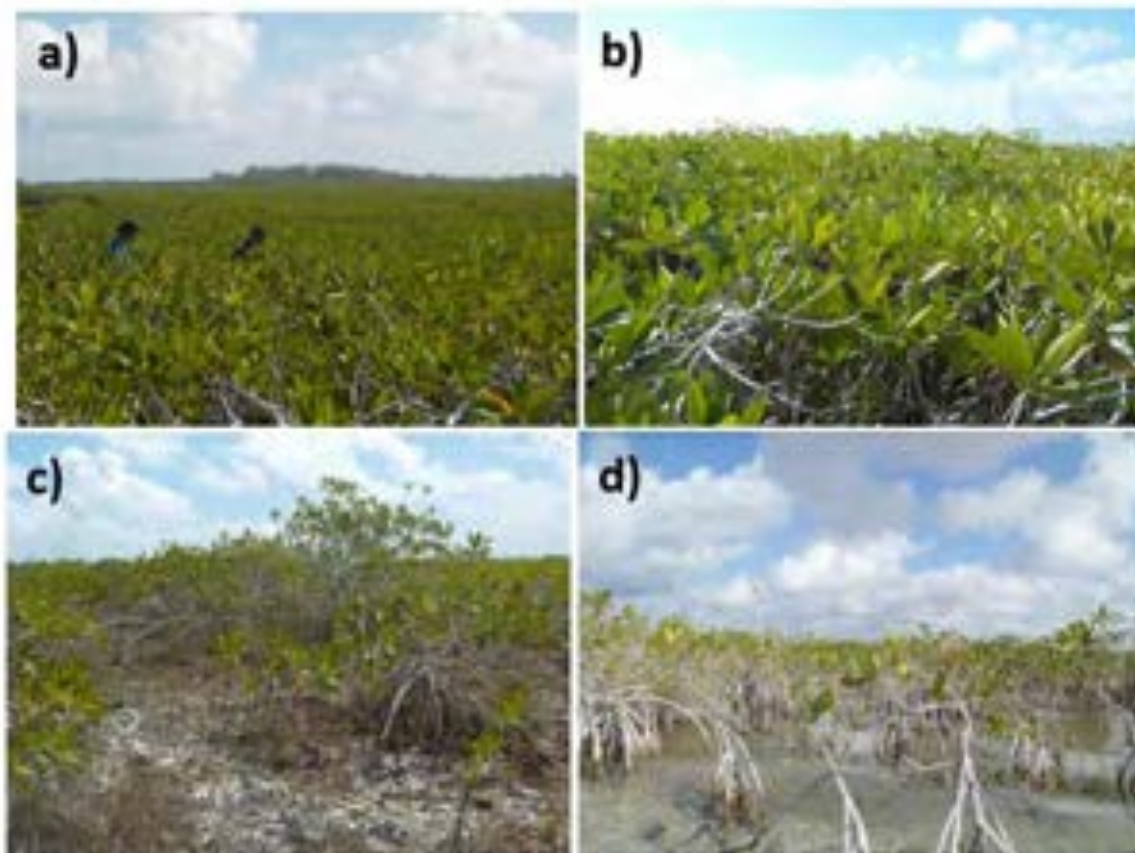


Figura 73. Manglares en la Zona Norte de Sian Ka'an. a) y b) Muyil 1, manglares chaparros densos; c) y d) Muyil 2, manglares chaparros dispersos. Fotos: Laboratorio de Producción Primaria – CINVESTAV.



Figura 74. Manglares en la Zona Centro de Sian Ka'an. a) El Playón, manglares chaparros dispersos; b) El Playón, manglares chaparros densos; c) Isla Pitahaya, manglares ribereños altos; y d) Cayo Culebra, manglares altos. Fotos: Laboratorio de Producción Primaria – CINVESTAV.

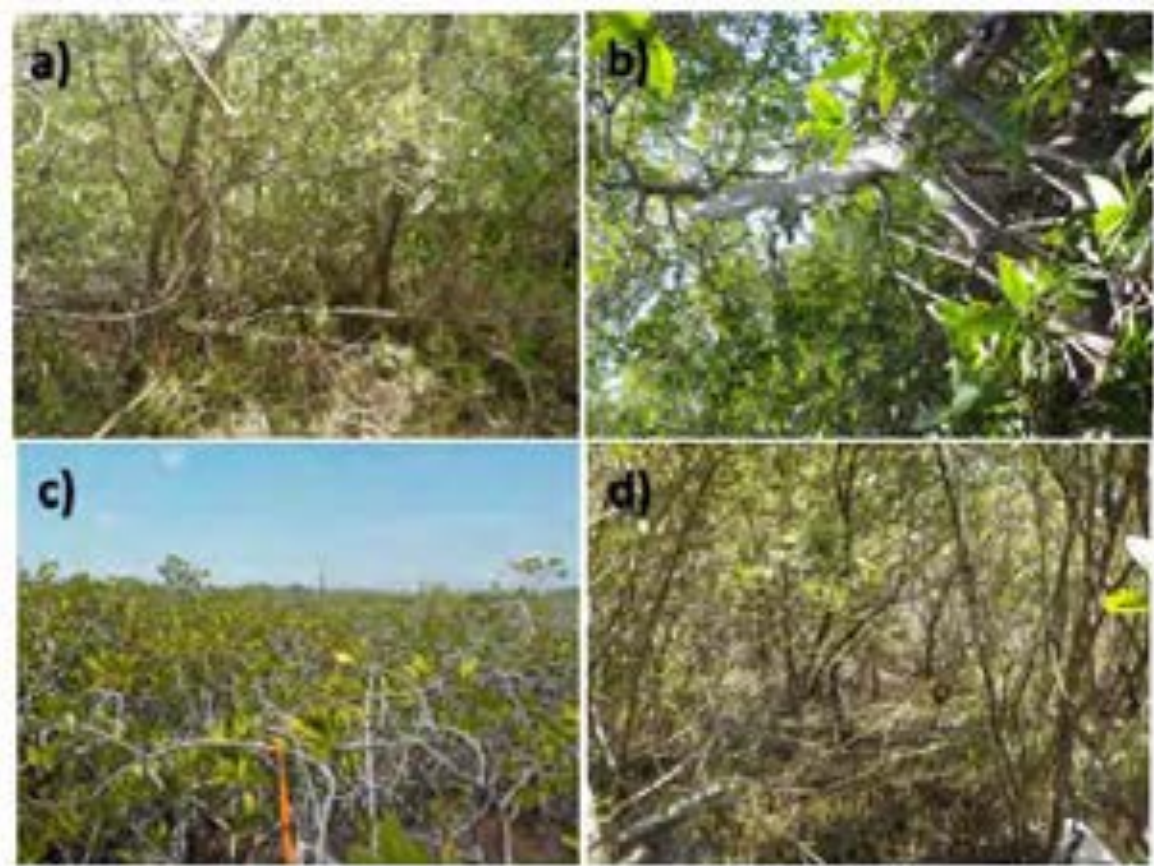


Figura 75. Manglares en la Zona Sur de Sian Ka'an. a) Canche Balam, manglares mezclados con otra vegetación; b) Isla Pobre 1, manglares ribereños altos; c) Isla Pobre 2, manglares chaparros de *R. mangle*; y d) Pueblo, manglares de cuenca de *A. germinans*. Fotos: Laboratorio de Producción Primaria – CINVESTAV.

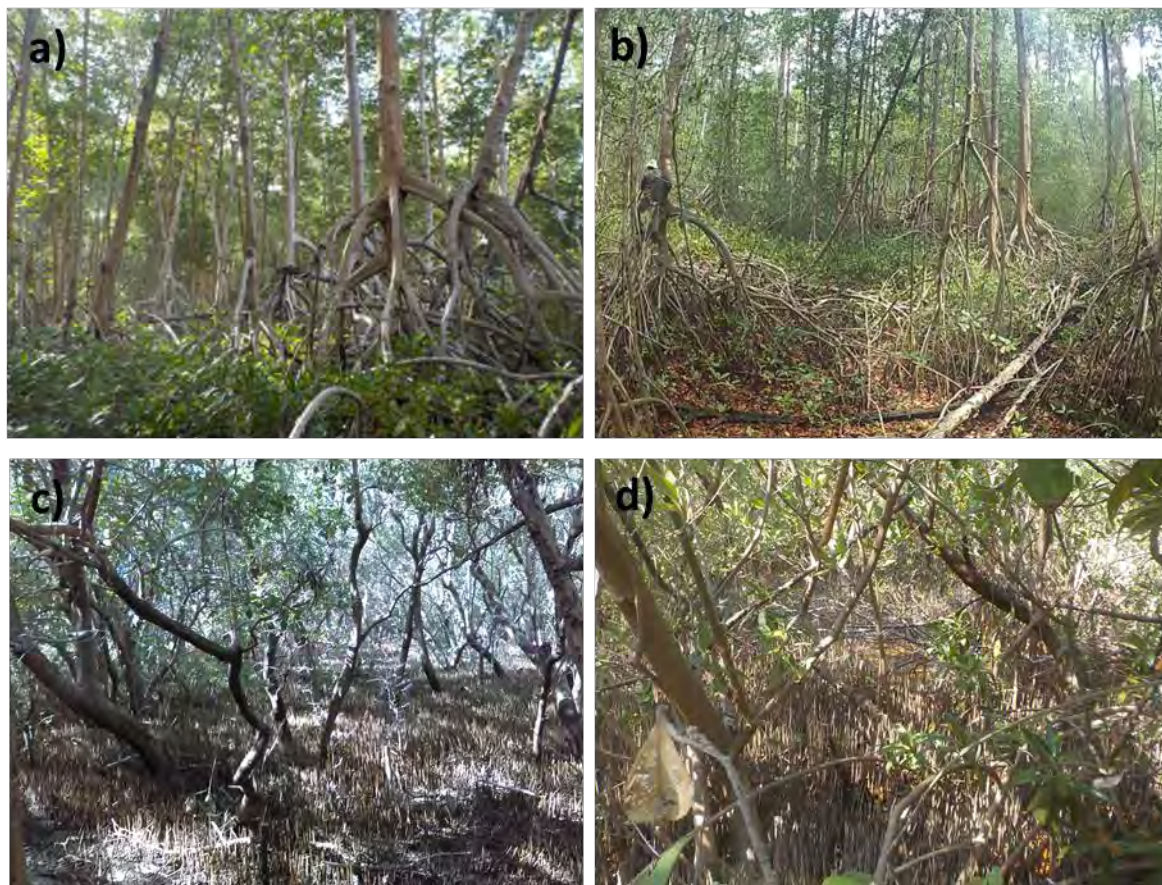


Figura 76. Clases de manglar identificadas en La Encrucijada. a) MRMA = Manglar Ribereño Muy Alto, b) MRA = Manglar Ribereño Alto, c) MC = Manglar de Cuenca, d) MCV = Manglar de Cuenca con otra Vegetación. Fotos: Laboratorio de Producción Primaria – CINVESTAV.



Figura 77. Manglares en la zona con influencia marina de La Encrucijada. a) MRMA = Manglar Ribereño Muy Alto, b) MRA = Manglar Ribereño Alto, c) MC = Manglar de Cuenca con otra Vegetación, d) MCV = Manglar de Cuenca con otra Vegetación. Fotos: Laboratorio de Producción Primaria – CINVESTAV.



Figura 78. Manglares en la zona con influencia de Ríos en La Encrucijada. a) MRA = Manglar Ribereño Alto, b) MRMA = Manglar Ribereño Muy Alto, c) MC = Manglar de Cuenca con otra Vegetación, d) MC = Manglar de Cuenca con otra Vegetación. Fotos: Laboratorio de Producción Primaria – CINVESTAV.

VI.2 Pastos Marinos

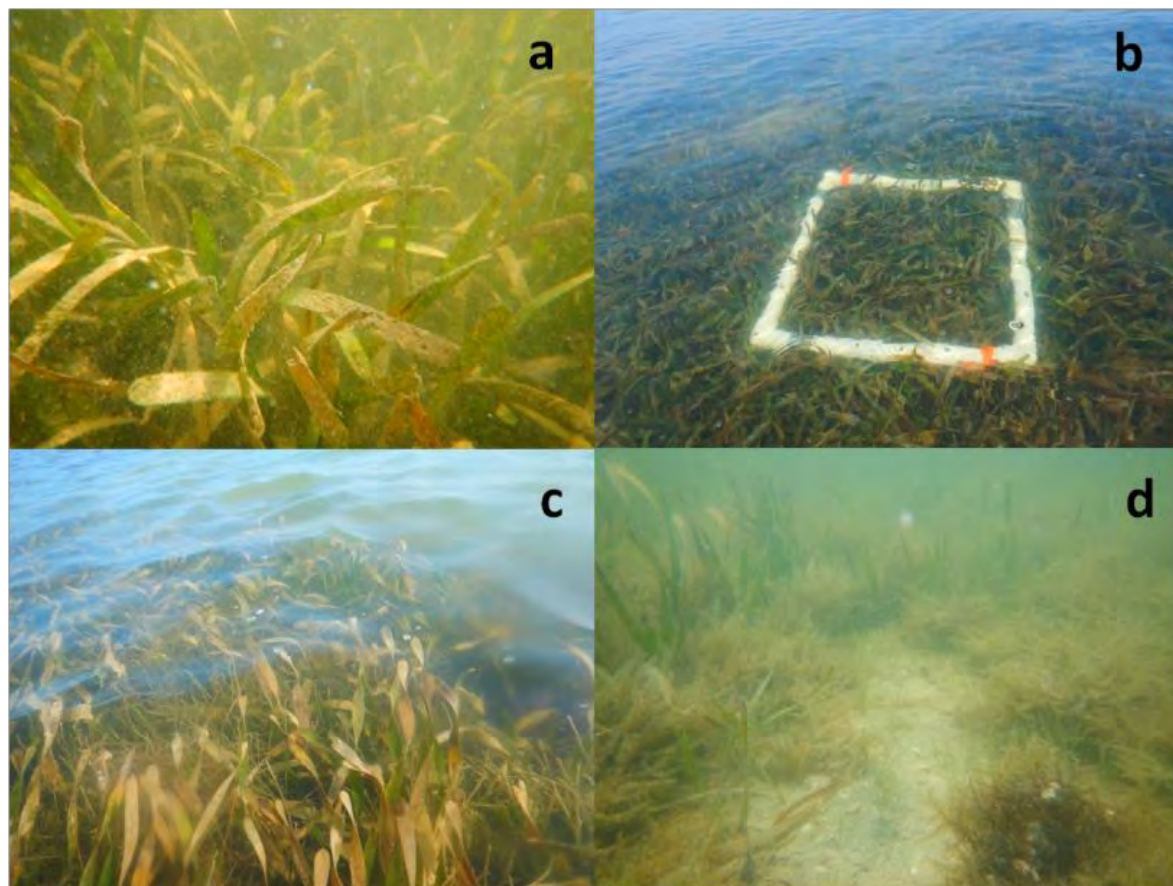


Figura 79. Pastos marinos de Laguna de Términos. a) Cama monoespecífica dominada por *T. testudinum*. b) Presencia de *T. testudinum* sobre la parte central de Laguna de Términos. c) Cama multiespecífica dominada por *T. testudinum* y *S. filiforme*. d) Parches de *T. testudinum* y macroalgas de la zona Oeste de LT. Fotos: Laboratorio de Producción Primaria – CINVESTAV.

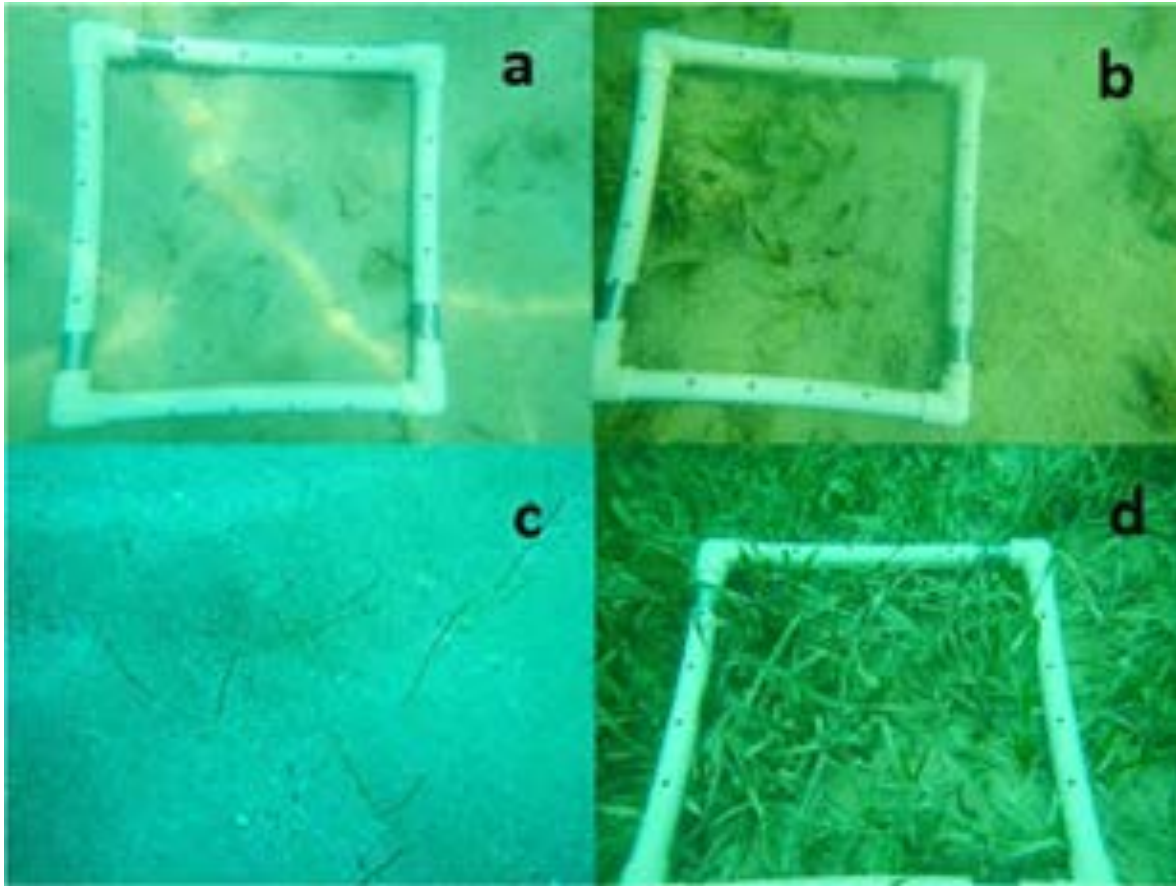


Figura 80. Pastos marinos de Sian Ka'an. A) Fondo característico de la zona Oeste de la reserva. B) Paisaje característica de la zona Central dominada por *T. testudinum*. C) Cama monoespecífica dominada por *H. wrightii*. D) Parches de *T. testudinum* de la zona Sur de la reserva. Fotos: Laboratorio de Producción Primaria – CINVESTAV.

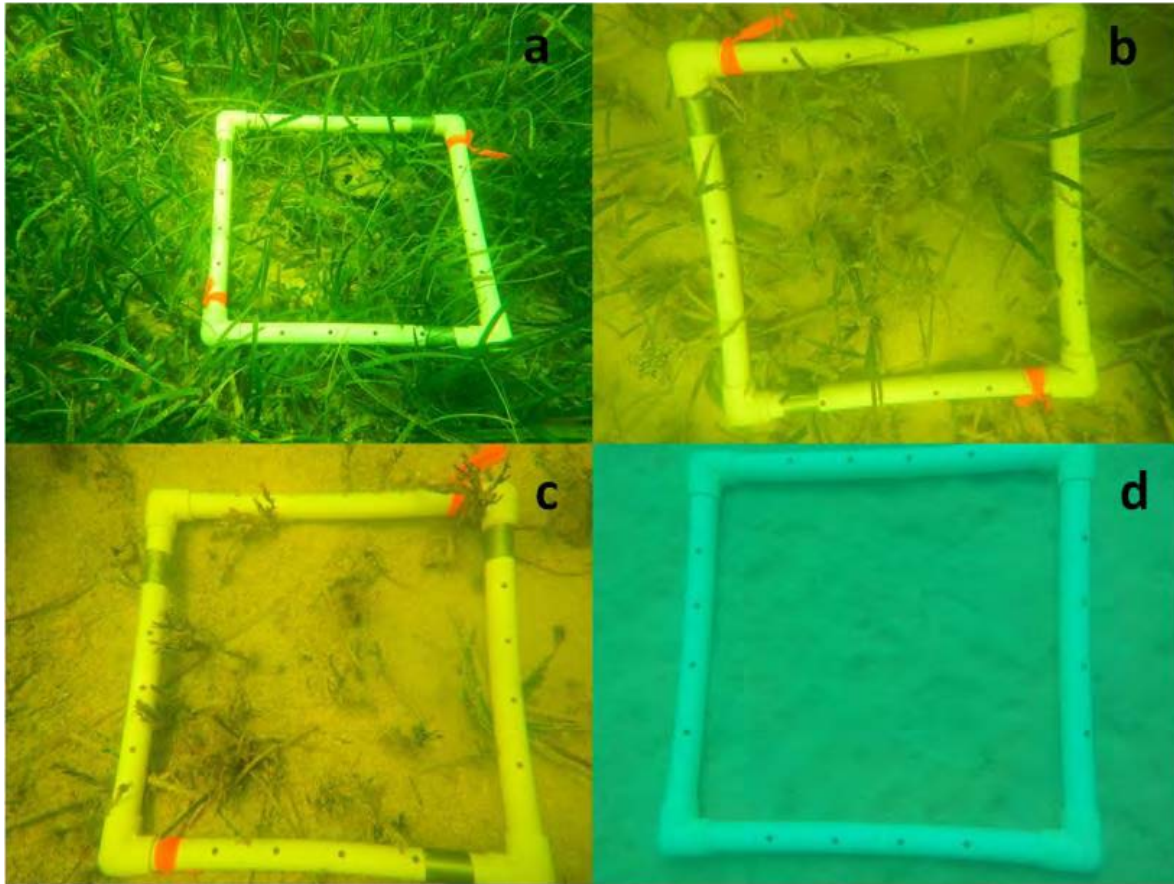


Figura 81. Pastos marinos de la reserva de los Petenes. a) Fondo característico de la zona Central de la reserva. b) Paisaje característica de la zona somera dominada por *T. testudinum*. c) Paisaje del fondo marino dominado por *T. testudinum* y macroalgas. d) Dunas de arena característico de la zonas más somera y próxima a zonas de manglar. Fotos: Laboratorio de Producción Primaria – CINVESTAV.

Parte 3

Análisis espacial del potencial de los ecosistemas de carbono azul en México.

Responsable: Marcia Moreno-Báez, PhD.

Apoyo técnico: Ana Laura Borges Mis, Lic.

Coordinador del Proyecto: Dr. Jorge A. Herrera Silveira

RESUMEN

Los manglares, las praderas de pastos marinos y las zonas de humedales son conocidas como zonas de hábitats costeros o “Carbono Azul”. Hoy en día, la degradación y la pérdida de estos hábitats representa un problema importante en relación a las emisiones de gases de efecto invernadero (GEIs) a consecuencia y que impacta directamente a estos sumideros de carbono. Si bien se han llevado a cabo esfuerzos sustanciales para comprender y capitalizar el secuestro de carbono a nivel nacional en México, los cálculos de las reservas de carbono son difíciles debido a que no se cuenta con los suficientes datos empíricos que ayuden a evaluar los almacenes de carbono en diferentes tipos de manglar. En este trabajo, se integra en un sistema de información geográfica (SIG) el potencial de los ecosistemas de carbono azul (manglar y pastos marinos), utilizando datos espaciales y temporales temáticos, modelos globales de carbono aéreo, suelo y subterráneo, y datos sobre la distribución de manglar y pastos marinos incluyendo aquellos compilados por Herrera-Silveira et al. (2016; datos no publicados). Con base en estos datos e información se llevaron a cabo ejercicios para estimar el potencial de los ecosistemas de carbono azul total en México, así como en las diferentes regiones identificadas por CONABIO (Troche-Souza et al., 2016, Valderrama-Landeros et al., 2017). Para el manglar en particular, se tomó en cuenta los datos espaciales publicados por CONABIO (2013-2016) y se utilizó el análisis geoespacial para hacer los cálculos de carbono. Además, se identificó el cambio potencial o pérdida a través del tiempo desde 1970 - 2015. Los resultados indican que la integración de los datos generados tanto por modelos como aquellos generados por estudios a escala local, enriquecen el conocimiento sobre estos ecosistemas y ayudan a visualizar de mejor manera aquellas zonas importantes como reservas. Igualmente, se pudieron identificar aquellas regiones donde los datos son pobres y hay necesidad de invertir en estudios que muestren con mejor detalle el valor ecológico de los sistemas de manglar. Esto también está en relación con la sugerencia de fortalecer la capacidad de integración de datos relacionados con los hábitats costeros y marinos, así como al almacén y flujo de carbono azul en México. La relación de los almacenes y flujos de carbono en los manglares y pastos marinos favorecerá que otros estudios relacionados con biodiversidad, salud del ecosistema y servicios ambientales se fortalezcan. Igualmente, se identificaron criterios adicionales a los ya identificados por los expertos para hacer una selección de sitios con necesidades de evaluación y monitoreo. Finalmente, este reporte junto con los demás de esta consultoría deben considerarse la punta de lanza que permita impulsar la mejora en cuanto a la toma de decisiones relacionadas con mecanismos de desarrollo y sustentabilidad ambiental, políticas de mitigación al cambio climático y reducción de emisiones de gases de efecto invernadero en México utilizando datos existentes sobre estos hábitats y el Carbono Azul.

TABLA DE CONTENIDO

ÍNDICE DE TABLAS	252
ÍNDICE DE FIGURAS	252
I. INTRODUCCIÓN	255
II. METODOLOGÍA	259
II.1. Fuentes de información	259
II.1.1. Manglar	259
II.1.2. Pastos Marinos	260
II.1.3. Datos temáticos.....	261
II.1.4. Reserva de carbono aéreo en México (Cartus et al., 2014)	262
II.1.5. Reserva de carbono orgánico de suelos.....	263
II.2. Potencial de carbono en manglar y pastos marinos	264
II.2.1. Cálculo de carbono aéreo y subterráneo utilizando los modelos globales	264
II.2.2. Proceso integrador de modelos globales (Cartus et al., 2014; Hengl et al., 2017) y datos publicados y compilados a escala local de Herrera et al. (2016)	266
II.2.3. Cálculo del carbono orgánico: promedio y acumulado	266
II.3. Calcular en almacenamiento de carbono para manglar a través del tiempo: tendencia a futuro	268
II.4. Sitios prioritarios para evaluación y monitoreo	268
II.4.1. Criterios	268
II.4.2. Proceso de selección	271
II.4.3. Selección de zonas prioritarias en pastos marinos	273
III. RESULTADOS.....	274
III.1. SIG de manglares, pastos marinos y datos temáticos.....	274
III.2. Potencial de carbono en manglar y pastos marinos	277
III.2.1. Cálculo de carbono aéreo y subterráneo utilizando los modelos globales	277
III.2.2. Proceso integrador de modelos globales (Cartus et al., 2014; Hengl et al., 2017) y datos publicados y compilados a escala nacional de Herrera-Silveira et al. (2016)	280
III.2.3. Cálculo del carbono orgánico promedio, acumulado y CO ₂ en manglares y pastos marinos	283
III.3. Cambio en almacenamiento de carbono y tendencias a futuro en manglares	298
III.4. Zonas prioritarias para la evaluación el monitoreo de carbono	301
III.4.1. Vacíos de información	301
III.4.2. Definición de prioridades de monitoreo	304

III.4.3. Zonas prioritarias para la evaluación y monitoreo de pastos marinos..... 306

IV. CONSIDERACIONES FINALES..... 307

V. BIBLIOGRAFÍA..... 309

1 ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Lista de datos espaciales temáticos utilizados para la caracterización de los datos de manglar y pastos marinos.	261
Tabla 2. Lista de archivos de carbono orgánico de suelos de Hengl et al. (2017), integrados al SIG.....	264
Tabla 3. Lista de atributos utilizados para identificar los sitios importantes de monitoreo.....	272
Tabla 4. Lista de elementos espaciales y no espaciales incluidos en la geodatabase, o también conocido como la integración de un SIG.....	274

2 ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. a) Diagramas conceptuales representando las características de la estructura de los manglares (adaptado a Twilley et al., 1996); y b) distribución de las especies de pastos marinos por bioregión y profundidad (Short et al., 2007).....	256
Figura 2. Localización de sitios donde existen publicaciones sobre manglares (Herrera-Silveira et al., 2016).....	259
Figura 3. Localización de sitios donde se cuentan con algún tipo de datos y/o información de pastos marinos para México (CEC, 2016).	260
Figura 4. Mapa de la distribución de carbono aéreo para México tomado de Cartus et al. (2014).	263
Figura 5. Capa de información de Sitios de manglar con relevancia biológica y con necesidades de rehabilitación ecológica (CONABIO, 2009).....	269
Figura 6. Mapa de uso del suelo y vegetación de la zona costera asociada a los manglares de México en 2015 (CONABIO 2013b).	271
Figura 7. Promedio de carbono orgánico aéreo (Mg C/ha) por región basado en los modelos de Cartus et al. (2014).....	278
Figura 8. Promedio de carbono orgánico en suelos (Mg C/ha) hasta 1 m, por región basado en los modelos de Hengl et.al. (2017).	279
Figura 9. Carbono total promedio y acumulado para las diferentes regiones de México.	280
Figura 10. Comparación de los promedios de carbono aéreo entre los modelos globales (Cartus et al., 2014) y el resultado de la integración de los datos compilados por Herrera-Silveira et al. (2016) y los modelos globales cuando no había datos.	281
Figura 11. Comparación de los promedios de carbono de suelos y subterráneo entre los modelos globales (Hengl et al., 2017) y el resultado de la integración de los datos compilados por Herrera-Silveira et al. (2016) y los modelos globales cuando no había datos.	282
Figura 12. Comparación de los promedios de carbono total entre los modelos globales (Cartus et al., 2014; Hengl et al., 2017) y el resultado de la integración de los datos compilados por Herrera-Silveira et al. (2016) y los modelos globales cuando no había datos.....	283
Figura 13. Mapa nacional de carbono orgánico aéreo (Mg/ha), una combinación de los datos compilados por Herrera-Silveira et al. (2016) y el modelo de Cartus et al. (2014).	284
Figura 14. Mapa de carbono orgánico aéreo (Mg/ha) para la región de Pacífico Norte, una combinación de los datos compilados por Herrera-Silveira et al. (2016) y el modelo de Cartus et al. (2014).	285
Figura 15. Mapa de carbono orgánico aéreo (Mg/ha) para la región de Pacífico Centro, una combinación de los datos compilados por Herrera-Silveira et al. (2016) y el modelo de Cartus et al. (2014).	286

Figura 16. Mapa de carbono orgánico aéreo (Mg/ha) para la región de Pacífico Sur, una combinación de los datos compilados por Herrera-Silveira et al. (2016) y el modelo de Cartus et al. (2014).	287
Figura 17. Mapa de carbono orgánico aéreo (Mg/ha) para la región del Golfo de México, una combinación de los datos compilados por Herrera-Silveira et al. (2016) y el modelo de Cartus et al. (2014).	288
Figura 18. Mapa de carbono orgánico aéreo (Mg/ha) para la región de Península de Yucatán, una combinación de los datos compilados por Herrera-Silveira et al. (2016) y el modelo de Cartus et al. (2014).	289
Figura 19. Mapa nacional de carbono orgánico en suelos y subterráneo (MgC/ha), una combinación de los datos compilados por Herrera-Silveira et al. (2016) y el modelo de Hengl et al. (2017).	290
Figura 20. Mapa de carbono orgánico suelos y subterráneo (Mg/ha) para la región de Pacífico Norte, una combinación de los datos compilados por Herrera-Silveira et al. (2016) y el modelo de Hengl et al. (2017).	290
Figura 21. Mapa de carbono orgánico suelos y subterráneo (Mg/ha) para la región de Pacífico Centro, una combinación de los datos compilados por Herrera-Silveira et al. (2016) y el modelo de Hengl et al. (2017).	291
Figura 22. Mapa de carbono orgánico suelos y subterráneo (Mg/ha) para la región de Pacífico Sur, una combinación de los datos compilados por Herrera-Silveira et al., 2016 y el modelo de Hengl et al., 2017.	292
Figura 23. Mapa de carbono orgánico de suelos y subterráneo (Mg/ha) para la región del Golfo de México, una combinación de los datos compilados por Herrera-Silveira et al. (2016) y el modelo de Hengl et al. (2017).	292
Figura 24. Mapa de carbono orgánico suelos y subterráneo (Mg/ha) para la región de Península de Yucatán, una combinación de los datos compilados por Herrera-Silveira et al. (2016) y el modelo de Hengl et al. (2017).	293
Figura 25. Mapa nacional de carbono orgánico total (Mg/ha), una combinación de los datos compilados por Herrera-Silveira et al. (2016) y los modelos de Cartus et al. (2014) y Hengl et al. (2017).	294
Figura 26. Mapa de carbono orgánico total (Mg/ha) para la región Pacífico Norte, una combinación de los datos compilados Herrera-Silveira et al. (2016) y los modelos de Cartus et al. (2014) y Hengl et al. (2017).	295
Figura 27. Mapa de carbono orgánico total (Mg/ha) para la región Pacífico Centro, una combinación de los datos compilados Herrera-Silveira et al. (2016) y los modelos de Cartus et al. (2014) y Hengl et al. (2017).	295
Figura 28. Mapa de carbono orgánico total (Mg/ha) para la región Pacífico Sur, una combinación de los datos compilados Herrera-Silveira et al. (2016) y los modelos de Cartus et al. (2014) y Hengl et al. (2017).	296
Figura 29. Mapa de carbono orgánico total (Mg/ha) para la región Golfo de México, una combinación de los datos compilados Herrera-Silveira et al. (2016) y los modelos de Cartus et al. (2014) y Hengl et al. (2017).	296
Figura 30. Mapa de carbono orgánico total (Mg/ha) para la región Península de Yucatán, una combinación de los datos compilados Herrera-Silveira et al. (2016) y los modelos de Cartus et al. (2014) y Hengl et al. (2017).	297
Figura 31. Promedios de carbono total (Mg C/ha) para pastos marinos en México. Estos datos fueron compilados por Herrera-Silveira et al. (datos no publicados).	298

Figura 32. Cambio en almacenamiento de carbono y tendencias a futuro en manglares (elaboración propia).....	299
Figura 33. Tendencia en la pérdida de manglar en México en el período 1970-81 a 2005 (elaboración propia).....	300
Figura 34. Tendencia en la pérdida de manglar en México en el período de 2005 - 2010 (elaboración propia).....	300
Figura 35. Tendencia en la pérdida de manglar en México en el período de 2010 – 2015 (elaboración propia).....	301
Figura 36. Estudios integrados sobre carbono aéreo para México (Herrera-Silveira et al., 2016) (elaboración propia).....	302
Figura 37. Estudios integrados sobre carbono subterráneo para México (Herrera-Silveira et al., 2016) (elaboración propia).....	303
Figura 38. Estudios integrados sobre carbono total para México (Herrera-Silveira et al., 2016) (elaboración propia).....	303
Figura 39. Tendencia en el cambio de uso de suelo relacionado al manglar por actividad antrópica (elaboración propia).....	304
Figura 40. Tendencia en el cambio de uso de suelo relacionado al manglar por actividad antrópica (elaboración propia).....	305
Figura 41. Zonas prioritarias para la evaluación de los almacenes de carbono en manglares de México (elaboración propia).....	306
Figura 42. Mapa de prioridades de evaluación de los almacenes de carbono de Pastos Marinos en México (zonas recuadros rojos) (elaboración propia).....	307

ANÁLISIS ESPACIAL DEL POTENCIAL DE LOS ECOSISTEMAS DE CARBONO AZUL EN MÉXICO

I. INTRODUCCIÓN

Carbono Azul

Los manglares, las praderas de pastos marinos y las zonas de humedales son conocidas como zonas de hábitats costeros o “Carbono azul”. En su conjunto, estas zonas secuestran casi el equivalente al total de carbono orgánico de las zonas de vegetación terrestre independientemente de que su biomasa sea mucho más limitada en área. Así, el carbono azul representa el almacenamiento de carbono que existe en estos ambientes de transición costeros.

Los suelos relativamente anaeróbicos de los hábitats costeros evitan la remineralización del carbono orgánico y tienden a promover el secuestro de carbono a largo plazo (Mateo et al., 1996; Pedersen et al., 2011). Como tal, el carbono puede almacenarse durante siglos a milenios, a diferencia de las escalas decadales típicas de los sistemas terrestres, y nunca se saturan debido a la acumulación vertical de sedimentos en estos hábitats (Ezcurra et al., 2016). Los hábitats costeros de vegetación producen y almacenan su propio carbono (carbono autóctono), pero también atrapan el carbono producido de otros lugares (carbono alóctono). Su habilidad para atrapar partículas y sedimentos en suspensión significa que los hábitats con vegetación costera pueden apropiarse de grandes cantidades de carbono orgánico alóctono que se origina en hábitats adyacentes, tanto terrestres como marinos (García and Duarte, 2002; Greiner et al., 2013).

Hoy en día, la degradación y la pérdida de hábitats costeros es un problema que impacta directamente a estos sumideros de carbono, favoreciendo emisiones de gases de efecto invernadero a consecuencia de los eventos de perturbación natural o antropogénica. Estos impactos incluyen la pérdida de manglares y pastos marinos por desastres naturales o el desmonte de zonas de manglar para pastoreo o el desarrollo de zonas acuícolas. En el caso de los pastos marinos el deterioro de la calidad del agua (transparencia), la infraestructura costera (puertos y marinas,) y la eliminación de las praderas para el uso recreativo de playas han impactado este ecosistema. Hasta hoy se sabe que las estimaciones globales actuales de la pérdida de hábitat de manglar son de alrededor del 25-35% (Valiela et al., 2001), y no se tienen datos de las áreas perdidas de pastos marinos. Por ejemplo, en México se han perdido aproximadamente 80,850 ha de manglar (Valderrama-Landeros et al., 2017) desde la época de los años 70’s, lo que corresponde a casi la mitad de la superficie total de la Ciudad de México. La extracción directa de los manglares debido a la expansión urbana, desarrollo industrial y el crecimiento de la población en las zonas costeras de México son las principales causas de esas pérdidas (Valderrama-Landeros et al., 2017).

Aunque los beneficios de estos hábitats costeros son relativamente bien conocidos, en México el acceso a datos confiables sobre la reserva de carbono orgánico es muy limitado a estudios locales hechos por

diferentes autores y en diferentes años (ver también Herrera-Silveira et al., 2016). Por lo tanto, nuestra capacidad de estimar el secuestro global de carbono puede estar fuertemente influenciada por los valores de estas zonas ya estudiadas o por otros modelos globales, lo que hace difícil predecir los niveles de almacenamiento de carbono en regiones que nunca han sido muestreadas. Además, incluso para las áreas que se han muestreado, los datos disponibles indican que existe considerable variación en el almacenamiento de carbono orgánico entre los diferentes lugares (Herrera-Silveira et al., *sin publicar*). La variación en el almacenamiento de carbono orgánico se ha atribuido a múltiples factores biológicos y ambientales que pueden influir fuertemente en la tasa de deposición de carbono orgánico (Lavery et al., 2013, 2016).

Por ejemplo, los manglares se encuentran en las regiones tropicales y subtropicales, sin embargo, aunque las características que determinan su distribución son variadas y complejas, sabemos que actúan en un rango de escalas espaciales y temporales y bajo factores determinantes como la temperatura (Hogarth, 1999; Walsh, 1974). Igualmente, se han identificado otros factores biológicos (i.e., ciclo de vida) o físico-químicos (i.e., precipitación, salinidad, frecuencia en la inundación, procesos de sedimentación, frecuencia y grado de influencia hídrica de los ríos y mantos freáticos, tipo de suelo y la geomorfología) que también influyen en su distribución (Tomlinson, 1986).

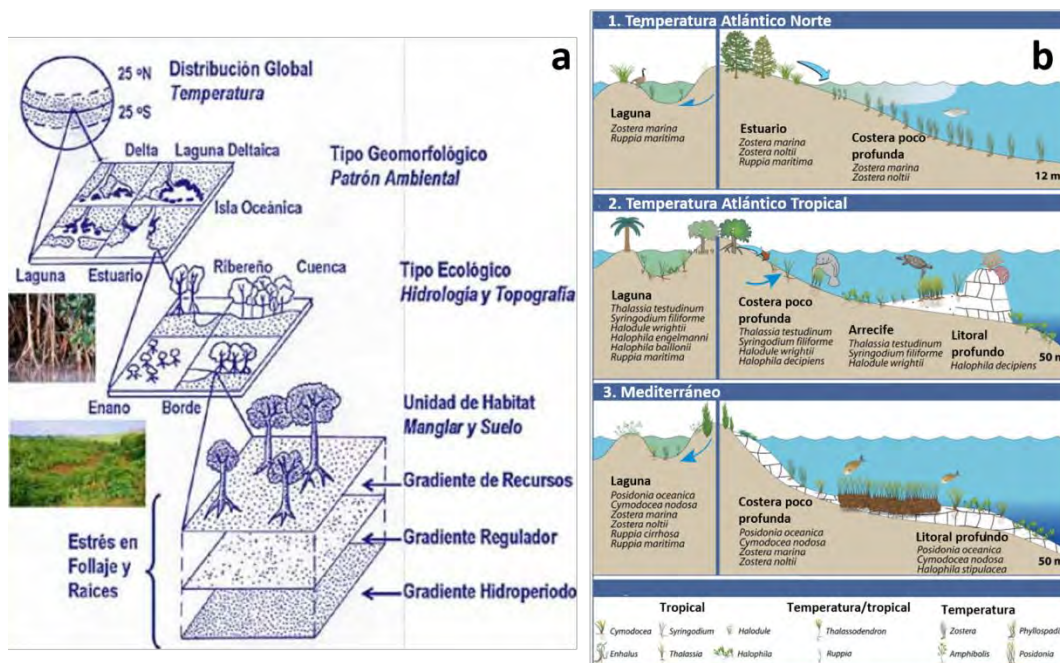


Figura 100. a) Diagramas conceptuales representando las características de la estructura de los manglares (adaptado a Twilley et al., 1996); y b) distribución de las especies de pastos marinos por bioregión y profundidad (Short et al., 2007)

Es por esto que la distribución de los manglares a escalas global, regional y local tiene influencia ecológica importante y presta innumerables servicios ecosistémicos aprovechados principalmente por las comunidades costeras y adyacentes, además de otras especies de flora y fauna que dependen de ellos para completar sus ciclos de vida en una región (Laegdsgaard and Johnson, 2001; MEA, 2016).

Si bien se están llevando a cabo esfuerzos sustanciales para comprender y capitalizar el secuestro de carbono a nivel nacional en México (Rodríguez-Zúñiga, et al., 2013; Herrera-Silveira et al., 2016; Valderrama-Landeros et al., 2017), hacer los cálculos de las reservas de carbono en estos hábitats costeros y marinos es difícil, ya que no se cuenta con los suficientes datos empíricos que ayuden a evaluar los almacenes de carbono en diferentes tipos de manglar (Herrera-Silveira et al., 2016) y no hay datos ni de las coberturas de pastos marinos. Para mejorar la comprensión de los factores espaciales y temporales que influyen en la variabilidad del almacenamiento de carbono en los hábitats costeros y marinos, se requiere ampliar el conocimiento e integrarse de tal forma que se pueda medir y describir de manera visual las características más importantes de su distribución y extensión. Estas mediciones deberían estar basadas en diferentes categorías como área (ej. área total del hábitat), longitud (ej. perímetro del hábitat), conectividad (ej. vecino más cercano, proximidad, fragmentación), y diversidad (ej., regularidad y tipo dominante).

Este reporte integra en un sistema de información geográfica (SIG), el potencial de los ecosistemas de carbono azul (manglar y pastos marinos). El trabajo consistió en la integración de datos espaciales y temporales temáticos, modelos globales de carbono aéreo, suelo y subterráneo, y datos sobre la distribución de manglar y pastos marinos incluyendo aquellos compilados por Herrera-Silveira et al. (2016). Con base en estos datos e información se hicieron análisis espaciales utilizando la información disponible, y estimando el potencial de los ecosistemas de carbono azul total en México, así como en las diferentes regiones identificadas por CONABIO (Troche-Souza et al., 2016; Valderrama-Landeros et al., 2017) identificándose el cambio potencial o pérdida a través del tiempo. Igualmente, se determinan criterios adicionales a los ya identificados por los expertos (ver también CONABIO (2009)) y se hace una selección de sitios con necesidades de evaluación y monitoreo.

Objetivo general

El objetivo de este trabajo es estimar el potencial de los ecosistemas de carbono azul, específicamente manglar y pastos marinos a escala nacional y regional. Esta estimación se basa en la incorporación de datos científicos publicados o disponibles a través de portales de información para manglar y pastos marinos.

Objetivos específicos

1. Integrar información de los ecosistemas de manglar y pastos marinos además de información temática en relación con los mismos:
 - a. Hacer una clasificación de los sistemas de manglar y pastos marinos con base en la información adicional pertinente a estos hábitats.
 - b. Compilar, integrar y revisar la información disponible temática, climática y biofísica disponible y asociarla a la información de manglar según las posibilidades.
 - c. Integrar los resultados en un sistema de información geográfica (SIG).
2. Calcular el potencial de carbono en manglar y pasto marino utilizando los datos publicados y compilados
 - a. Estimar el potencial de carbono a nivel sistema, región y nacional utilizando información compilada de sitios de manglar y pastos marinos (Herrera-Silveira et al., 2016) y otras

bases de datos no publicadas (*com. pers. Herrera-Silveira datos no publicados*) y con base en el cálculo de carbono total hecho para cada sitio.

- b. Calcular el potencial de carbono aéreo, subterráneo y total a escala local, utilizando información de modelos globales publicados (Cartus et al., 2014; Hengl et al., 2017) para los sistemas de manglar solamente.
3. Calcular el cambio en almacenamiento de carbono para manglar y determinar las tendencias en un escenario a futuro.
4. Definir sitios prioritarios para evaluación y monitoreo.

Formato del reporte

1. Descripción general de las fuentes de información.
2. Descripción de la metodología del análisis de las fuentes de información y bases de datos.
3. Descripción de los resultados.
4. Se presentan consideraciones finales

II. METODOLOGÍA

2.1 II.1. Fuentes de información

2.1.1 II.1.1. Manglar

Los datos sobre la distribución espacial de los manglares para México fue adquirida del geoportal de información de CONABIO (ver: <http://www.conabio.gob.mx/informacion/gis/>) disponibles para el período 1970 – 1981, 2005, 2010 y 2015; éste último a una escala 1:50,000 (ver también: Valderrama-Landeros et al., 2017; Troche-Souza et al., 2015; Rodríguez-Zúñiga et al., 2013). Los datos disponibles proveen el área calculada en hectáreas y la longitud de costa donde existe manglar. Además, se añadió un identificador único (ID) para llevar a cabo un mejor manejo de los datos y poder utilizarlo para ligar cualquier otra información temática o biofísica que se integre.

Para identificar de una manera más fácil las diferentes regiones y ecorregiones en las que los manglares se distribuyen, se llevaron a relaciones espaciales. Así, cualquier análisis utilizando los datos de manglares puede clasificarse por región o ecorregión. La información publicada por Herrera-Silveira et al., (2016) fue también integrada como parte del ejercicio y esto ayudó a la identificación de los sistemas de manglares (Fig. 2). También se utilizó información sobre sitios Ramsar (CONANP, 2016), Áreas Naturales Protegidas (CONANP, 2016), toponimia, o nombres de subcuencas.



Figura 101. Localización de sitios donde existen publicaciones sobre manglares (Herrera-Silveira et al., 2016).

2.1.2 II.1.2. Pastos Marinos

Los datos sobre la distribución espacial de pastos marinos provienen de dos fuentes secundarias de información: Herrera-Silveira et al. (datos no publicados) y la compilación hecha por la Comisión para la Cooperación Ambiental (CCA (CCE), 2016) o “Comission for Environmental Cooperation” (CEC) la cual contiene solo la localización (coordenadas) de estos hábitats (Fig. 3).



Figura 102. Localización de sitios donde se cuentan con algún tipo de datos y/o información de pastos marinos para México (CCA (CCE), 2016).

2.1.3 II.1.3. Datos temáticos

La lista completa con los nombres y fuente de la información de otras capas de información espacial compiladas para este trabajo, se muestran en la Tabla 1. Estas capas de información forman parte de las variables climáticas y físico-biológicas integradas para llevar a cabo la caracterización de los sistemas de manglar y pastos marinos, mismas que fueron integradas a un sistema de información geográfico (SIG).

Tabla 35. Lista de datos espaciales temáticos utilizados para la caracterización de los datos de manglar y pastos marinos.

Tema	Descripción	Enlace
Regionalización (monitoreo manglar CONABIO)	El mapa representa 5 regiones de estudio de los manglares de México, acordadas en el 'II Taller sobre la problemática de los ecosistemas de Manglar', realizado del 26 al 29 de octubre de 2005, en el Centro Universitario de la Costa de la Universidad de Guadalajara, Puerto Vallarta, Jalisco, México. Fue actualizado por la CONABIO en 2010 integrando criterios de áreas naturales protegidas, sitios Ramsar, modelo digital de elevación, área buffer de 5 kilómetros alrededor de todos los polígonos del mapa de distribución de manglares de 2005, la serie I de INEGI y sitios de manglar con relevancia biológica y con necesidades de rehabilitación ecológica.	http://www.conabio.gob.mx/informacion/gis/ (Junio 01, 2017)
Ecorregiones de WWF	Las ecorregiones son el resultado de diversos estudios biogeográficos refinando y sintetizada la información existente en talleres regionales durante 10 años para ensamblar el conjunto de datos global. Las ecorregiones se anidan dentro de dos clasificaciones de orden superior: biomasa y reinos biogeográficos. En conjunto, estos niveles de clasificación anidados proporcionan un marco de comparación entre las unidades y la identificación de hábitats representativos y conjuntos de especies.	https://www.worldwildlife.org/pages/conservation-science-data-and-tools (Junio 01, 2017)

Estas capas de información temáticas (Tabla 1) fueron utilizadas para poder clasificar y caracterizar la información de manglares (CONABIO, 2013a, 2016; Herrera-Silveira et al., 2016) y pastos marinos (Herrera-Silveira et al., *datos no publicados*) utilizando herramientas de concatenación, clasificación y análisis espacial. Igualmente, algunas capas de información fueron utilizadas para correr algunos análisis espaciales que servirían en este reporte para la caracterización.

La información generada se integró en una *geodatabase*⁶ pero también se generaron archivos por separado en diferentes formatos que van desde shapefiles⁷, archivos raster (ejemplo: *.tiff, grid), o tablas (ejemplo: *.csv, *.txt). Por ejemplo, las capas de información para manglar pueden ser unidas y clasificadas con base en las diferentes variables ambientales.

2.1.4 II.1.4. Reserva de carbono aéreo en México (Cartus et al., 2014)

Cartus et al. (2014) llevó a cabo junto con algunas agencias de México (ej. INEGI) y la iniciativa de las naciones unidas UN-REDD+ (*Reducing Emissions from Deforestation and Forest Degradation*) un ejercicio para valorar el potencial de la reserva de carbono aéreo. El ejercicio consistió en generar un mapa espacialmente explícito del carbono almacenado en los bosques de México a partir de modelos empíricos, utilizando el Inventario Nacional Forestal (INF) y datos digitales generados a partir de modelos raster. Entre 2004 y 2007, la Comisión Nacional Forestal Nacional (CONAFOR) estableció una red de ~26,000 parcelas de inventario permanente en el marco del INF y suelos (CONAFOR, 2012). Estos datos sirvieron como respuesta del modelo para extender espacialmente las estimaciones basadas en el campo del carbono almacenado en la biomasa viva seca calculada a partir de ecuaciones alométricas.

Esto después se representó espacialmente a una escala espacial de $30 \times 30 \text{ m}^2$ (i.e., tamaño del pixel) usando estimaciones de densidad de biomasa derivadas de las imágenes de satélite Landsat, y otros datos generados a partir de ALOS PALSAR, así como información de modelos digitales de elevación derivados de datos topográficos. Además, se hizo una validación para los diferentes tipos de bosque donde se obtuvieron precisiones bajas para los bosques ubicados en pendientes pronunciadas. El carbono aéreo se estimó en toneladas de carbono por hectárea y se puso a disposición del público en formato *raster*⁸ (Fig. 4). El proceso que se llevó a cabo con respecto a esta información fue hacer una selección de información para la zona costera únicamente y se integró como un mosaico de imágenes al SIG. La información es accesible de manera gratuita a través del sitio: <http://whrc.org/first-detailed-map-of-aboveground-forest-carbon-stocks-in-mexico-unveiled/>

⁶ Una geodatabase de ArcGIS es una colección de datasets geográficos de varios tipos contenida en una carpeta de sistema de archivos común, una base de datos de Microsoft Access o una base de datos relacional multiusuario DBMS (por ejemplo, Oracle, Microsoft SQL Server, PostgreSQL, etc.).

⁷ Formato sencillo y no topológico que se utiliza para almacenar la ubicación geométrica y la información de atributos de las entidades geográficas.

⁸ Malla o matriz regular de celdas de un área determinada.

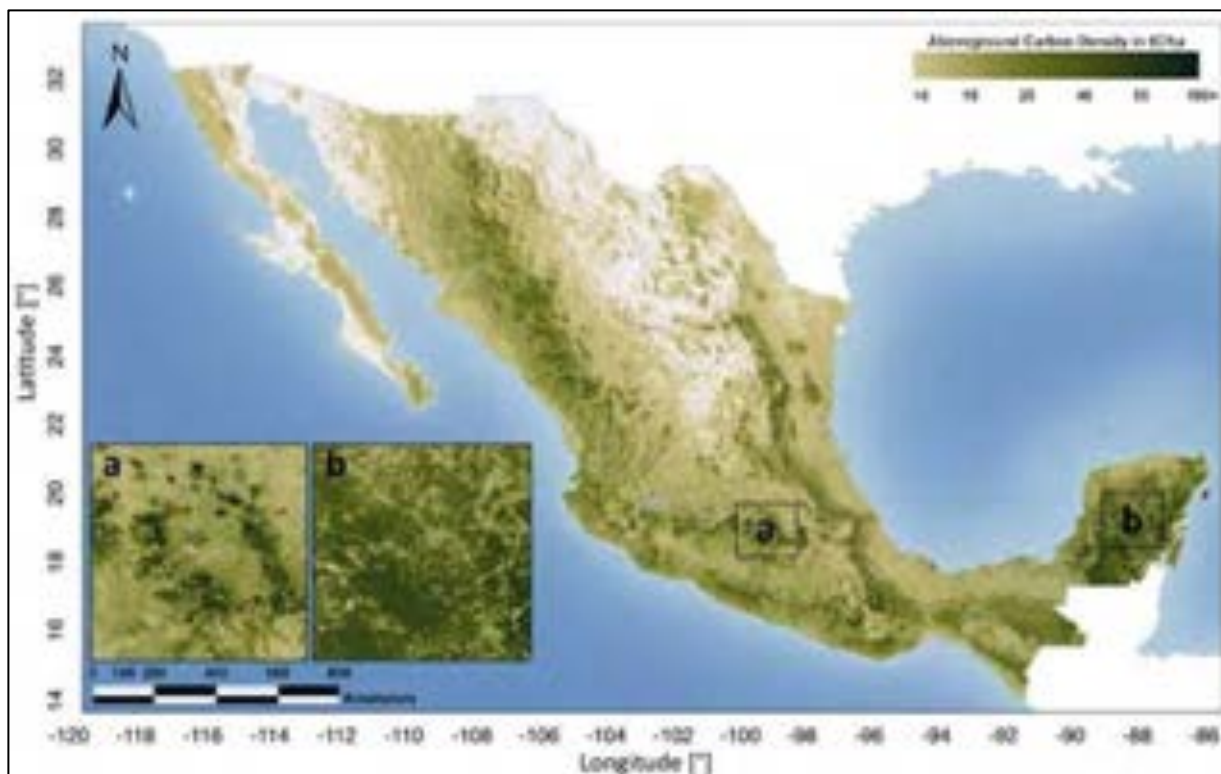


Figura 103. Mapa de la distribución de carbono aéreo para México tomado de Cartus et al. (2014).

2.1.5 II.1.5. Reserva de carbono orgánico de suelos

Los datos de almacén de carbono orgánico en suelos de Hengl et al. (2017) es la revisión de un ejercicio hecho anteriormente (Hengl et al., 2014) donde se generaron predicciones de variables como carbono orgánico, densidad de suelo, pH, y textura, a una escala global para siete profundidades estándares (0, 5, 15, 30, 60, 100 and 200 cm). Las predicciones se basaron en estudios publicados, análisis de imágenes de satélite, modelos digitales de elevación e imágenes de clima. Con esto construyeron modelos inteligentes y mejoraron la precisión de los resultados en comparación con versiones anteriores (para más información ver Hengl et al. (2017)). La información reporta el carbono orgánico en toneladas por hectárea y las capas originales que se integraron en el SIG se muestran en la Tabla 2.

Tabla 36. Lista de archivos de carbono orgánico de suelos de Hengl et al. (2017), integrados al SIG.

Nombre del archivo (capa)	Descripción
OCSTHA_M_sd1	Reserva de carbono orgánico en toneladas por hectárea en el intervalo de profundidad de 0.00m - 0.05m
OCSTHA_M_sd2	Reserva de carbono orgánico en toneladas por hectárea en el intervalo de profundidad de 0.05m - 0.15m
OCSTHA_M_sd3	Reserva de carbono orgánico en toneladas por hectárea en el intervalo de profundidad de 0.15m - 0.30m
OCSTHA_M_sd4	Reserva de carbono orgánico en toneladas por hectárea en el intervalo de profundidad de 0.30m - 0.60m
OCSTHA_M_sd5	Reserva de carbono orgánico en toneladas por hectárea en el intervalo de profundidad de 0.60m - 1.00m
OCSTHA_M_sd6	Reserva de carbono orgánico en toneladas por hectárea en el intervalo de profundidad de 1.00m - 2.00m

2.2

2.3 II.2. Potencial de carbono en manglar y pastos marinos

2.3.1 II.2.1. Cálculo de carbono aéreo y subterráneo utilizando los modelos globales

Para poder hacer un análisis comparativo entre los diferentes datos disponibles en cuanto al carbono aéreo, de suelos y subterráneo se integraron dos fuentes principales de información: 1) reserva de carbono aéreo para México de Cartus et al. (2014); y 2) SoilGrids250m de Hengl et al. (2017). A continuación, se describen brevemente los datos y se presenta qué procesos se llevaron a cabo para la integración, análisis espacial, y comparativo entre los diferentes datos.

2.3.1.1 II.2.1.1. Reserva de carbono orgánico de aéreo

La información espacial de carbono aéreo se integró en el SIG tal como se describió en la sección anterior de “Fuentes de información”. Más adelante, se presenta la forma en la que se utilizó esta capa de información espacial con valores de carbono aéreo para calcular el carbono total de los ecosistemas de carbono azul para México.

2.3.1.2 II.2.1.2. Reserva de carbono orgánico de suelos

La información integrada de suelos (ver sección de “Fuentes de información”) se utilizó para generar nuevas capas de información espacial que proporcionan los valores de carbono en diferentes intervalos y también, los valores sumados del carbono orgánico desde 0.00 m hasta 1.00 m y 2.00 m respectivamente. Esto se hizo para poder comparar la información publicada por Hengl et al. (2017) con

la compilación hecha a partir de las publicaciones de Herrera-Silveira et al. (2016). Por ejemplo, si se quería conocer el total de carbono orgánico desde la superficie hasta 1.00 m de profundidad, se sumaban las capas de todos los intervalos desde 0.00m hasta 1.00m:

OCSTHA_M_sd1 + OCSTHA_M_sd2 + OCSTHA_M_sd3 + OCSTHA_M_sd4 + OCSTHA_M_sd5

El resultado se convierte en el cálculo total de C orgánico de la biomasa del suelo integrando los diferentes estratos. Este cálculo se replicó utilizando todas las capas de información que comprenden los intervalos de 0.00 – 2.00 m de profundidad como información adicional. Los datos de suelos están calculados en unidades estándares de Mg C/ha.

2.3.1.3 II.2.1.3. Reserva de carbono total

Para poder integrar y calcular los estadísticos básicos (i.e., promedio, sumatoria, mínimo, máximo, desviación estándar y varianza) de la reserva de carbono aéreo y de suelos por área de manglar (i.e., polígono) identificada por CONABIO para los diferentes años, se utilizó la herramienta *Zonal Statistics as table* del ESRI ArcGIS 10.3. Esta herramienta resume los valores de un ráster dentro de las zonas de otro conjunto de datos (ej. polígonos de manglar) y genera una tabla de resultados estadísticos.

Un problema al que se enfrentó al hacer estos cálculos fue que cuando los polígonos eran de un área ~ <2 ha, o se encontraban en la zona costera donde ningún pixel resultante de la capa de carbono total se hiciera presente, la herramienta *Zonal Statistics* no los incluía en su análisis. Para el caso de los polígonos con un área menor a dos hectáreas se generó un punto (i.e., centroide) y se utilizó *Extract Values to Points* para extraer los valores de los pixeles y obtener la reserva de carbono calculada. En el caso de los polígonos que cayeron en zonas donde no existían datos generados por la capa de carbono total⁹, se determinó que el valor que se asignaría a los polígonos sería el valor promedio reconocido de aquellos polígonos que sí contaban con información para los manglares que pertenecían al mismo sistema o aledaños (más cercanos). Así, ningún polígono de manglar quedaría sin un valor de carbono total. Este se integró después a los elementos de la capa de manglar. Este proceso se hizo tanto para el cálculo de carbono de aéreo como par el subterráneo.

Para el cálculo del carbono total se integró la información en una sola tabla de atributos de cada uno de los “shapefiles” de manglares para los años 1970-1981, 2005, 2010 y 2015. Como cada polígono adoptó un valor de carbono de suelos y un valor de carbono aéreo, se sumaron usando la ecuación estándar que integra los promedios de los almacenes de carbono:

$$\underline{C \text{ total (Mg C/ha) = C biomasa aérea + [C suelos]}}$$

Esto generó un dato por polígono de carbono total en Mg/ha.

La reserva de carbono de cada sistema de manglar se calculó usando la siguiente ecuación:

⁹ Muchas veces estas herramientas para extraer valores estadísticos espaciales no son compatibles entre capas y tiene que ver principalmente con la resolución de las capas de información.

$$\text{Reserva de carbono (Mg C)} = [\text{C promedio (Mg/ha)} * \text{Área (ha)}]$$

Para el cálculo de la reserva de carbono total a una escala regional se siguió la siguiente ecuación:

$$\text{Reserva de carbono por región (MgC)} = \sum [\text{C promedio (Mg/ha)} * \text{Área (ha)}]$$

2.3.2 II.2.2. Proceso integrador de modelos globales (Cartus et al., 2014; Hengl et al., 2017) y datos publicados y compilados a escala local de Herrera-Silveira et al. (2016)

Para hacer un análisis comparativo de la información publicada se utilizaron las coordenadas de cada sistema de manglar extraído de las publicaciones a nivel local hechas por Herrera-Silveira et al. (2016) y se georreferenciaron. Una vez hecho esto, se identificaron los sistemas de manglar en la información de CONABIO que se utilizó para extraer los promedios de carbono total y se unieron en una tabla utilizando la herramienta de *Spatial Join*. Los valores estadísticos estándares se generaron para las diferentes variables integradas dentro de la base de datos de Herrera-Silveira et al. (2016) con base en cada sistema identificado dentro de la capa de manglares de CONABIO. Esta tabla genera valores mínimos, máximos, promedios, desviación estándar y varianza. Una vez hecho esto, se generó una sola tabla que integra valores de las diferentes variables y el carbono (C) para todos aquellos sistemas comunes entre los dos sets de datos y se unieron. Esta tabla asocia principalmente los valores de carbono aéreo y de suelo generados por los modelos globales con cada uno de los puntos identificados (n = 421) por Herrera-Silveira et al. (2016), pues son los datos comparables.

Otras variables integradas se utilizaron también para clasificar los datos y poder compararlos, pero las comparaciones fueron principalmente de nivel sistema (escala local) hasta escala regional y nacional. Por ejemplo, a escala regional la comparación se hizo integrando los valores de carbono promedio y total calculados por Herrera-Silveira et al. (2016), y aquellos generados por los modelos globales. Para este ejercicio solo se utilizaron los polígonos de manglar que pudieran asociarse con los datos compilados por Herrera-Silveira et al. (2016) y los demás sistemas se dejaron fuera.

Para poder comparar la información sólo se tomó en cuenta la fracción de suelos que va de 0–1 m. Sin embargo, las fracciones de 0-30 cm y de 0–2.00 m también están disponibles en la base de datos. Para el carbono aéreo se compararon los datos tal cual fueron generados en el modelo de Cartus et al. (2014) y aquellos proporcionados por los diferentes autores.

2.3.3 II.2.3. Cálculo del carbono orgánico: promedio y acumulado

Todos los datos relacionados con el cálculo de carbono para manglares y pastos marinos (i.e., Cartus et al., 2014; Herrera-Silveira, 2016, Hengl et al., 2017) se integraron en un SIG y se prepararon de tal forma que, para este análisis en particular se respetaran los datos publicados compilados y se incorporaran los datos de los modelos en aquellos sistemas para los que no se encontró información publicada.

2.3.3.1 II.2.3.1. Manglares

Los cálculos para carbono aéreo, de suelos y total fueron integrados en una base de datos, así como también las coordenadas de los diferentes estudios hechos (*com. pers.* Herrera-Silveira et al., *sin publicar*; Herrera-Silveira et al., 2016). Se calcularon los promedios de carbono orgánico para cada sistema y después se ligó la información a las capas de información de manglares para los diferentes años (1970-1981, 2005, 2010 y 2015) generadas por CONABIO. Esto se hizo a partir de la identificación de sistemas¹⁰ de manglar (ver sección de Manglar en Fuentes de Información) y la asociación de los datos publicados a estos sistemas.

A partir de esta integración fue posible identificar aquellos huecos de información donde no hay estudios publicados o datos. Estos huecos de información se utilizaron para integrar los datos de los modelos globales de Cartus et al. (2014) y Hengl et al. (2017). Una vez que todos los manglares adoptaron valores de carbono promedio (C_{prom}), se calculó el dióxido de carbono promedio (CO_{2prom}) (Mg/ha) utilizando la conversión propuesta por Howard et al. (2014):

$$CO_{2prom} = C_{prom} \times 3.67$$

El cálculo de carbono orgánico acumulado (C_a) para México se llevó a cabo utilizando el área de cada uno de los polígonos identificados como manglar:

$$C_a = C_{prom} \times \text{área}$$

2.3.3.2 II.2.3.2. Pastos marinos

El carbono total en pastos marinos es el resultado de los cálculos hechos por Herrera-Silveira et al. (*datos no publicados*), a partir de la compilación de datos publicados en relación con este hábitat en particular. La información se georreferenció utilizando las coordenadas proporcionadas por alguno de los autores de las publicaciones científicas o utilizando conocimiento de expertos. La información comprende, por lo tanto, puntos con coordenadas y los valores de carbono promedio orgánico aéreo, de sedimento y total. Es importante notar que, sin un área determinada de distribución de pastos marinos, la estimación de la reserva de carbono acumulada en estos hábitats no se puede calcular. De los 153 registros que se capturaron en la base de datos de pastos marinos, 102 cuentan con información sobre su área por lo que solo para estos se podría calcular el carbono o CO_2 acumulado.

¹⁰ Los datos de manglares se agruparon en sistemas de manglar, mismo al que se le asignó un nombre identificado utilizando datos de toponimia, otros datos de manglar, cuencas, etc.

2.4 II.3. Calcular en almacenamiento de carbono para manglar a través del tiempo: tendencia a futuro

Para el cálculo del almacenamiento de carbono para manglar y determinar tendencias, se utilizaron las capas de datos de manglares de CONABIO para los diferentes años (i.e., 1970-1981, 2005, 2010, 2015) que contenían los datos integrados de carbono orgánico acumulado. El procedimiento fue el siguiente:

a) Se sacaron resúmenes de la información relacionada con carbono orgánico acumulado utilizando como unidad básica el sistema. Es decir, si una serie de polígonos pertenecen a un sistema en particular, se calcula el carbono acumulado para éste, que es igual a la suma del carbono acumulado de todos los polígonos que pertenecen a este sistema. Esto se hizo para todos los años.

b) Una vez hecho esto, se calculó el cambio que hubo de carbono (ΔC_a) entre los diferentes años restando el total de carbono acumulado de un año en comparación con la fecha anterior. Ejemplo:

$$\Delta C_{a1} = C_{a,2005} - C_{a,1970-1981}$$

$$\Delta C_{a2} = C_{a,2010} - C_{a,2005}$$

$$\Delta C_{a3} = C_{a,2015} - C_{a,2010}$$

c) Finalmente, el cambio total que muestra a su vez la tendencia se calculó sumando todos los cambios calculados para todos los años:

$$\Delta C_a = C_{a1} + C_{a2} + C_{a3}$$

2.5 II.4. Sitios prioritarios para evaluación y monitoreo

2.5.1 II.4.1. Criterios

La selección de las zonas prioritarias para la evaluación y el monitoreo de los manglares se hizo a partir de varios criterios seleccionados: 1) la identificación en los huecos de información a partir de estudios publicados en México por Herrera-Silveira et al. (2016); 2) los sitios de manglar con relevancia biológica y con necesidades de rehabilitación ecológica (CONABIO 2009); 3) zonas de manglar con mayor potencial de reservas de carbono; y 4) zonas con un alto riesgo de pérdida de manglar por desarrollo de tipo antrópico o cambio de uso de suelo a pecuario o agrícola (CONABIO 2013b; 2016) y 5) áreas donde la conectividad es alta como un indicador de resiliencia (CONABIO, 2013c). Con esta información, se generó un índice que nos permitió valorar de mayor (más prioridad) a menor (menos prioridad), aquellos sitios donde el establecimiento de medidas de la evaluación y monitoreo, podrían ser de gran importancia.

2.5.1.1 II.4.1.1. Identificación de huecos de información

Para la identificación de huecos de información se utilizó como variable la clasificación de datos publicados o modelos en los "shapefiles" de manglares (i.e., caer_p1m2, csub_p1m2_ctot_p1m2) donde

se especifica si los datos integrados pertenecían a una publicación (Herrera-Silveira et al., 2016) o a un modelo global (i.e., Cartus et al., 2014; Hengl et al., 2017). A los polígonos identificados como sistemas de manglar donde hubiera datos de Herrera-Silveira et al. (2016), se les asignó el valor 1; mientras que a los huecos de información identificados y donde se integraron los valores de carbono de modelos globales se les asignó el valor 2.

2.5.1.2 II.4.1.2. Sitios de manglar con relevancia biológica y con necesidades de rehabilitación ecológica

Se integró en el SIG la capa de información publicada por CONABIO (2009) en relación con los sitios de manglar con relevancia biológica y con necesidades de rehabilitación ecológica (Fig. 5) para seleccionar todos aquellos polígonos identificados como prioritarios. Esto se hizo utilizando la herramienta de "Select by location" de ArcGIS y se les asignó el valor (i.e., peso) de 1 para así distinguirlos de los demás polígonos de manglar.

Geoportal de información de CONABIO: <http://www.conabio.gob.mx/informacion/gis/>

Localización de la información dentro del portal: biodiversidad > monitoreo de manglares > Sitios de manglar con relevancia biológica y con necesidades de rehabilitación ecológica.



Figura 104. Capa de información de Sitios de manglar con relevancia biológica y con necesidades de rehabilitación ecológica (CONABIO, 2009).

2.5.1.3 II.4.1.3. Zonas de manglar con mayor potencial de reservas de carbono

La selección se basó en el carbono orgánico promedio calculado en las zonas de manglar. El peso se generó utilizando el total de carbono promedio dividido entre el valor promedio más alto. De esta forma los valores se estandarizaron de 0 – 1.

$$\text{Max Potencial de manglar} = \frac{\text{corg } xy}{\max(\text{corg } xy)}$$

Donde *corgxy* es el carbono promedio y *max (corgxy)* es el carbono promedio más alto.

2.5.1.4 II.4.1.4. Zonas con alto riesgo de pérdida de manglar

Se utilizaron los datos de cambio de uso de suelo y vegetación de CONABIO (2013b, 2016) (Fig. 6) para poder determinar cuáles son aquellos sistemas de manglar donde la actividad antrópica y el cambio de uso de suelo a zonas agrícolas y pecuaria está cambiando más. Utilizando la herramienta de “*Spatial Join*” de ArcGIS, se identificaron las zonas donde al área de actividad antrópica y zonas agrícolas y pecuarias incrementó o decreció a través del tiempo. Se utilizó la capa de manglar del 2015 como el “*Target features*” y las capas para los años 1970-1981, 2005, 2010 y 2015 como los “*Join features*”. La operación de unión fue de “*One to many*”. Después se hizo un resumen basado en nombres de sistemas para calcular el total de hectáreas donde hubo cambio y se ligaron al archivo de manglar. La información fue entonces integrada y se calcularon cambios por polígono y año, y después se estandarizaron los valores de 1 (pérdida de manglar) a valores negativos donde hubo ganancia de manglar.



Figura 105. Mapa de uso del suelo y vegetación de la zona costera asociada a los manglares de México en 2015 (CONABIO 2013b).

2.5.1.5

2.5.1.6 II.4.1.5. Conectividad en las zonas de manglar

Se incorporó una capa de conectividad resultado de la unión de todas las capas de conectividad para los diferentes estados costeros de México (CONABIO, 2013c) utilizando la herramienta “Merge” de ArcGIS. Después, con procesos de selección de las diferentes categorías de conectividad, se asignaron valores de 0 – 1 para “Muy alta” (1), “Alta (0.75), “Media” (0.50), “Baja” (0.25) y “Muy baja” (0). De esta forma el peso asignado se incorporó como una medida de resiliencia y potencial que los manglares pudieran tener ante cambios en el uso de suelo o cambios causados por el cambio climático. Esto es porque los sistemas de manglar bien conectados tienen mayores probabilidades de recuperarse ante las perturbaciones, aunque en ocasiones los sistemas altamente conectados podrían ocasionar también la rápida dispersión de dichas perturbaciones a lo largo de los mismos. Sin embargo, en este caso se tomó como un aspecto positivo ya que se encuentra entre una lista de recomendaciones y estrategias de conservación para la biodiversidad en relación con la adaptación del cambio climático (Heller y Zavaleta, 2009).

2.5.2 II.4.2. Proceso de selección

Se utilizó la capa espacial de manglares del 2015 (mx_man15gw.shp) generado por CONABIO para identificar los sitios donde potencialmente se debería de llevar a cabo evaluación monitoreo, ya sea por

la falta de datos, como por otros atributos relacionados con la capacidad de almacenar carbono o por ser sitios de alta importancia biológica y con necesidades de restauración, además de otros criterios descritos anteriormente. Los atributos que se utilizaron y que se encuentran en el archivo espacial generado (ver [zonas_prior_monitoreo_manglar.shp](#)) para identificar y seleccionar las zonas prioritarias para el monitoreo, son las siguientes:

Tabla 37. Lista de atributos utilizados para identificar los sitios importantes de monitoreo

Nombre	Atributo	Descripción del atributo
caer_p1m2	Huecos de información en carbono aéreo (5.1.1)	Los valores son 1 (existen publicaciones hechos a escala local – ver Herrera-Silveira et al. (2016)) y 2 (no existen publicaciones y se consideran huecos de información).
csub_p1m2	Huecos de información en carbono subterráneo (5.1.1)	Los valores son 1 y 2 (ver descripción “caer_p1m2)
ctot_p2m1	Huecos de información carbono total (5.1.1)	Los valores son 1 y 2 (ver descripción “caer_p1m2)
sitpriogw	Sitios de manglar con relevancia biológica y con necesidades de rehabilitación ecológica (5.1.2)	Los valores van de 0 (no se identificó como un sitio relevante) y 1 (sitio relevante)
potrescor	Zonas de manglar con mayor potencial de reservas de carbono (5.1.3)	Se generó un índice que tiene valores de 0 – 1 $\text{índice} = \frac{corg\ xy}{\max(corg\ xy)}$
antcamb1	Zonas con alto riesgo de pérdida de manglar – causa antrópica (5.1.4)	Se calculó el riesgo de pérdida por causas antrópicas y éste se estandarizó: la ganancia de manglar tiene valores que van de 0 a valores negativos; o pérdida de manglar con valores mayores a cero hasta 1.
agrcamb1	Zonas con alto riesgo de pérdida de manglar – causa agricultura y pecuaria (5.1.4)	Se calculó el riesgo de pérdida por causas de cambio de uso de suelo y éste se estandarizó: la ganancia de manglar tiene valores que van de 0 a valores negativos; o pérdida de manglar con valores mayores a cero hasta 1.
conect	Conectividad en las zonas de manglar (5.1.5)	Los valores van de 0 – 1 para las categorías de “Muy alta” (1), “Alta (0.75), “Media” (0.50), “Baja” (0.25) y “Muy baja” (0).
monitor	Sitios prioritarios para el monitoreo	El resultado es la suma de los diferentes atributos listados anteriormente: caer_p1m2 + csub_p1m2 + ctot_p2m1 +

2.5.3 II.4.3. Selección de zonas prioritarias en pastos marinos

Para el caso de los pastos marinos, no se hizo ninguna selección de zonas prioritarias, sin embargo, se cuenta con aquellos sitios que registraron reservas altas de carbono como sitios donde se necesita dar continuidad a su estudio. Además, se cuenta con los sitios proveídos por la CCA donde hay presencia de pastos más no existe alguna información publicada. Es por esto por lo que un ejercicio de priorización con la ayuda de expertos se sugiere para darle seguimiento.

III. RESULTADOS

2.6 III.1. SIG de manglares, pastos marinos y datos temáticos

El SIG de manglares, pastos marinos y datos adicionales temáticos fueron integrados en una geodatabase utilizando ArcGIS 10.3 ESRI. Aunque el SIG está en formato de geodatabase, se generaron igualmente archivos independientes como shapefiles y tablas que pueden manejarse independientemente. Por ejemplo, las tablas podrían ser utilizadas para generar otro tipo de productos como gráficos. Todos los archivos contienen un metadatos que puede ser visualizado utilizando ArcGIS y están en formato *.xml.

El ejercicio de la integración de un SIG ayudó a sintetizar principalmente información relacionada con los sistemas costeros de manglar. Uno de los resultados es la integración del nombre de todos los sistemas en México utilizando toponimia, datos temáticos y la información de algunas publicaciones que proveían el nombre del o los sistemas de manglar. Esta clasificación podría actualizarse para aquellas zonas donde no se encontró la toponimia y, por lo tanto, se asignó el nombre de la cuenca - por ejemplo. La clasificación resultó en un total de 101 sistemas con áreas que van desde 1.5 ha (Mulegé) hasta ~ 140,000 ha (Pantanos de Centla – Sistema Lagunar de Términos) (CONABIO, 2017). Igualmente, se integró la clasificación de las regiones de CONABIO (2013d) y las ecoregiones de World Wildlife Fund (Ricketts, 1999).

Se integró un SIG con la información de manglares, pastos marinos y capas temáticas en un archivo digital en formato de geodatabase llamada carb_azul_mexico_pnud.gdb donde se integran tanto tablas como otros archivos espaciales que pueden desplegarse en el software ArcGIS (ver la lista de archivos y una descripción breve en Tabla 4).

Tabla 38. Lista de elementos espaciales y no espaciales incluidos en la geodatabase, o también conocido como la integración de un SIG.

Nombre del archivo	Tipo	Descripción
mx_man70gw	Clase de entidad ¹¹	Cobertura de los manglares en México para los años 1970 – 1981 (CONABIO, 2013a). También incluido en formato *.shp y localizado en la carpeta con el nombre “shp”.
mx_man05gw	Clase de entidad	Cobertura de los manglares en México para los años 2005 (CONABIO, 2013a). También incluido en formato *.shp y

¹¹ Clase de entidad, también conocido en inglés como “Feature class”, son conjuntos homogéneos de entidades comunes, cada una con la misma representación espacial, tal como puntos, líneas o polígonos y un conjunto común de columnas de atributos, por ejemplo, una clase de entidad de línea para representar las líneas de centro de carreteras.

		localizado en la carpeta con el nombre “ <u>shp</u> ”.
mx_man10gw	Clase de entidad	Cobertura de los manglares en México para los años 2010 (CONABIO, 2013a). También incluido en formato *.shp y localizado en la carpeta con el nombre “ <u>shp</u> ”.
mx_man15gw	Clase de entidad	Cobertura de los manglares en México para los años 2015 (CONABIO, 2016). También incluido en formato *.shp y localizado en la carpeta con el nombre “ <u>shp</u> ”.
manglar_data_pts_literat_mx	Clase de entidad	Puntos georeferenciados de estudios y datos colectados por Herrera-Silveira et al. (2016) en relación con el Carbono Azul en México. También incluido en formato *.shp y localizado en la carpeta con el nombre “ <u>shp</u> ”.
manglar_data_table_literat_mx	Tabla	Tabla con los datos de los estudios colectados por Herrera-Silveira et al. (2016) en relación con el Carbono Azul en México. También incluido en formato *.csv y localizado en la carpeta con el nombre “ <u>bases</u> ”.
manglar_data_literat_mx	Relación	Esta relación es la liga entre la clase de entidad <u>manglar_data_pts_literat_mx</u> y la tabla <u>manglar_data_table_literat_mx</u> y es una relación de uno a muchos. Incluida solamente en la geodatabase.
mx_man70_corg_co2_pm	Tabla	Tabla de carbono orgánico y CO ₂ resultado de la integración de datos de Herrera-Silveira et al. (2016) y los datos generados por modelos globales de Cartus et al. (2014) y Hengl et al. (2017) para los polígonos de manglar de CONABIO de 1970-1981 (CONABIO 2013a). También incluido en formato *.csv y localizado en la carpeta con el nombre “ <u>bases</u> ”.
mx_man05_corg_co2_pm	Tabla	Tabla de carbono orgánico y CO ₂ resultado de la integración de datos de Herrera-Silveira et al. (2016) y los datos generados por modelos globales de Cartus et al. (2014) y Hengl et al. (2017) para los polígonos de manglar de CONABIO de 2005. También incluido en formato *.csv y localizado en la carpeta con el nombre “ <u>bases</u> ”.
mx_man10_corg_co2_pm	Tabla	Tabla de carbono orgánico y CO ₂ resultado de la integración de datos de Herrera-Silveira et al. (2016) y los datos generados por modelos globales de Cartus et al. (2014) y Hengl et al. (2017) para los polígonos de manglar de CONABIO de 2010. También incluido en formato *.csv y localizado en la carpeta con el nombre “ <u>bases</u> ”.
mx_man15_corg_co2_pm	Tabla	Tabla de carbono orgánico y CO ₂ resultado de la integración de datos de Herrera-Silveira et al. (2016) y los datos generados por

		modelos globales de Cartus et al. (2014) y Hengl et al. (2017) para los polígonos de manglar de CONABIO de 2015. También incluido en formato *.txt y localizado en la carpeta con el nombre “ <u>bases</u> ”.
corg_co2_70	Relación	Esta relación es la liga entre la clase de entidad <u>mx_man70gw</u> y la tabla <u>mx_man70_corg_co2_pm</u> , y es una relación de uno a uno
corg_co2_05	Relación	Esta relación es la liga entre la clase de entidad <u>mx_man05gw</u> y la tabla <u>mx_man05_corg_co2_pm</u> , y es una relación de uno a uno
corg_co2_10	Relación	Esta relación es la liga entre la clase de entidad <u>mx_man10gw</u> y la tabla <u>mx_man10_corg_co2_pm</u> , y es una relación de uno a uno
corg_co2_15	Relación	Esta relación es la liga entre la clase de entidad <u>mx_man15gw</u> y la tabla <u>mx_man15_corg_co2_pm</u> , y es una relación de uno a uno
mx_man_70_corg_modelos	Tabla	Tabla de carbono orgánico resultado de la integración de los datos generados por modelos globales de Cartus et al. (2014) y Hengl et al. (2017) para los polígonos de manglar de CONABIO de 1970-1981 (CONABIO, 2013a). También incluido en formato *.txt y localizado en la carpeta con el nombre “ <u>bases</u> ”.
mx_man_05_corg_modelos	Tabla	Tabla de carbono orgánico resultado de la integración de los datos generados por modelos globales de Cartus et al. (2014) y Hengl et al. (2017) para los polígonos de manglar de CONABIO de 2005. También incluido en formato *.txt y localizado en la carpeta con el nombre “ <u>bases</u> ”.
mx_man_10_corg_modelos	Tabla	Tabla de carbono orgánico resultado de la integración de los datos generados por modelos globales de Cartus et al. (2014) y Hengl et al. (2017) para los polígonos de manglar de CONABIO de 2010. También incluido en formato *.txt y localizado en la carpeta con el nombre “ <u>bases</u> ”.
mx_man_15_corg_modelos	Tabla	Tabla de carbono orgánico resultado de la integración de los datos generados por modelos globales de Cartus et al. (2014) y Hengl et al. (2017) para los polígonos de manglar de CONABIO de 2015. También incluido en formato *.txt y localizado en la carpeta con el nombre “ <u>bases</u> ”.
zonas_prior_monit_manglar	Tabla	Tabla con los criterios y resultado para la selección de los sitios de monitoreo con valores que van de 0 (menos relevante como sitio de monitoreo) – 9.45 (más relevante), misma que puede ligarse a la capa de manglar 2015 usando la columna de ID
patosm_data_pts_literat_mx	Clase de entidad	Cobertura de pastos marinos para México representada en puntos georeferenciados. Los atributos son los datos colectados por Herrera-Silveira et al., (datos no publicados) en relación con

		el Carbono Azul en México. También incluido en formato *.shp y localizado en la carpeta con el nombre “ <u>shp</u> ”.
na_seagrass_points_feb2015_mx	Clase de entidad	<p>Cobertura de pastos marinos de la CCA. Estos datos están en línea en:</p> <p>http://cec.org/sites/default/atlas/map/?layers=politicalboundaries,saltmarsh,mangrove,seagrass&opacities=19,-,-&zindexes=695,698,697,696&x=-108.920&y=45.946&z=8388608&lang=en</p> <p>También incluido en formato *.shp y localizado en la carpeta con el nombre “<u>shp</u>”.</p>
man_cambios_corg_acum	Table	<p>Pérdida de carbono acumulado para manglar con base en los datos de Herrera-Silveira et al. (2016), los modelos de Cartus et al. (2014) y Hengl et al. (2017), y utilizando la información espacial de manglares CONABIO (2013, 2016). Los detalles están descritos la sección de metodología/sección II.3 (cálculo de almacenamiento de carbono para manglar a través del tiempo). También incluido en formato *.txt y localizado en la carpeta con el nombre “<u>bases</u>”.</p>

Además, se integraron los mismos archivos por separado (tablas y “shapefiles”) en carpetas que se entregan como parte del paquete para poder ser vistos en otros softwares (ej. Excel, QGIS, R,) si se requiere. Todos los archivos contienen un metadata que se integró en formato XML para poder ver los detalles y descripción de la información integrada.

2.7 III.2. Potencial de carbono en manglar y pastos marinos

2.7.1 III.2.1. Cálculo de carbono aéreo y subterráneo utilizando los modelos globales

Los datos de C aéreo generados por Cartus et al. (2014) se integraron espacialmente a los datos de manglares para los años 1970-81, 2005, 2010 y 2015 (ver también sección 1 de Resultados). Esta información quedó en forma de tablas que pueden asociarse con las capas espaciales de manglares para los años citados.

En general, los promedios de carbono orgánico aéreo, subterráneo y total (Fig. 7), reflejan baja variabilidad entre las diferentes regiones de México. Los resultados de carbono aéreo, por ejemplo, muestran promedios similares entre región con un máximo de 17.36 Mg C/ha en la región del Golfo de México y un mínimo de 13.4 Mg C/ha en la región de Pacífico Norte.

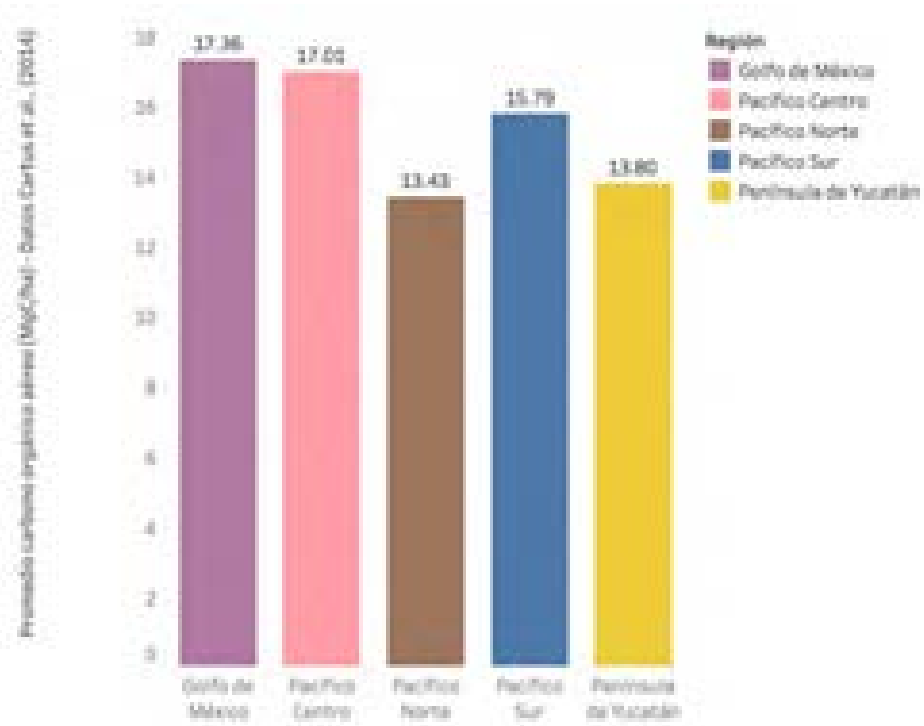


Figura 106. Promedio de carbono orgánico aéreo (Mg C/ha) por región basado en los modelos de Cartus et al. (2014).

Para el carbono orgánico en suelos (Fig. 8), se consideraron las capas que van desde la superficie hasta 1 m de profundidad. Estos resultados muestran que el carbono orgánico de suelos en Yucatán tiene un promedio de 370.1 Mg C/ha de carbono orgánico mientras que la región de Pacífico Centro muestra el promedio más bajo es de 219.1 Mg C/ha.

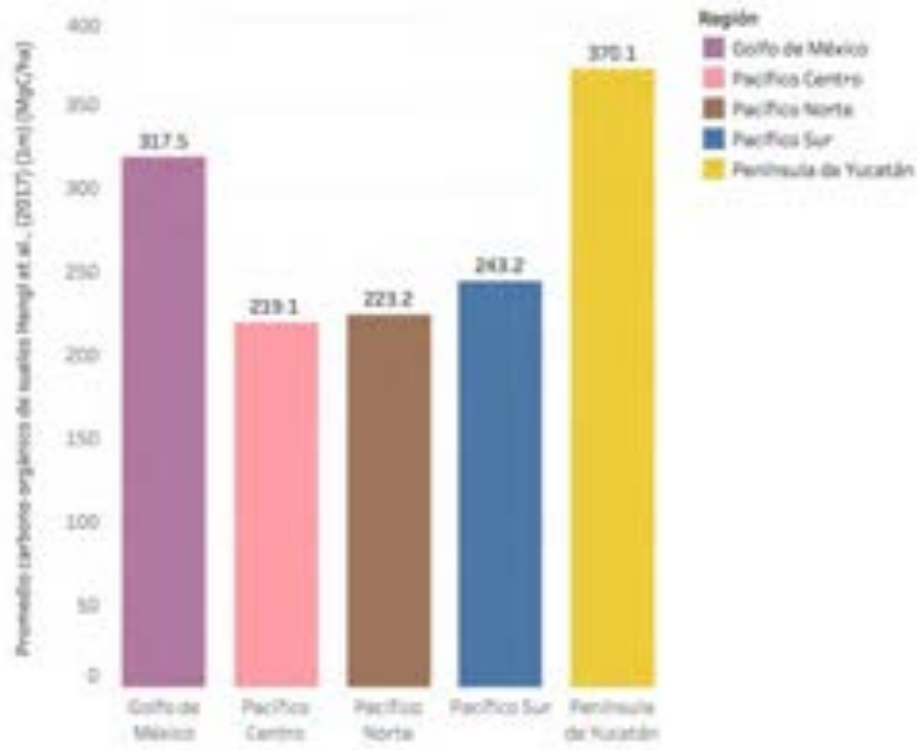


Figura 107. Promedio de carbono orgánico en suelos (Mg C/ha) hasta 1 m, por región basado en los modelos de Hengl et al. (2017).

En cuanto al carbono total promedio (Fig. 9), que es la sumatoria del carbono aéreo (Cartus et al., 2014) y el de suelos a 1 m (Hengl et al., 2017), los resultados reflejan la baja variabilidad que mostraron las gráficas anteriores (Figs. 7 y 8). En cuanto al carbono acumulado, la Península de Yucatán muestra por su gran extensión la acumulación más alta, que alcanza los ~161,000,000 Mg C mientras que el Pacífico Norte tiene una acumulación de ~1,800,000 Mg C.

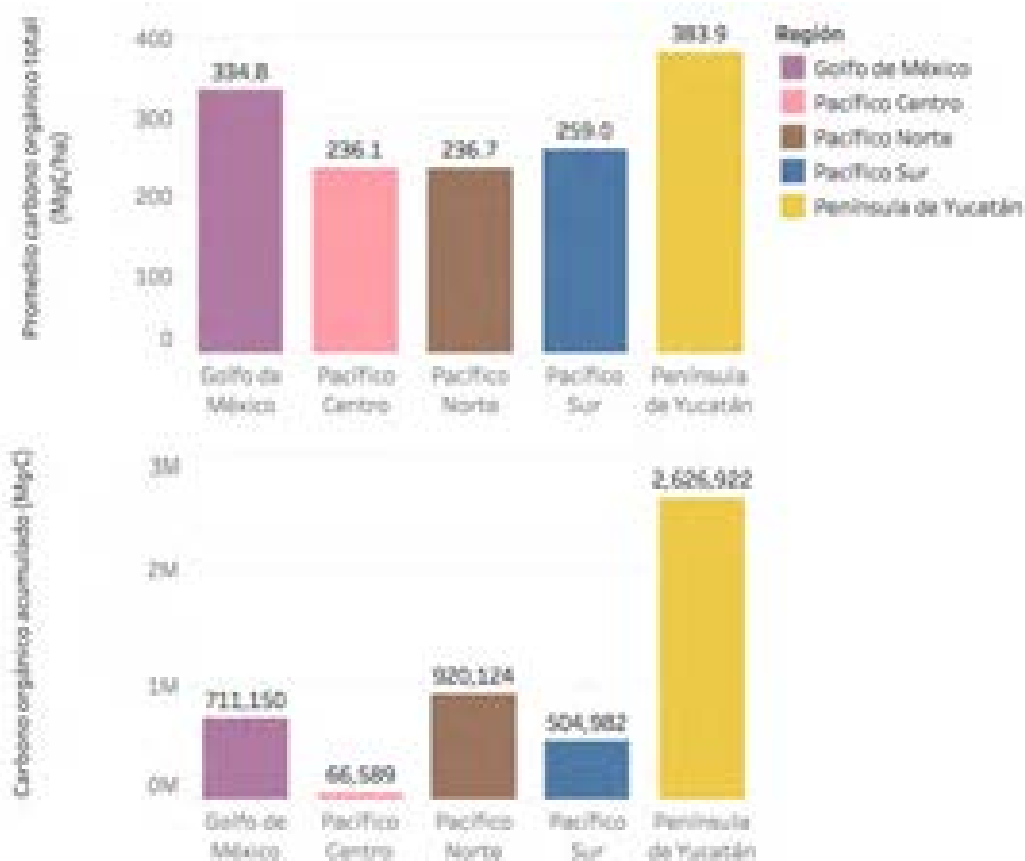


Figura 108. Carbono total promedio y acumulado para las diferentes regiones de México.

2.7.2 III.2.2. Proceso integrador de modelos globales (Cartus et al., 2014; Hengl et al., 2017) y datos publicados y compilados a escala nacional de Herrera-Silveira et al. (2016)

Los resultados de este proceso de integración permitieron comenzar a hacer comparaciones entre los datos que los modelos arrojan y los datos que la integración de los estudios empíricos publicados por diferentes autores (Herrera-Silveira et al., 2016) y los datos de los modelos donde no había información

publicada. Por ejemplo, si se comparan los datos de carbono orgánico aéreo de Cartus et al. (2014) y la integración de datos publicados con modelos, podemos ver cómo los datos de los modelos subestiman la reserva de carbono calculado por un promedio de ~65 Mg C/ha (ver Fig. 10). En este sentido se destaca la importancia de la evaluación local de los almacenes de carbono en estos ecosistemas. La heterogeneidad local de los tipos de manglar relacionadas con características hidrológicas, topográficas, de clima y geomorfología, dificulta la utilización de modelos globales si se tiene como meta contar con evaluaciones nacionales de mayor exactitud para ser utilizadas en los inventarios de gases de efecto invernadero y comunicaciones oficiales.

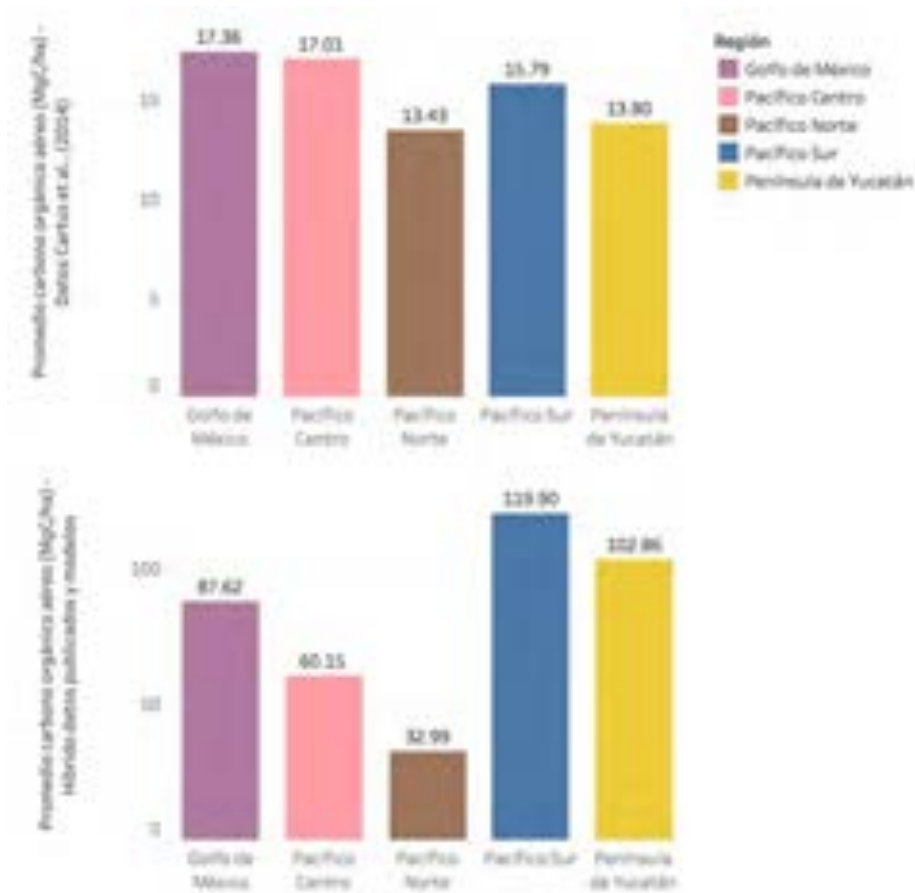


Figura 109. Comparación de los promedios de carbono aéreo entre los modelos globales (Cartus et al., 2014) y el resultado de la integración de los datos compilados por Herrera-Silveira et al. (2016) y los modelos globales cuando no había datos.

Por otro lado, si se hace la misma comparación en suelos (Hengl et al., 2017) o carbono orgánico subterráneo calculado basándose en los datos compilados por Herrera-Silveira et al. (2016) y los modelos donde no hubiera datos, se observa que los resultados de los modelos sobrestimaron la capacidad de almacenar carbono en las regiones del Golfo de México, Pacífico Norte y Península de Yucatán por un

promedio de ~ 51 Mg C/ha mientras que, para el Pacífico Sur los resultados muestran una diferencia de ~164.6 Mg C/ha (Fig. 11).

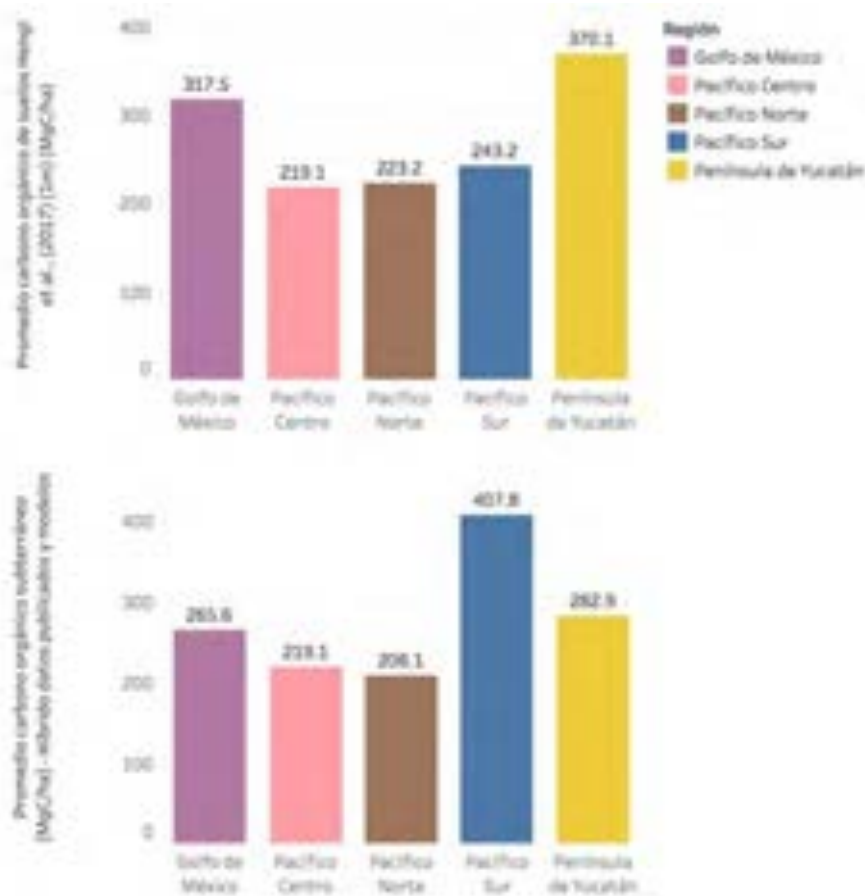


Figura 110. Comparación de los promedios de carbono de suelos y subterráneo entre los modelos globales (Hengl et al., 2017) y el resultado de la integración de los datos compilados por Herrera-Silveira et al. (2016) y los modelos globales cuando no había datos.

Para los cálculos de carbono orgánico total (Fig. 12), la comparación de los datos muestra que, para las regiones de Golfo de México, Pacífico Centro, Pacífico Norte y Península de Yucatán, los modelos resultan en valores de ~43 Mg C/ha de carbono más que los datos publicados por varios autores y compilados por Herrera-Silveira et al., (2016); esto podría ser por la influencia que tienen los valores presentados en los modelos de carbono en suelos. Solamente para la zona de Pacífico Sur los datos compilados por Herrera-Silveira et al. (2016) tienen una diferencia significativa que muestran que los datos de los modelos no necesariamente sobreestimaron lo compilado en los diferentes trabajos de investigación.

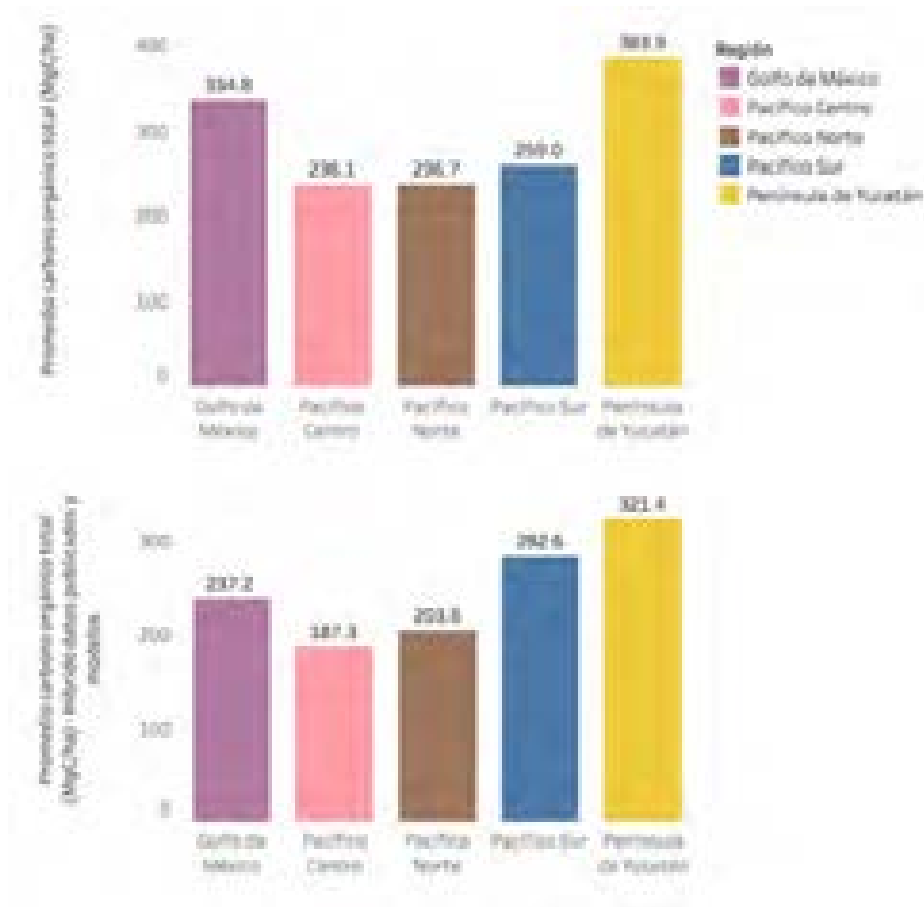


Figura 111. Comparación de los promedios de carbono total entre los modelos globales (Cartus et al., 2014; Hengl et al., 2017) y el resultado de la integración de los datos compilados por Herrera-Silveira et al. (2016) y los modelos globales cuando no había datos.

2.7.3 III.2.3. Cálculo del carbono orgánico promedio, acumulado y CO₂ en manglares y pastos marinos

2.7.3.1 III.2.3.1. Manglares

2.7.3.1.1 Carbono orgánico aéreo

Se generaron cuatro capas con datos espaciales que corresponden a los datos de manglar de CONABIO con fechas de 1970-1981, 2005, 2010 y 2015, que contienen valores de carbono orgánico (aéreo, suelos-subterráneo y total) y dióxido de carbono (ver también sección 1 de resultados).

El mapa a nivel nacional de carbono orgánico aéreo (Fig. 13) muestra que los estados de Campeche, Yucatán (la región oeste), Chiapas y Oaxaca, son los estados que tienen un área de manglar con una mayor capacidad de almacenamiento de carbono orgánico aéreo. Los mapas representados en las Figuras 14 – 18 muestran la capacidad de almacenamiento a nivel regional donde las clasificaciones muestran simplemente los sitios con mayor capacidad a esta escala espacial.

Para la región norte (Fig. 14), los estados de Sonora y Nayarit muestran zonas con un promedio superior en comparación a los demás estados. Para la región de Pacífico Centro (Fig. 15), el estado de Michoacán sobresale en cuanto a los niveles de carbono promedio. En la región Pacífico Sur (Fig. 16), los estados de Oaxaca y Chiapas muestran zonas extensas con alta capacidad de almacenamiento de carbono sobre todo en la zona de la Reserva de la Biósfera La Encrucijada. La región del Golfo de México (Fig. 17), muestra algunos parches que sobresalen en el estado de Campeche. Para la región de la península de Yucatán (Fig. 18), los sistemas de la Ria Celestún, los Petenes, Xcalac y Mahahual sobresalen de los demás sistemas.



Figura 112. Mapa nacional de carbono orgánico aéreo (Mg/ha), una combinación de los datos compilados por Herrera-Silveira et al. (2016) y el modelo de Cartus et al. (2014).



Figura 113. Mapa de carbono orgánico aéreo (Mg/ha) para la región de Pacífico Norte, una combinación de los datos compilados por Herrera-Silveira et al. (2016) y el modelo de Cartus et al. (2014).

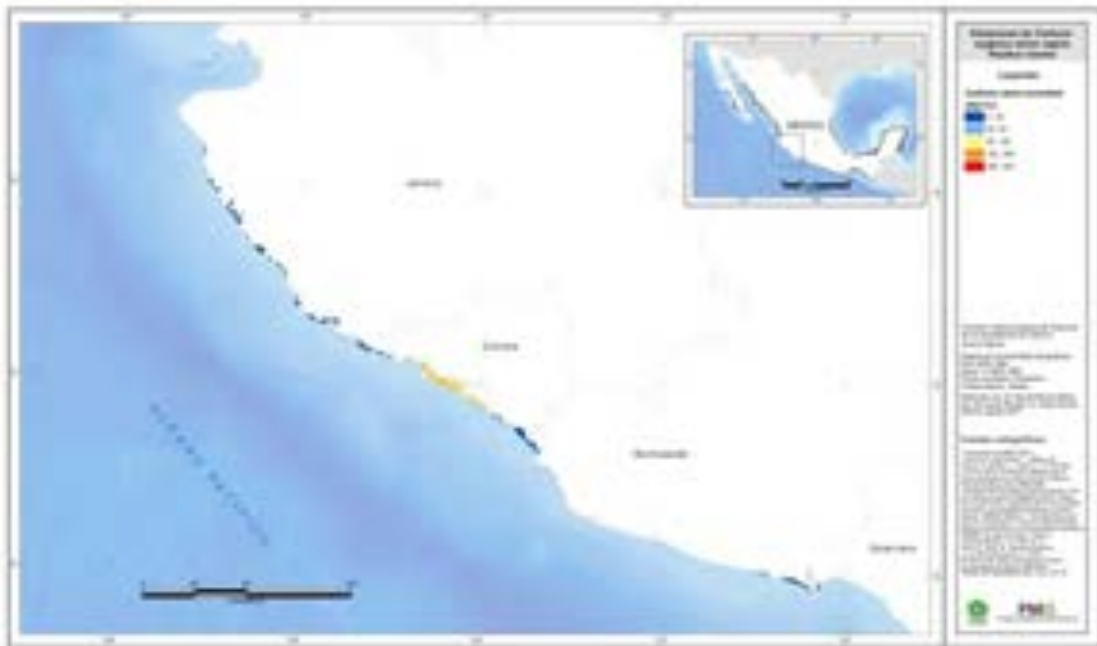


Figura 114. Mapa de carbono orgánico aéreo (Mg/ha) para la región de Pacífico Centro, una combinación de los datos compilados por Herrera-Silveira et al. (2016) y el modelo de Cartus et al. (2014).



Figura 115. Mapa de carbono orgánico aéreo (Mg/ha) para la región de Pacífico Sur, una combinación de los datos compilados por Herrera-Silveira et al. (2016) y el modelo de Cartus et al. (2014).

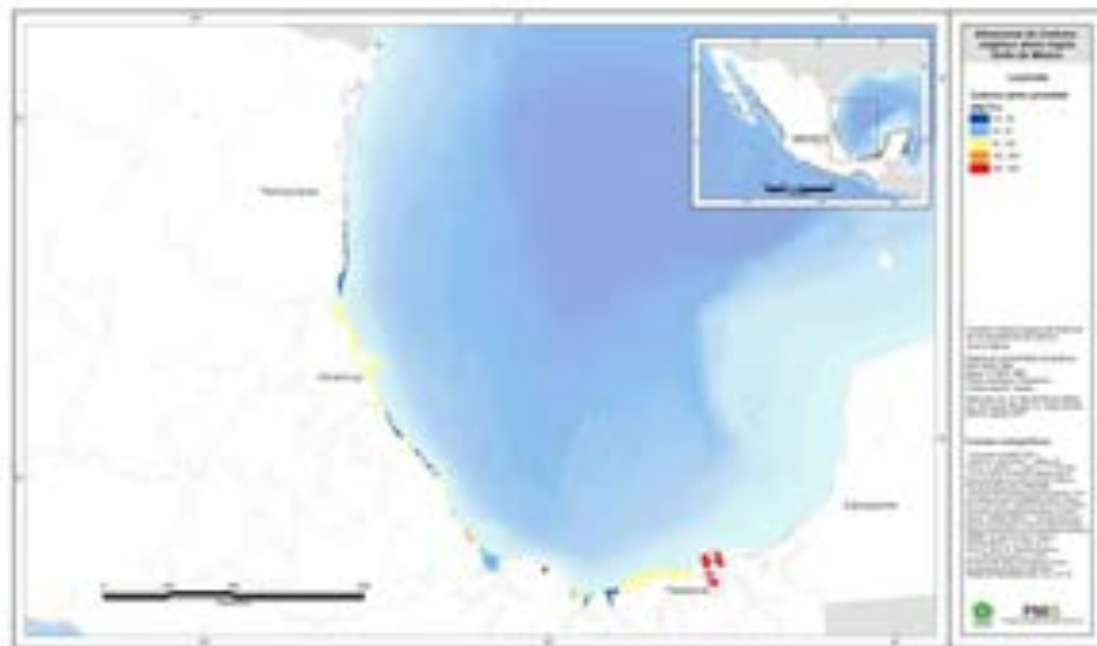


Figura 116. Mapa de carbono orgánico aéreo (Mg/ha) para la región del Golfo de México, una combinación de los datos compilados por Herrera-Silveira et al. (2016) y el modelo de Cartus et al. (2014).



Figura 117. Mapa de carbono orgánico aéreo (Mg/ha) para la región de Península de Yucatán, una combinación de los datos compilados por Herrera-Silveira et al. (2016) y el modelo de Cartus et al. (2014).

2.7.3.1.2 Carbono orgánico de suelos

Para el carbono orgánico en suelos (Fig. 19), los estados de Oaxaca y Chiapas en el Pacífico, y Campeche, Tabasco y Quintan Roo en el Golfo de México y Península de Yucatán muestran una extensión del área de manglar mayor y con más capacidad alta de almacenamiento de carbono orgánico de suelos y subterráneo. Los mapas representados en las Figuras 20 – 24 muestran la capacidad de almacenamiento a nivel regional donde las clasificaciones muestran los sitios con mayor capacidad a nivel regional de reserva de carbono subterráneo.

Para la región norte (Fig. 20), los manglares ubicados en la península de Baja California Sur sobresalen en cuanto a la capacidad calculada en la reserva de carbono de suelos. Los sistemas de Bahía Magdalena y Bahía Ballenas sobresalen en área, pero Balandra, sobresale en su capacidad de resguardo de carbono calculado. La región de Pacífico Centro (Fig. 21) muestra sus niveles más altos en el estado de Sinaloa. En la región Pacífico Sur (Fig. 22), La Encrucijada muestra extensiones grandes en área y con alta capacidad de almacenamiento de carbono en suelos. La región del Golfo de México (Fig. 23), muestra parches con almacenes de carbono moderados y la región de la península de Yucatán (Fig. 24), Sian Ka'an, Yum-Balam y Cancún, son los sistemas que muestran una capacidad de reserva mayor en comparación con las demás zonas.



Figura 118. Mapa nacional de carbono orgánico en suelos y subterráneo (MgC/ha), una combinación de los datos compilados por Herrera-Silveira et al. (2016) y el modelo de Hengl et al. (2017).

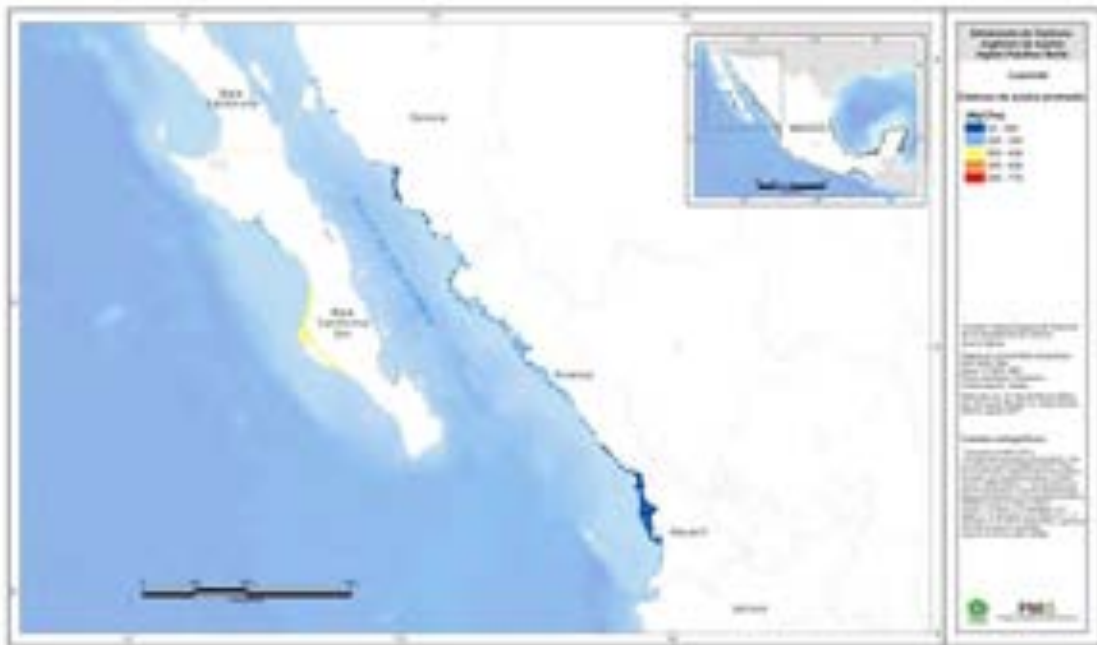


Figura 119. Mapa de carbono orgánico suelos y subterráneo (Mg/ha) para la región de Pacífico Norte, una combinación de los datos compilados por Herrera-Silveira et al. (2016) y el modelo de Hengl et al. (2017).



Figura 120. Mapa de carbono orgánico suelos y subterráneo (Mg/ha) para la región de Pacífico Centro, una combinación de los datos compilados por Herrera-Silveira et al. (2016) y el modelo de Hengl et al. (2017).



Figura 121. Mapa de carbono orgánico suelos y subterráneo (Mg/ha) para la región de Pacífico Sur, una combinación de los datos compilados por Herrera-Silveira et al., 2016 y el modelo de Hengl et al., 2017.

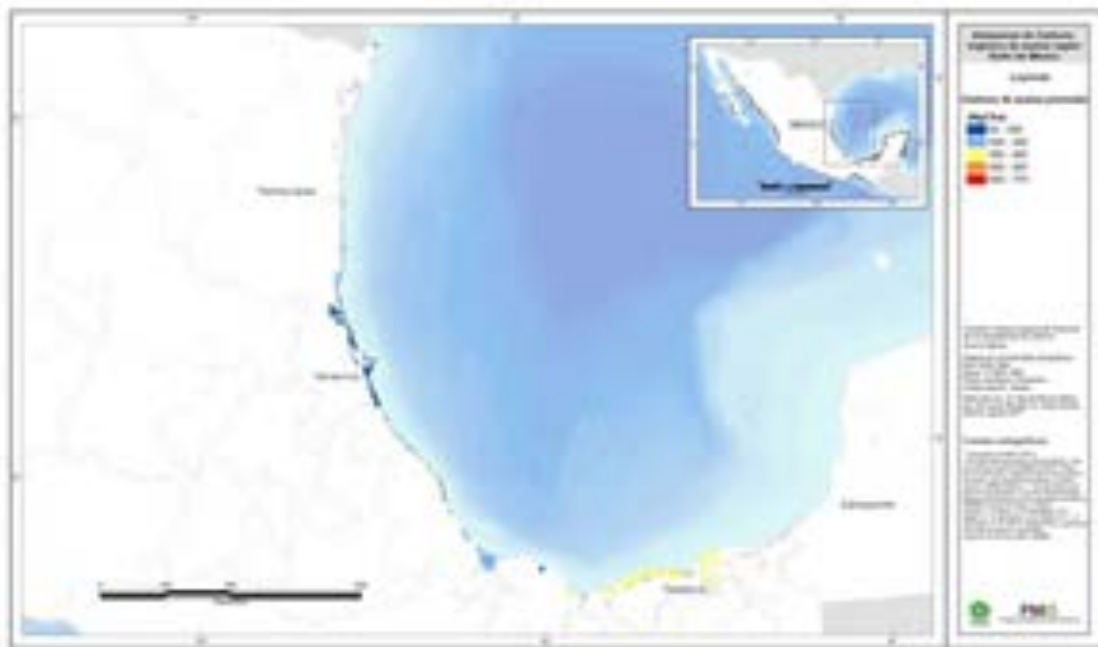


Figura 122. Mapa de carbono orgánico de suelos y subterráneo (Mg/ha) para la región del Golfo de México, una combinación de los datos compilados por Herrera-Silveira et al. (2016) y el modelo de Hengl et al. (2017).



Figura 123. Mapa de carbono orgánico suelos y subterráneo (Mg/ha) para la región de Península de Yucatán, una combinación de los datos compilados por Herrera-Silveira et al. (2016) y el modelo de Hengl et al. (2017).

2.7.3.1.3

2.7.3.1.4 Carbono orgánico total promedio

El carbono orgánico total se representó también en mapas a escala nacional y regional. La Figura 25 muestra los niveles de carbono total y las zonas donde las reservas calculadas van desde los 15 hasta los 765 Mg C/ha. Los estados de Quintana Roo (Holbox – Yum Balam), Tabasco (Laguna Carmen - Pantanos de Centla), Chiapas (Reserva de la Biósfera La Encrucijada), Baja California Sur (Balandra y Bahía Magdalena), y algunos parches en el estado de Sinaloa y Tamaulipas muestran niveles altos en sus reservas de carbono orgánico total promedio.

Los mapas representados en las Figuras 26 – 30 muestran la capacidad de almacenamiento total en Mg C/ha a nivel regional donde las clasificaciones muestran a esa escala los sitios con más potencial. Para la región norte (Fig. 26) el manglar ubicado cerca de la Bahía La Paz conocido como Balandra, muestra una capacidad de almacenamiento de carbono muy alta (Ezcurra et al., 2016) pero también se ven parches en la región este del Golfo de California a la altura del sistema lagunar San Ignacio – Navachiste – Nacapule. Para la región de Pacífico Centro (Fig. 27), las zonas conocidas como Laguna Costera el Caimán e Ixtapa Zihuatanejo son las que reportan mayor capacidad de almacenamiento. En la región Pacífico Sur (Fig. 28), parches relativamente pequeños (<50 ha) pero con alta capacidad de almacenamiento de carbono se distribuyen en los estados de Guerrero y Oaxaca. En Chiapas, una zona mucho más grande conocida como la Reserva de la Biósfera La Encrucijada cubre unas ~ 30,400 ha. En la región del Golfo de México (Fig. 29), los estados de Tamaulipas y Veracruz cuentan con parches pequeños (< 30 ha) de alta capacidad de almacenamiento de carbono. Tabasco, por el contrario, tiene una zona muy amplia de

manglar con una capacidad muy alta de almacenamiento. Finalmente, la región de la península de Yucatán (Fig. 30), muestra que el estado de Quintana Roo cuenta con una extensión de manglar de aproximadamente ~ 79,000 ha que tiene capacidades de carbono que rebasan los 350 Mg C/ha como por ejemplo Sian Ka'an y Yum Balam – Cancún.

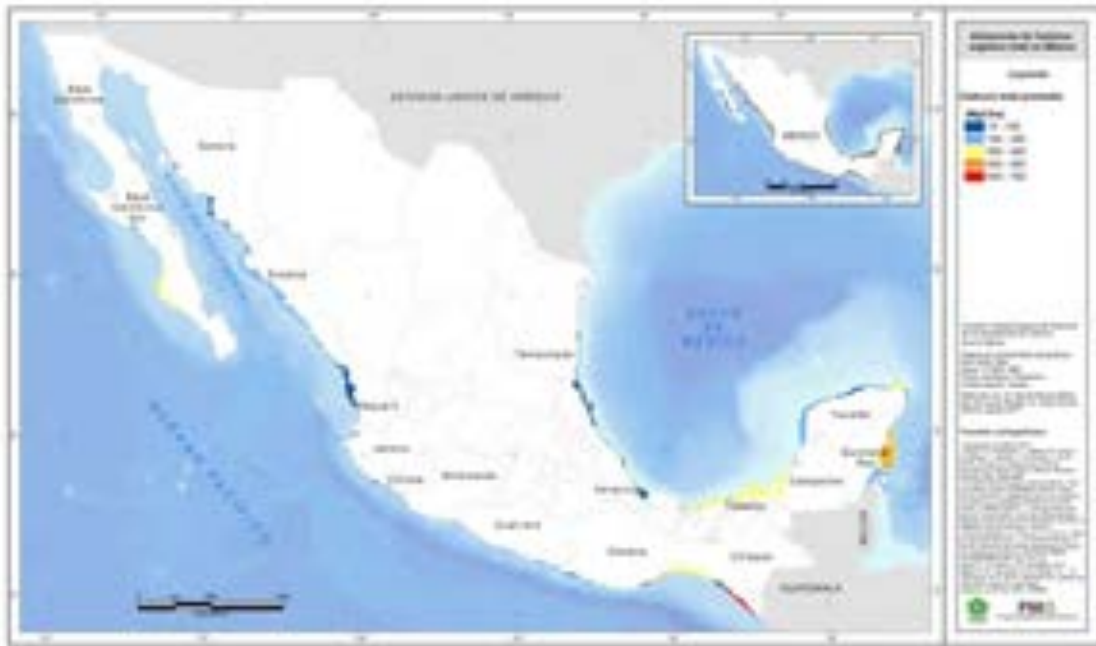


Figura 124. Mapa nacional de carbono orgánico total (Mg/ha), una combinación de los datos compilados por Herrera-Silveira et al. (2016) y los modelos de Cartus et al. (2014) y Hengl et al. (2017).

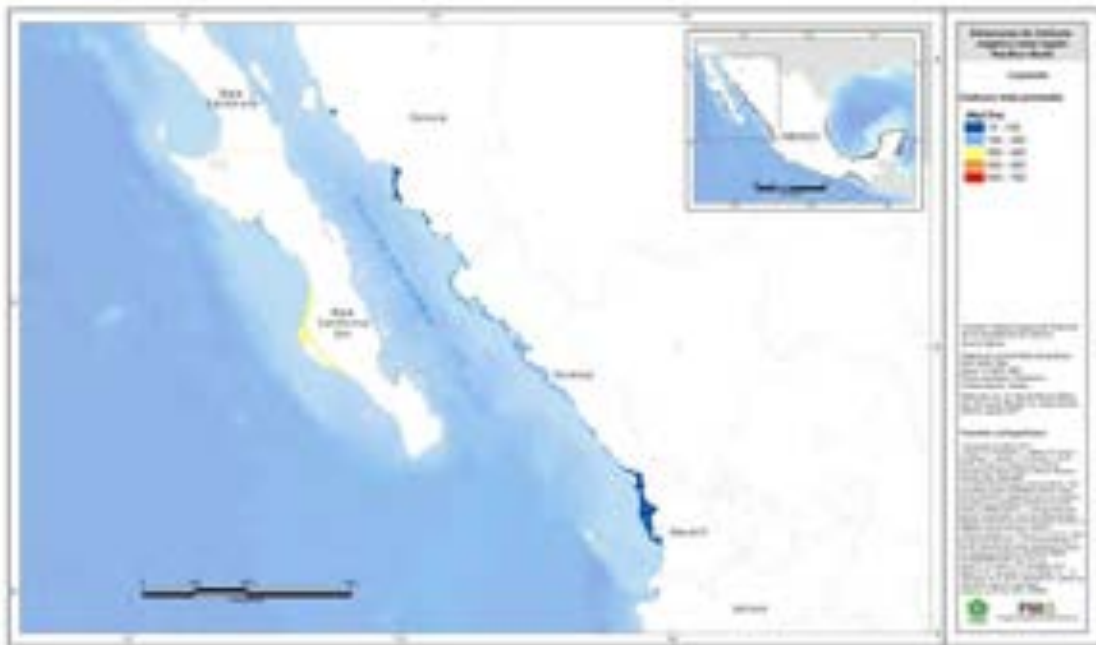


Figura 125. Mapa de carbono orgánico total (Mg/ha) para la región Pacífico Norte, una combinación de los datos compilados Herrera-Silveira et al. (2016) y los modelos de Cartus et al. (2014) y Hengl et al. (2017).



Figura 126. Mapa de carbono orgánico total (Mg/ha) para la región Pacífico Centro, una combinación de los datos compilados Herrera-Silveira et al. (2016) y los modelos de Cartus et al. (2014) y Hengl et al. (2017).



Figura 127. Mapa de carbono orgánico total (Mg/ha) para la región Pacífico Sur, una combinación de los datos compilados Herrera-Silveira et al. (2016) y los modelos de Cartus et al. (2014) y Hengl et al. (2017).



Figura 128. Mapa de carbono orgánico total (Mg/ha) para la región Golfo de México, una combinación de los datos compilados Herrera-Silveira et al. (2016) y los modelos de Cartus et al. (2014) y Hengl et al. (2017).



Figura 129. Mapa de carbono orgánico total (Mg/ha) para la región Península de Yucatán, una combinación de los datos compilados Herrera-Silveira et al. (2016) y los modelos de Cartus et al. (2014) y Hengl et al. (2017).

2.7.3.2

2.7.3.3 III.2.3.2. Pastos Marinos

Los almacenes de carbono para pastos marinos se hicieron a partir de los datos compilados de publicaciones (ver también Herrera-Silveira et al., 2017). De los 63 sitios identificados por los autores (Herrera-Silveira et al., sin publicar), 10 de ellos cuentan con un promedio de carbono total mayor a los 200 Mg C/ha. Estos sitios se encuentran en los estados de Baja California, Veracruz, Campeche, Yucatán y Quintana Roo (Fig. 31). De acuerdo con otras fuentes de información como publicada por la CCA, muestran que ha habido registros o se conoce la presencia de pastos marinos en otras áreas de México (ver también Fig. 2), es por esto que esos sitios se convierten en vacíos de información, y por tanto sitios que se podrían incluir en evaluaciones futuras y ser parte de la red de sitios prioritarios de evaluación y monitoreo, entre estos destacan los estados de Sonora, Oaxaca y Chiapas.

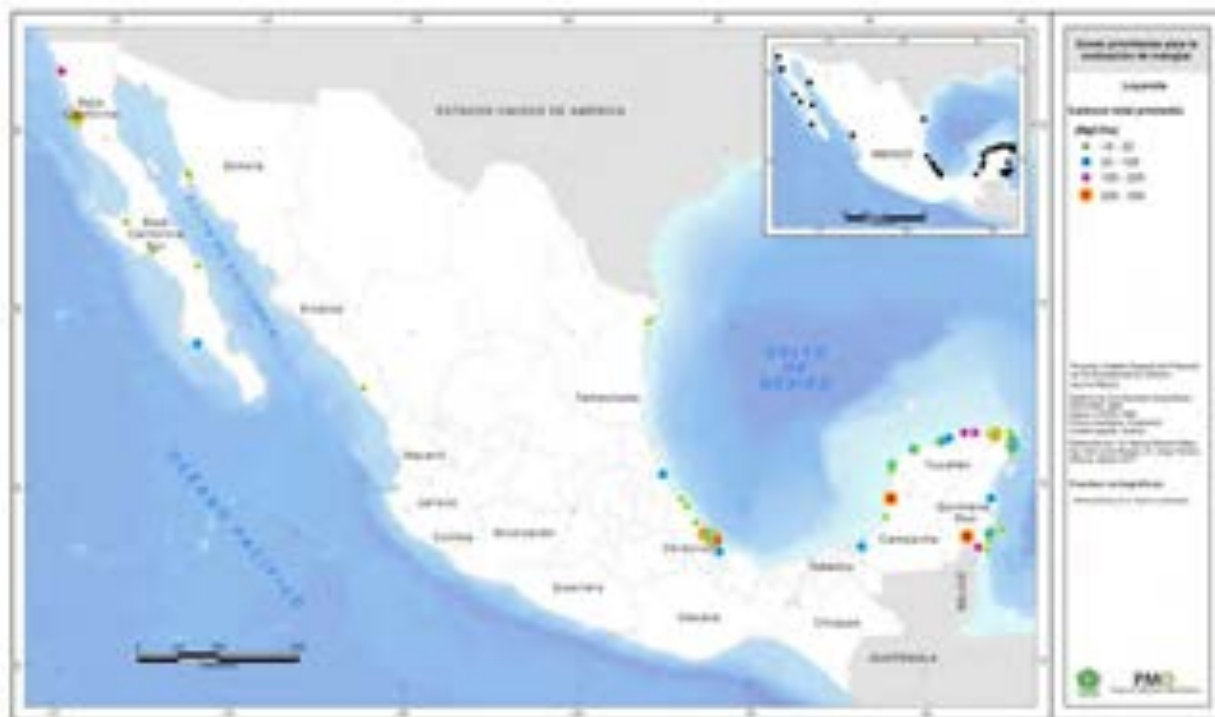


Figura 130. Promedios de carbono total (Mg C/ha) para pastos marinos en México. Estos datos fueron compilados por Herrera-Silveira et al. (datos no publicados).

2.8 III.3. Cambio en almacenamiento de carbono y tendencias a futuro en manglares

El cambio en cuanto al almacenamiento de carbono a través del tiempo y que, a su vez, puede ser un sustituto que ayude a percibir la tendencia en pérdidas de reservas de carbono para México debido a la reducción de manglar, no muestran un panorama del todo favorable (Fig. 32). El 71% de los sistemas de manglar identificados en México ($n = 101$) muestran tendencias a la baja en cuanto a la pérdida de manglar y, por lo tanto, en su reserva de carbono. Los estados con las pérdidas más altas son los estados de Tabasco, Oaxaca y Chiapas. Por ejemplo, para Tabasco, los sistemas identificados con mayores pérdidas son los pantanos de Centla mientras que Oaxaca y Chiapas, los sistemas de Puerto Arista y Juchitan de Zaragoza son los que sobresalen.



Figura 131. Cambio en almacenamiento de carbono y tendencias a futuro en manglares (elaboración propia).

Las Figuras 33 – 35 muestran los cambios que se dieron entre los diferentes años de datos espaciales monitoreados por CONABIO. De los años 1970-1981 a 2005, se observan tendencias muy altas con cambios en pérdida de manglar en los estados de Oaxaca, Chiapas y Tabasco (Fig. 33). Para el período 2005 – 2010, las tendencias de cambio muy altas se concentraron en el estado de Nayarit, Tabasco y Yucatán (Fig. 34). Para el período 2010 – 2015 los cambios más notorios son en el estado de Quintana Roo, principalmente en la parte Sur (Fig. 35).

Estos resultados resultan significativos considerando las tendencias de las políticas públicas en fomentar y apoyar el desarrollo costero-turístico. En este sentido es urgente iniciar acciones de restauración en sitios que se han identificado como prioritarios para adaptación basada en ecosistemas por el INECC y CONABIO, y fortalecer la vigilancia en los proyectos de desarrollos turísticos futuros, en especial en la región nombrada como “Costa Maya” y Yum-Balam. No se omite mencionar que cada sitio de manglar tiene particularidades que deben ser consideradas tanto para las acciones de restauración como para su conservación, en ambos casos considerando la integridad ecológica que favorezca mantener o recuperar los servicios ambientales que proveen. La estrategia recomendada para la restauración de manglar es la desarrollada por Teutli-Hernández y Herrera-Silveira (2016).



Figura 132. Tendencia en la pérdida de manglar en México en el período 1970-81 a 2005 (elaboración propia).



Figura 133. Tendencia en la pérdida de manglar en México en el período de 2005 - 2010 (elaboración propia).

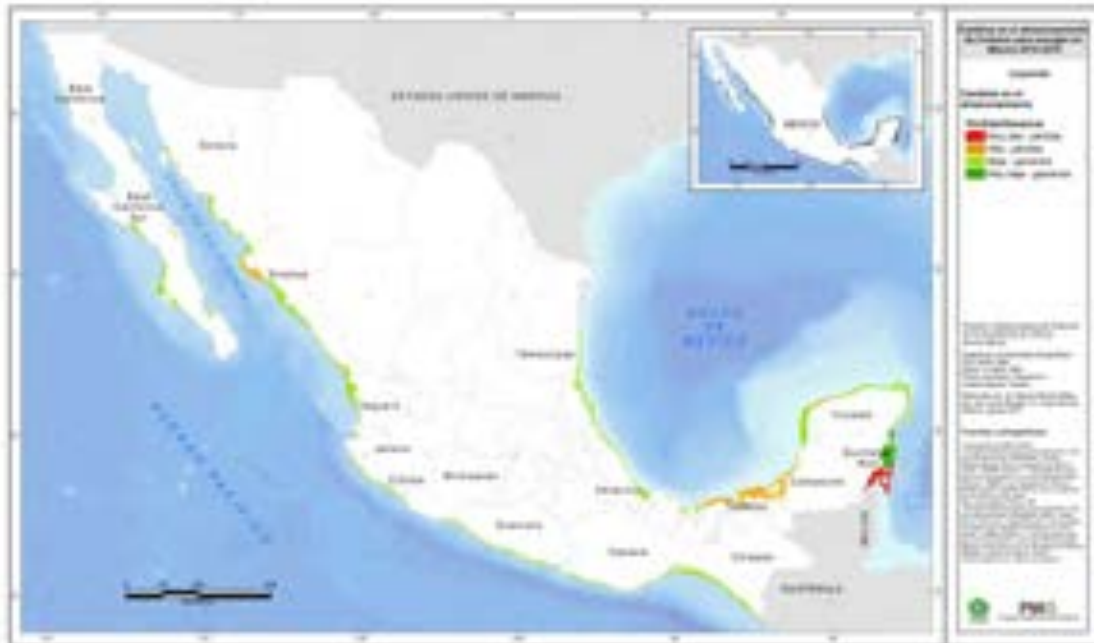


Figura 134. Tendencia en la pérdida de manglar en México en el período de 2010 – 2015 (elaboración propia).

2.9 III.4. Zonas prioritarias para la evaluación el monitoreo de carbono

Las zonas prioritarias para el monitoreo de manglares incluye cinco criterios: 1) vacíos de información a partir de estudios publicados; 2) sitios de manglar con relevancia biológica y con necesidades de rehabilitación ecológica; 3) zonas de manglar con mayor potencial de reservas de carbono; y 4) zonas con un alto riesgo de pérdida de manglar por desarrollo de tipo antrópico o cambio de uso de suelo a pecuario o agrícola, urbano/turístico y, 5) áreas donde la conectividad es alta como un indicador de resiliencia. De estos cinco criterios, la meta de vacíos de información y las zonas de alto riesgo fueron capas de información que se generaron como parte del proceso y como tal, se presentan a continuación como resultados parciales además del resultado de este objetivo que son las zonas prioritarias.

2.9.1 III.4.1. Vacíos de información

La identificación geográfica de vacíos de información ayuda a entender dónde existen trabajos publicados en revistas científicas (Herrera-Silveira et al., 2016) y las zonas donde podría - o no - haber esfuerzos de investigación, y por lo tanto se requiere impulsar la generación de datos. Esto es de gran ayuda para entender de manera más completa en qué zonas se han invertido recursos y ha habido resultados en cuanto a la comprensión de los sistemas de manglares. Los resultados de este ejercicio de la identificación de vacíos de información se muestran para carbono aéreo (Fig. 36), carbono subterráneo (Fig. 37) y carbono total (Fig. 38), presentando una distribución geográfica similar en cuanto a vacíos de información para las diferentes variables. Para el carbono aéreo se puede observar que gran parte de la costa de Baja California, Sinaloa, y Guerrero no cuenta con estudios específicos de carbono

aéreo en cuanto al manglar en particular. Para el carbono subterráneo, los estados de Sinaloa y desde Jalisco hasta Oaxaca, muestran vacíos importantes de información. Finalmente, para cálculos de carbono total reportados se identifica a los estados de Sinaloa, Guerrero y Tabasco como los menos estudiados.



Figura 135. Estudios integrados sobre carbono aéreo para México (Herrera-Silveira et al., 2016) (elaboración propia).



Figura 136. Estudios integrados sobre carbono subterráneo para México (Herrera-Silveira et al., 2016) (elaboración propia).



Figura 137. Estudios integrados sobre carbono total para México (Herrera-Silveira et al., 2016) (elaboración propia).

2.9.2 III.4.2. Definición de prioridades de monitoreo

Para manglares se hizo una priorización de zonas para el seguimiento de largo plazo de los almacenes de carbono en manglares, y que deberían considerarse en programas relacionados con la conservación, la biodiversidad, la resiliencia, la adaptación y la mitigación. Sin embargo, también se identificaron zonas de alto riesgo por pérdida de manglar debido a actividades agrícolas, pecuarias, urbano/turísticas. Los resultados se presentan a continuación. Después de esto se describen los resultados del análisis de prioridades para el monitoreo en manglar.

2.9.2.1 Zonas de alto riesgo por pérdida de manglar

La identificación de las zonas con un alto riesgo de pérdida de manglar por desarrollo de tipo antrópico o cambio de uso de suelo a pecuario/agrícola, urbano/turístico, corresponde a una de las metas del proyecto que, es calcular el cambio en almacenamiento de carbono para manglar y determinar las tendencias en un escenario a futuro. La Figura 39 que corresponde a la tendencia por desarrollo antrópico muestra que los estados de Campeche, Tabasco y Quintana Roo sobresalen en relación con los demás estados en cuanto a cambios relacionados con pérdida de área de manglar. Baja California, Sonora, Sinaloa, Nayarit, Yucatán y Tamaulipas muestran ganancia de manglar en su mayoría. Estas ganancias pueden sólo indicar que algunos sitios impactados por huracanes y eventos hidrometeorológicos se han recuperado, resaltando la importancia de la restauración de manglares.



Figura 138. Tendencia en el cambio de uso de suelo relacionado al manglar por actividad antrópica (elaboración propia).

No se omite mencionar que ya existe una estrategia que ha sido utilizada para la restauración de manglares en diferentes localidades (Teutli-Hernández y Herrera-Silveira, 2016). Sin embargo, existen sólo uno o dos grupos técnicos especializados en la restauración de manglares en México con programas de monitoreo robustos que aseguran la viabilidad de este tipo de intervenciones en el largo plazo.

En cuanto a la tendencia por cambios relacionados con las actividades antrópicas, la Figura 40 muestra los cambios negativos desde el estado de Jalisco hasta parte de Oaxaca, al igual que el estado de Quintana Roo donde el cambio de uso del suelo por urbanización turística es la principal causa.



Figura 139. Tendencia en el cambio de uso de suelo relacionado al manglar por actividad antrópica (elaboración propia).

2.9.2.2 Zonas prioritarias para el monitoreo de manglar

La Figura 41 muestra en tonalidades de rojo las zonas que con base en los criterios definidos como altamente prioritarias (tonalidades fuertes) hasta menos prioritarias (tonalidades claras) como propuestas para llevar a cabo monitoreos o estudios de las zonas de manglar. Los estados de Baja California Sur, Sinaloa y Oaxaca son los estados con más alta prioridad del lado del océano Pacífico. En el Golfo de México, Tamaulipas es el estado que muestra más área con prioridad para ser atendida en las evaluaciones y monitoreos. Finalmente, la parte norte del estado de Quintana Roo conocida como Yum Balam (Isla Holbox), muestra también necesidad de atención. Sin embargo, esto **NO** significa que los sitios donde se han llevado a cabo estudios deban dejar de ser sitios importantes para la continuación de los mismos, sino al contrario, son sitios que permitirían avanzar en otro componente del Carbono Azul y

que corresponde a los flujos y emisiones. Se propone que aquellos sitios con prioridad comiencen a ser parte de monitoreos para cubrir los vacíos de información que existen o se pueda establecer una línea base que cubra de manera comprensiva éstos hábitats importantes para la integridad ecológica y bienestar socio-económico de la costa en México.



Figura 140. Zonas prioritarias para la evaluación de los almacenes de carbono en manglares de México (elaboración propia).

2.9.3

2.9.4 III.4.3. Zonas prioritarias para la evaluación y monitoreo de pastos marinos

Las zonas que se proponen como prioritarias para la evaluación monitoreo del carbono en pastos marinos, son aquellas que muestran un alto potencial de reserva de carbono y también, aquellas donde hubo una densidad alta o muy alta de presencia de pastos (Fig. 42). Esta selección se hizo de manera visual, sin embargo, es importante que se lleve a cabo un ejercicio de expertos donde se puedan definir criterios para una selección de sitios donde este conocimiento, aunque no esté publicado, pueda ser usado para una primera aproximación.

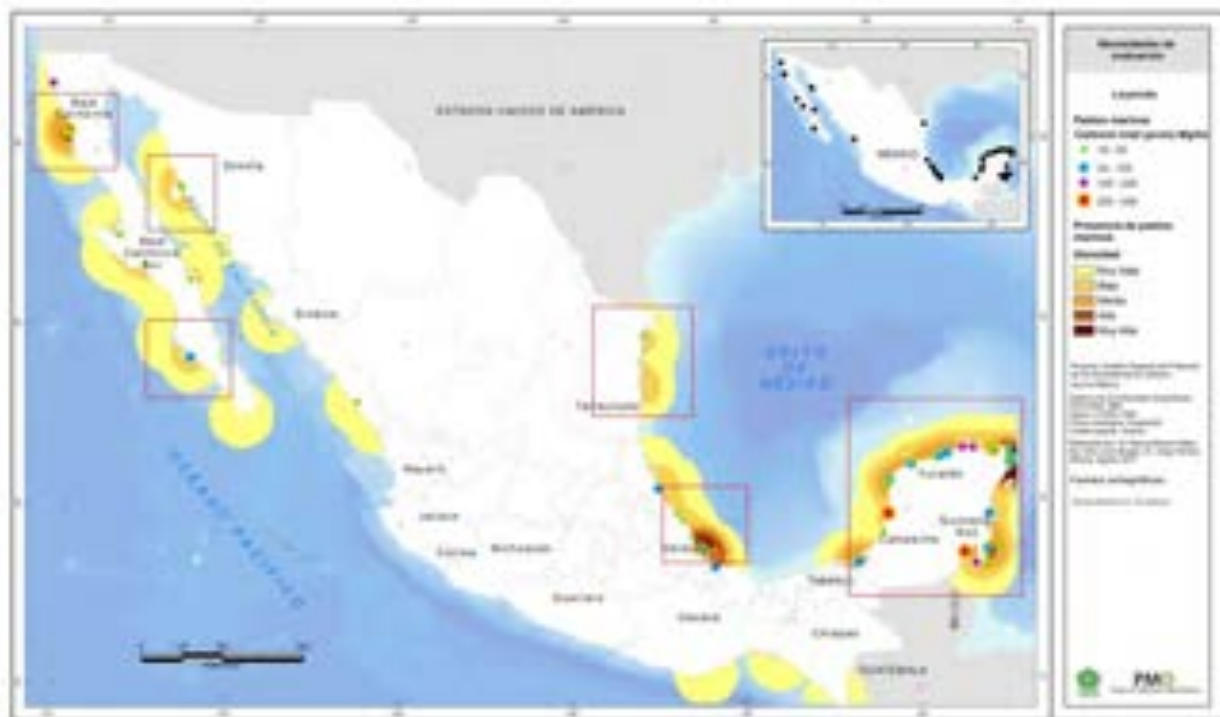


Figura 141. Mapa de prioridades de evaluación de los almacenes de carbono de Pastos Marinos en México (zonas recuadros rojos) (elaboración propia).

2.10

IV. CONSIDERACIONES FINALES

El análisis de las diferentes fuentes de información y los modelos utilizados para las estimaciones que aquí se reportan, permite enfatizar la importancia de las herramientas de manejo de información espacial para este tipo de ejercicios donde la distribución geográfica juega un papel importante en las decisiones que México podría hacer con respecto al cuidado de los recursos costeros y marinos, en particular con los ecosistemas de Carbono Azul.

Con este ejercicio se pudo mostrar que la integración de datos en un sistema de información geográfica facilita su relación, visualización y en un momento dado, la toma de decisiones en correspondencia a un tema en particular, en este caso, los sistemas de manglar y pastos marinos.

En este estudio se pudo calcular con base en la información compilada por CONABIO sobre manglares, las reservas de carbono orgánico. Es importante tomar en cuenta que este ejercicio incluye modelos globales por lo que los cálculos podrían subestimar algunos resultados. Por ejemplo, se observó que el modelo de Cartus et al. (2014) subestima para algunas regiones la evaluación de carbono aéreo (ver Figs.

7 y 10), mientras que el modelo de Hengl et al. (2017) podrían estar sobreestimando las evaluaciones de carbono subterráneo en otras regiones (ver Figs. 8 y 11). No obstante, estas estimaciones están basadas a su vez en modelos predictivos donde se integraron datos de campo y podrían utilizarse como una línea base que ayude a definir los siguientes pasos para dar seguimiento a un estudio como este.

Un ejercicio adicional a este trabajo es la de cuantificar la incertidumbre asociada con las estimaciones de almacenes de carbono y de emisiones potenciales a escala espacial y temporal para aproximarlas a un grado aceptable que permita generar estimaciones a diferentes escalas (local, regional y nacional). Bajo este esquema, los cambios asociados a diferentes actividades humanas o eventos naturales podrían identificarse y cuantificarse de manera más fácil y así, definir estrategias para mitigar las tendencias a su detrimento o apoyar en actividades que ayuden a mitigar los estragos potenciales en estos hábitats.

En cuanto a pastos marinos en particular, la falta de datos y modelos que ayuden a estimar y visualizar espacialmente su distribución permite resaltar la necesidad de instrumentar investigación relacionada a estos ecosistemas en el tema de carbono azul. La inversión en este campo podría ayudar a cuantificar el valor de estos hábitats en relación con la mitigación de los efectos del cambio climático y reducción de los gases de efecto invernadero. Adicionalmente, la información que pueda generarse sobre estos hábitats podrá ayudar a determinar la vulnerabilidad de los almacenes de carbono en pastos marinos, que es un tema poco estudiado. Factores como actividades humanas, empobrecimiento de la calidad de agua, impacto por actividades turísticas, u otras actividades como las acuícolas, por ejemplo, ayudarían a determinar cómo estos hábitats son afectados de manera espacial o a través del tiempo.

Esta compilación de información es un primer paso hacia una colección de datos relacionados con estos hábitats costeros y marinos de suma importancia. Sin embargo, el potencial que esta línea base tiene se extiende más allá de los requerimientos de esta consultoría. Por ejemplo, se requiere más trabajo en modelar espacialmente algunos de los factores que determinan la distribución de estos hábitats. Con la información que se tiene actualmente, podrían llevarse a cabo algunos análisis espaciales para entender la correlación que existe entre la distribución de pastos marinos, manglares y otros hábitats (ejemplo, hábitats rocosos, arenosos, etc.) en relación con factores como la geomorfología, altitud, ecología, clima, entre otros.

La propuesta que se hace sobre monitoreo de los diferentes sitios y para los distintos hábitats se centra en el interés de darle seguimiento a las evaluaciones a través de programas de monitoreo regionales existentes como el de CONABIO, pero también, para tener una mejor idea de las necesidades que existen con respecto a este tema en otros sitios poco estudiados. Esto también está en relación con la sugerencia de fortalecer la capacidad de integración de datos relacionados con los hábitats costeros y marinos, así como al almacén y flujo de carbono azul en México. La relación de los almacenes y flujos de carbono en los manglares y pastos marinos favorecerá que otros estudios relacionados con biodiversidad, salud del ecosistema y servicios ambientales se fortalezcan. Finalmente, este reporte junto con los demás de esta consultoría deben considerarse la punta de lanza que permita impulsar la mejora en cuanto a la toma de decisiones relacionadas con mecanismos de desarrollo y sustentabilidad ambiental, políticas de mitigación al cambio climático y reducción de emisiones de gases de efecto invernadero en México utilizando datos existentes sobre estos hábitats y el Carbono Azul.

V. BIBLIOGRAFÍA

- Cartus, O., Kellndorfer, J., Walker, W., Franco, C., Bishop, J., Santos, L., & Fuentes, J. M. M. (2014). A national, detailed map of forest aboveground carbon stocks in Mexico. *Remote Sensing*, 6(6), 5559-5588.
- CCA (CCE). 2016. North America's Blue Carbon: Assessing Seagrass, Salt Marsh and Mangrove Distribution and Carbon Sinks. Montreal, Canada: Commission for Environmental Cooperation. 54 pp.
- Comisión Nacional Forestal (CONAFOR). (2012). Inventario Nacional Forestal y de Suelos Informe 2004–2009; CONAFOR: Zapopan, México.
- Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO), (2009). 'Sitios de manglar con relevancia biológica y con necesidades de rehabilitación ecológica'. CONABIO, México, D.F.
- Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO), (2013a). 'Distribución de los manglares en México en 1970-1981', escala: 1:50000. edición: 1. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Proyecto: GQ004, Los manglares de México: Estado actual y establecimiento de un programa de monitoreo a largo plazo: 2da y 3era etapas. México, DF.
- Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO), (2013b). 'Mapa de uso del suelo y vegetación de la zona costera asociada a los manglares de México en 1981.', escala: 1. edición: 1. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Proyecto: GQ004, Los manglares de México: Estado actual y establecimiento de un programa de monitoreo a largo plazo: 2da y 3era etapas. México, DF.
- Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO), (2013c). 'Mapa de conectividad de los manglares del estado de Yucatán, 2010.', escala: 1:50000. Edición: 1. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Proyecto: GQ004, Los manglares de México: Estado actual y establecimiento de un programa de monitoreo a largo plazo: 2da y 3era etapas. Distrito Federal, México.
- Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO), (2013d). 'Regionalización de los manglares de México', escala: 1:50000. Edición: 1. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Proyecto: GQ004, Los manglares de México: Estado actual y establecimiento de un programa de monitoreo a largo plazo: 2da y 3era etapas. México, DF.
- Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO) (2016). 'Mapa de uso del suelo y vegetación de la zona costera asociada a los manglares de México en 2015.', escala: 1:50000. Edición: 1. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Sistema de Monitoreo de los Manglares de México (SMMM). Ciudad de México, México.

- CONANP (2016). Sitios RAMSAR de México 2016, edición: 1a. Comisión Nacional de Áreas naturales Protegidas. Ciudad de México, México.
- Ezcurra, P., Ezcurra, E., Garcillán, P. P., Costa, M. T., & Aburto-Oropeza, O. (2016). Coastal landforms and accumulation of mangrove peat increase carbon sequestration and storage. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 113(16), 4404-4409.
- García, C. B., & Duarte, L. O. (2002). Consumption to biomass (Q/B) ratio and estimates of Q/B-predictor parameters for Caribbean fishes. *Naga, The ICLARM Quarterly*, 25(2), 19-31.
- Greiner, J. T., McGlathery, K. J., Gunnell, J., & McKee, B. A. (2013). Seagrass restoration enhances “blue carbon” sequestration in coastal waters. *PloS one*, 8(8), e72469.
- Heller, N. E., & Zavaleta, E. S. (2009). Biodiversity management in the face of climate change: a review of 22 years of recommendations. *Biological conservation*, 142(1), 14-32.
- Hengl, T., de Jesus, J. M., MacMillan, R. A., Batjes, N. H., Heuvelink, G. B., Ribeiro, E., ... & Gonzalez, M. R. (2014). SoilGrids1km—global soil information based on automated mapping. *PLoS One*, 9(8), e105992.
- Hengl, T., de Jesus, J. M., Heuvelink, G. B., Gonzalez, M. R., Kilibarda, M., Blagotić, A., ... & Guevara, M. A. (2017). SoilGrids250m: Global gridded soil information based on machine learning. *PloS one*, 12(2), e0169748.
- Herrera-Silveira, J. A., Rico, A. C., Pech, E., Pech, M., Ramírez-Ramírez, J., & Teutli-Hernández, C. (2016). Dinámica del carbón (almacenes y flujos) en manglares de México. *REVISTA TERRA LATINOAMERICANA*, 34(1), 61-72.
- Hogarth, P. J. (1999). *The biology of mangroves* (228 pp.). New York: Oxford University Press.
- 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.
- Laegdsgaard, P., & Johnson, C. (2001). Why do juvenile fish utilize mangrove habitats? *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 257, 229–253.
- Lavery, P. S., Mateo, M. Á., Serrano, O., & Rozaimi, M. (2013). Variability in the carbon storage of seagrass habitats and its implications for global estimates of blue carbon ecosystem service. *PloS one*, 8(9), e73748.
- Lavery, P. S., Duarte, C. M., Kendrick, G. A., York, P. H., & Macreadie, P. I. (2016). Can mud (silt and clay) concentration be used to predict soil organic carbon content within seagrass ecosystems? *Biogeosciences*, 13(17), 4915.
- Mateo, N. (1996). Wild biodiversity: The last frontier? The case of Costa Rica. *The Globalization of Science: The Place of Agricultural Research*, 73-82.

- MEA, Millennium Ecosystem Assessment (2016). Ecosystems and human well-being: wetlands and water.
- Pedersen, J. A., Simpson, M. A., Bockheim, J. G., & Kumar, K. (2011). Characterization of soil organic carbon in drained thaw-lake basins of Arctic Alaska using NMR and FTIR photoacoustic spectroscopy. *Organic geochemistry*, 42(8), 947-954.
- Ricketts, T. H. (1999). *Terrestrial ecoregions of North America: a conservation assessment* (Vol. 1). Island Press.
- Rodríguez-Zúñiga, M.T., Troche-Souza C., Vázquez-Lule, A. D., Márquez-Mendoza, J. D., Vázquez-Balderas, B., Valderrama-Landeros, L., Velázquez-Salazar, S., Cruz-López, M. I., Ressler, R., Uribe-Martínez, A., Cerdeira-Estrada, S., Acosta Velázquez, J., Díaz-Gallegos, J., Jiménez-Rosenberg, R., Fueyo Mac Donald, L. y Galindo-Leal, C. (2013). *Manglares de México/Extensión, distribución y monitoreo*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México D.F. 128 pp.
- Short, F., Carruthers, T., Dennison, W., & Waycott, M. (2007). Global seagrass distribution and diversity: a bioregional model. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 350(1), 3-20.
- Teutli-Hernández, C., & Herrera-Silveira, J. A. (2016). Capítulo 20 Estrategias de restauración de manglares de México: el caso Yucatán. *Experiencias mexicanas en la restauración de los ecosistemas*, 459.
- Tomlinson, P. B. (1986). *The botany of mangroves* (413 pp.). Cambridge: Cambridge University Press.
- Troche-Souza, C., Rodríguez-Zúñiga, M.T., Velázquez-Salazar, S., Valderrama Landeros, L., Villeda-Chávez, E., Alcántara-Maya, A., Vázquez-Balderas, B., Cruz-López, M.I. y Ressler, R. (2016). *Manglares de México: extensión, distribución y monitoreo (1970/1980 — 2015)*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México, D.F.
- Twilley, R.R., S.C. Snedaker, A. Yáñez-Arancibia y E. Medina. 1996. Biodiversity and ecosystem processes in tropical estuaries: perspectives on mangrove ecosystems. In: H.A. Mooney, J.H. Cusham, E. Medina, O.E. Sala, E.D. Schulze, eds. *Functional roles of biodiversity: A global perspective*. ICSU/UNEP/SCOPE John Willey & Sons Ltd. Nueva York, EUA. p:327-370.
- Valderrama-Landeros L. H., Rodríguez-Zúñiga M.T., Troche-Souza C., Velázquez-Salazar, S., Villeda-Chávez, E., Alcántara-Maya, J.A., Vázquez-Balderas B., Cruz-López M. I., Ressler R., (2017). *Manglares de México: actualización y exploración de los datos del sistema de monitoreo 1970/1980–2015*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Ciudad de México, 128 pp.
- Valiela, I., Bowen, J. L., & York, J. K. (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.

Walsh, G. E. (1974). Mangroves: a review. In R. J. Reimold, & W. H. Queen (Eds.), *Ecology of halophytes* (pp. 51–174). New York: Academic Press.

Parte 4

Análisis de la situación política y económica del carbono azul en México

Responsables: Dra. Marylin Bejarano, M. en C. Elisa López, I.E. Minerva Rosette

Análisis espacial: M. en C. Patrocinio Alba

Coordinador del Proyecto: Dr. Jorge A. Herrera Silveira

CONTENIDO

ÍNDICE DE TABLAS	316
ÍNDICE DE FIGURAS	317
LISTADO DE ACRÓNIMOS	319
RESUMEN EJECUTIVO	321
INTRODUCCIÓN	323
I. CONTEXTO	330
II. FACTIBILIDAD FINANCIERA EN PROYECTOS DE CARBONO AZUL COSTERO EN MÉXICO	337
Introducción	337
Beneficios de la venta de carbono	337
Costos	339
Co-beneficios	341
Incentivos de no mercado	343
III. ASIGNACIÓN DE DERECHOS Y DISTRIBUCIÓN DE BENEFICIOS DE CARBONO AZUL	346
Introducción	346
Asignación de derechos sobre el Carbono Azul Costero	347
Retos en la asignación de derechos de Carbono Azul Costero	354
Distribución de beneficios	355
Arquitectura para la distribución de beneficios de Carbono Azul	356
IV. NORMA OFICIAL MEXICANA DE CARBONO AZUL COSTERO	362
Introducción	362
Bases legales y técnicas para la implementación de proyectos de Carbono Azul	363
El Carbono Azul en los mercados	365
Tipo de proyectos de Carbono Azul aplicables dentro de la NOM	367
Actividades elegibles dentro de la NOM de Carbono Azul	367
Conceptos por desarrollar dentro de la NOM de Carbono Azul	368
Oportunidades para el diseño e implementación de proyectos de Carbono Azul	373
V. ESCALANDO LA EXPERIENCIA LOCAL: LECCIONES APRENDIDAS DE LA INICIATIVA CORREDOR DE MANGLARES Y CAMBIO CLIMÁTICO EN EL PACÍFICO SUR	375

Introducción	375
Contexto del proyecto: El corredor de manglares del Pacífico Sur de México	376
Resultados y lecciones aprendidas	383
Consideraciones finales	399
VI. ESTIMACIÓN DE LA FACTIBILIDAD PARA LA IMPLEMENTACIÓN DE PROYECTOS DE CARBONO AZUL EN LOS MANGLARES DE MÉXICO	401
Introducción	401
Justificación de los indicadores	402
Indicador de mitigación	406
Indicador de permanencia	408
Indicador de capacidad de gestión	410
Indicador de asignación de derechos de carbono	412
Indicador de áreas prioritarias para la conservación	414
Indicador global de factibilidad de los manglares para el ingreso a proyectos de mitigación a escala de sub-cuenca	416
Consideraciones finales	416
VII. SÍNTESIS DEL TALLER DE RETROALIMENTACIÓN CON ACTORES CLAVE	419
Coincidencias en las propuestas y la retroalimentación	419
Propuestas de las mesas de trabajo	420
Recomendaciones finales	422
GLOSARIO	423
BIBLIOGRAFÍA	430

3 ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 2.1. Ejemplos de incentivos directos e indirectos para estimular a distintos públicos a que conserven ecosistemas de Carbono Azul costero	343
Tabla 4.1. Conceptos prioritarios a ser definidos dentro de la Norma Oficial Mexicana para proyectos de mitigación y adaptación basados en ecosistemas de Carbono Azul.	368
Tabla 5.1. Síntesis de las características sociales de 12 localidades urbanas cercanas a las áreas de trabajo de la Iniciativa Corredor de Manglares y Cambio Climático en el Pacífico Sur de México (Chiapas-Oaxaca).	382
Tabla 5.2. Contenidos de carbono en los reservorios ecosistémicos (t C ha ⁻¹) y, factor de emisión total por el cambio en el uso del suelo de los manglares del corredor.....	386
Tabla 5.3. Síntesis de la evaluación de riesgos ambientales en el Corredor de Manglares y Cambio Climático del Pacífico Sur	393
Tabla 5.4. Escenarios alternativos al escenario e identificación de barreras para cada uno de estos escenarios en el marco del proyecto de carbono forestal de manglares en el Corredor de Manglares del Pacífico Sur (Chiapas-Oaxaca).	397
Tabla 6.1 Resumen de las variables de origen y del cálculo de los indicadores de factibilidad de implementación de proyectos de mitigación en los manglares de México.....	404
Tabla 6.2. Sub-cuencas priorizadas para las regiones de manglar de México	418

4 ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1.1a. Síntesis de los instrumentos internacionales analizados por la CCA (2017).	331
Figura 1.1b. Síntesis de los instrumentos nacionales analizados por la CCA (2017).	332
Figura 1.1c. Síntesis de los mecanismos financieros analizados por la CCA (2017).	335
Figura 1.2. Síntesis de las oportunidades que tiene México desde la política nacional para incluir el Carbono Azul costero dentro de sus compromisos nacionales e internacionales, así como de financiamiento y articulación para la conservación de estos ecosistemas.	336
Figura 2.1. Marco conceptual del flujo de capital y los resultados derivados de un proyecto de Carbono Azul	341
Figura 3.1. Marco conceptual del fondo público privado y la distribución de beneficios de los proyectos de Carbono Azul con distribución dentro de bienes federales de uso común.	349
Figura 3.2. Marco conceptual del fondo público privado y la distribución de beneficios de los proyectos de Carbono Azul con distribución dentro de bienes federales de uso común.	354
Figura 5.1. Escalas de trabajo de la Iniciativa Corredor de Manglares y Cambio Climático en el Pacífico Sur de México.	376
Figura 5.2. Localización y variaciones climáticas existentes a lo largo del Corredor de Manglares de Chiapas-Oaxaca.	377
Figura 5.3. Deforestación de manglar en el Corredor de Chiapas-Oaxaca (1975-2015).....	379
Figura 5.4. Regiones socio-económicas en el Corredor de Manglares del Pacífico Sur. Chiapas-Oaxaca.	380
Figura 5.5. Tenencia de la tierra (Núcleos agrarios y Terrenos Nacionales) y áreas reguladas por Áreas Naturales Protegidas (Federales y Estatales).	381
Figura 5.6. Diagrama de flujo que sintetiza las causas directas y subyacentes de la deforestación y la degradación forestal en los manglares del corredor del Pacífico Sur de México (Tomada de Vaca et al. 2015).....	384
Figura 5.7. Distribución espacial de los seis estratos de manglar en el Corredor del Pacífico Sur.....	385
Figura 5.8. Carbono total (t C ha ⁻¹) en cada uno de los estratos del corredor de manglares Chiapas-Oaxaca.	386
Figura 5.9. Estimación de las emisiones (Gg CO ₂ e) calculadas con los factores de emisión regionales (Bejarano et al. 2015) y los nacionales (CONAFOR 2015) para el corredor del Pacífico Sur (Chiapas-Oaxaca) y el área de la Iniciativa de Reducción de emisiones	387
Figura 6.1. Principales actividades económicas a escala estatal desarrolladas en los manglares de México.	401
Figura 6.2.a. Indicador de mitigación en las sub-cuencas costeras con presencia de manglar b. Indicador de captura de carbono en manglares restaurados y, c. Indicador de retención de carbono en manglares conservados.....	407
Figura 6.3.a. Indicador de permanencia por los principales disturbios naturales (climáticos) y antropogénicos (deforestación) en las sub-cuencas de México con presencia de manglares. b. Indicador de exposición a eventos climáticos y al Cambio Climático (Monterroso et al. 2012) y, c. Indicador de riesgo futuro de deforestación (CONABIO 2013a, 2016).	410
Figura 6.4.a. Indicador de capacidad de gestión institucional y local en las sub-cuencas de México con presencia de manglares. b. Indicador de manglares protegidos por ANP's federales y estatales e, c.	

Indicador de manglares atendidos por programas federales o estatales (CONABIO 2013a, 2016).
 412

Figura 6.5.a. Indicador facilidad en la asignación de derechos de carbono en las sub-cuencas de México con presencia de manglares. b. Indicador de ausencia o presencia de delimitación de ZOFEMAT o de la existencia de acuerdos de destino e, c. Indicador de la proporción de manglares dentro de núcleos agrarios (CONABIO 2013a, 2016). 413

Figura 6.6.a. Indicador de sub-cuencas de manglar priorizadas para su restauración o conservación. b. Índice de prioridades ecológicas de atención (CONABIO 2009), c. Índice de perturbación actual (CONABIO 2013a, 2016)..... 415

Figura 6.7. Indicador de factibilidad de las sub-cuencas con presencia de manglar para el ingreso de proyectos de mitigación y adaptación al cambio climático en México..... 416

5 LISTADO DE ACRÓNIMOS

AdD	Acuerdo de Destino.
AFOLU	Agricultura, Silvicultura y Otros Usos de la Tierra, <i>por sus siglas en inglés.</i>
AGEDI	Abu Dhabi Global Environmental Data Initiative, <i>por sus siglas en inglés.</i>
ANP	Área Natural Protegida.
ATREDD+	Programa Especial para Áreas de Acción Temprana, <i>por sus siglas en inglés.</i>
CCA	Comisión para la Cooperación Ambiental.
CCC	Consejo de Cambio Climático.
CEMDA	Centro Mexicano de Derecho Ambiental A.C.
CICC	Comisión Intersecretarial de Cambio Climático.
CIFOR	Centro Internacional de Investigación Forestal, <i>por sus siglas en inglés.</i>
CIW	Conservación de Humedales Intactos, <i>por sus siglas en inglés.</i>
CMNUCC	Conversión Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático.
CONAFOR	Comisión Nacional Forestal.
CONANP	Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas.
DGZFM-TAC	Dirección General de la Zona Federal Marítima Terrestre y Ambientes Costeros.
DOF	Diario Oficial de la Federación.
EMA	Evapotranspiración Media Anua.
ENAREDD+	Estrategia Nacional para la Reducción de la Deforestación y Degradación Forestal.
FMCN	Fondo Mexicano para la Conservación de la Naturaleza A.C.
GEI	Gases de Efecto Invernadero.
GIZ	Cooperación Alemana para el Desarrollo, <i>por sus siglas en alemán.</i>
IFM	Manejo Forestal Mejorado.
IPCC	Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático, <i>por sus siglas en inglés.</i>
IRE	Iniciativa de Reducción de Emisiones.
LGBN	Ley General de Bienes Nacionales.
LGCC	Ley General de Cambio Climático.
LGEEPA	Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente.
LGVS	Ley General de Vida Silvestre.
MDL	Mecanismo de Desarrollo Limpio.
MDS	Mecanismo de Desarrollo Sustentable.
MRV	Metodología para Reporte y Verificación.
NAMA	Acciones de Mitigación Nacionalmente Apropriadas, <i>por sus siglas en inglés.</i>
NDC	Contribución Prevista y Determinada a nivel Nacional, <i>por sus siglas en inglés.</i>
NOM	Norma Oficial Mexicana.
ONG	Organización No Gubernamental.
PD	Descripción del Proyecto.
PDD	Documento de Diseño del Proyecto de Carbono Forestal, <i>por sus siglas en inglés.</i>
PMA	Precipitación Media Anual.

PRONAFOR	Programa Nacional Forestal.
PSA	Pago por Servicios Ambientales.
RAE	Restauración de los Estuarios de América, <i>por sus siglas en inglés.</i>
REDD	Reducción de Emisiones por Deforestación y Degradación de bosques, <i>por sus siglas en inglés.</i>
REDD+	Reducción de Emisiones por Deforestación, Degradación, Incremento y Conservación de Reservas de Carbono y Manejo Forestal, <i>por sus siglas en inglés.</i>
RWE	Restauración de los Ecosistemas de Humedales
RZOFEMAT	Reglamento para el Uso y Aprovechamiento de Zonas Federales Marítimo Terrestre.
SDG	Objetivo de Desarrollo Sostenible, <i>por sus siglas en inglés.</i>
SEDATU	Secretaría de Desarrollo Agrario, Territorial y Urbano.
SEMARNAT	Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales.
UICN	Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza.
UNEP	Programa de Naciones Unidas para el Medio Ambiente, <i>por sus siglas en inglés.</i>
USAID	Agencia para el Desarrollo Internacional de Estados Unidos, <i>por sus siglas en inglés.</i>
VCS	Norma de Verificación de Carbono.
VPN	Valor Presente Neto.
WRC	Restauración y Conservación de Humedales.
ZOFEMAT	Zona Federal Marítimo Terrestre.

RESUMEN EJECUTIVO

El objetivo de este documento es avanzar en la resolución de las barreras que evitan que los ecosistemas de Carbono Azul Costero sean incluidos como ecosistemas prioritarios para la mitigación y adaptación al cambio climático en México, a través de la implementación de acciones derivadas de las oportunidades existentes en los instrumentos políticos, en el marco legal mexicano y, enfatizando los mecanismos de mercado. Se espera que el avance en la resolución de estas barreras contribuya a: (1) disminuir la presencia e intensidad de las principales causas de pérdida de los ecosistemas costeros en México y (2) promover el cumplimiento de los compromisos y tratados internacionales firmados en materia ambiental por el país.

Esta consultoría fue realizada mediante dos enfoques. El primero fue un enfoque de arriba hacia abajo (Capítulo 1). Este enfoque buscó sintetizar y avanzar en las principales barreras detectadas en el documento *“Análisis de oportunidades para la integración del concepto de Carbono Azul en la política pública mexicana”*¹²: la factibilidad financiera (Capítulo 2), la asignación de los derechos de carbono (Capítulo 3) y la ausencia de un instrumento (i.e. la Norma Oficial Mexicana) que incorpore las particularidades de los ecosistemas de Carbono Azul Costero, (Capítulo 4) para promoverlos dentro de los mercados de carbono, tanto los existentes como los futuros. El segundo enfoque fue de abajo hacia arriba, y buscó identificar las lecciones aprendidas y retos de la “Iniciativa Corredor de Manglares y Cambio Climático en el Pacífico Sur” (Capítulo 5). El análisis integrado de ambos enfoques permitió proponer indicadores espacialmente explícitos para evaluar la factibilidad de la implementación de proyectos de Carbono Azul Costero en los manglares de México (Capítulo 6). Por último, el análisis desarrollado fue presentado a un grupo de expertos afines en un taller de retroalimentación. Los comentarios, sugerencias e inquietudes sobre el mismo fueron incluidos en este documento y abren la puerta a que el trabajo continúe (Capítulo 7)

La factibilidad financiera de los proyectos de Carbono Azul Costero debe considerar los costos de implementación del proyecto en contraste con los beneficios económicos de la venta de bonos de carbono. Actualmente, la baja demanda de proyectos de bonos de carbono en los mercados y los altos costos de implementación hacen prioritaria la integración de los beneficios derivados de otros servicios ambientales soportados por estos ecosistemas (co-beneficios). Así, la sostenibilidad del proyecto solo se podrá garantizar asegurando que los beneficios no solo repercutan en el medio ambiente, sino también contribuyan a los intereses y objetivos de todos los sectores involucrados.

En México, los ecosistemas de Carbono Azul Costero se distribuyen en tres tipos de propiedad: privada, social y pública; por lo que la asignación de los derechos sobre el carbono deberá basarse en la intersección entre estos tipos de propiedades y, si en el área del proyecto es necesario una concesión por parte de la Federación o no para su implementación. Dadas las características del territorio en el cual se distribuyen los ecosistemas de Carbono Azul Costero, se recomienda que los proyectos sean agrupados a

¹² CCA (2016). *Análisis de las oportunidades para la integración del concepto de Carbono Azul en la política pública mexicana*. Comisión para la Cooperación Ambiental, Montreal, Canadá. 102 pp.

escala regional, administrados mediante la gestión de fondos público-privados e, integrando la participación de organizaciones de la sociedad civil con las capacidades financieras, técnicas y operativas para acompañarlos a largo plazo.

La Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT) cuenta con la competencia para diseñar procedimientos *ad hoc* al Carbono Azul que (1) contemplen un enfoque amplio de las políticas, (2) respondan a las particularidades que tienen los manglares, pastos marinos y marismas; (3) desarrollen proyectos basados en la certificación de bienes y servicios ambientales contemplados en la LGVS, e (4) incentiven instrumentos económicos. En conjunto, estos procedimientos constituyen una oportunidad legal de gran relevancia para México. En especial, dicha competencia brinda la oportunidad de crear una Norma Oficial Mexicana de Carbono Azul costero que permita la integración del mercado como incentivo financiero de las actividades elegibles integrando, a su vez, las particularidades técnicas, legales y socio-económicas de estos ecosistemas.

La Iniciativa Corredor de Manglares y Cambio Climático en el Pacífico Sur ha avanzado en el diseño e implementación de experiencias piloto para (1) evaluar el potencial REDD+ de los manglares y (2) vincular la restauración de estos ecosistemas con los mercados voluntarios de carbono. El potencial REDD+ de los manglares en la región Pacífico Sur de México contribuye a reducir hasta el triple de emisiones esperadas cuando solo se considera su extensión. Es urgente que la diferencia existente entre los factores de emisión regionales y el oficial nacional para los manglares pueda ser integrada dentro de otras estrategias nacionales de mitigación y adaptación al cambio climático. A pesar del avance en la integración de los manglares en la implementación de la Estrategia Nacional REDD+, existen dos riesgos que comprometen el pago por los resultados que podrían ser obtenidos por reducir su deforestación en la región Istmo-Costa: (1) la inversión inicial a través de programas de gobierno solosolo es accesible para propietarios legales de la tierra, dejando sin atención a 74% de los manglares y, (2) la ausencia de un Agente Público de Desarrollo Territorial, que permita la implementación coordinada de los programas gubernamentales. En el proyecto de restauración se han enfrentado barreras para (1) la adjudicación de los derechos de carbono, (2) la factibilidad financiera y sostenibilidad económica y, (3) la permanencia social a largo plazo. En específico estas barreras podrían ser enfrentadas con el diseño de una Norma Oficial Mexicana que las armonice a través de requerimientos alineados a las particularidades sociales, ambientales y económicas de las áreas en donde se distribuyen estos ecosistemas en México. El diseño de la estructura de gobernanza que incluya a los actores claves de la región (gubernamentales, actores locales y organizaciones de la sociedad civil) con la capacidad creadas para gestionar el proyecto a largo plazo es un reto de gobernanza multinivel que es prioritario comenzar a enfrentar.

El diseño de indicadores de factibilidad financiera y de valor ecológico de los manglares de México es una propuesta perfectible conforme se disponga de más fuentes de información oficial o académica explícita a escala nacional. El promedio de los indicadores de mitigación, permanencia de actividades, asignación de los derechos de carbono, capacidad de gestión y el valor ecológico de los manglares de México, permitió priorizar 56 sub-cuencas hidrográficas costeras como áreas con mayor factibilidad para desarrollar proyectos basados en la mitigación y adaptación al cambio climático.

INTRODUCCIÓN

De todo el carbono orgánico capturado en la Tierra, más de la mitad (55%) es capturado en el medio marino. Este es el llamado Carbono Azul. Este Carbono Azul es almacenado por milenios y representa el sumidero de carbono más importante del planeta (Falkowski et al., 2004). Dentro del Carbono Azul, los hábitats costeros (manglares, pastos marinos y marismas; a partir de ahora nombrados como ecosistemas de Carbono Azul Costero) han sido reconocidos como ecosistemas estratégicos para soportar acciones de mitigación y adaptación al cambio climático (Howard et al., 2017).

Los rasgos funcionales más importantes de los ecosistemas de Carbono Azul Costero están asociados al ciclo de carbono en su suelo; en este almacén se puede almacenar entre 50-90% del total del carbono del ecosistema (Pendleton et al., 2012). Debido a que estos suelos son expuestos continuamente a la inundación generalmente tienen: (1) una importante contribución de carbono alóctono (procedente de otros ecosistemas por el transporte de los flujos laterales) (Weiss et al. 2016), (2) rutas metabólicas más diversas y complejas que los ecosistemas terrestres, en especial las rutas anaeróbicas (i.e. sin oxígeno) sintetizan compuestos complejos de carbono de difícil descomposición y, por lo tanto, de largo tiempo de almacenamiento (Kristensen et al. 2011), y (3) una mayor contribución de GEI diferentes a CO₂ que otros ecosistemas terrestres (i.e. CH₄, H₂S, N₂O y NH₃) (Baldocchi 2014).

Hasta el momento, la información científica indica que los ecosistemas de Carbono Azul Costero tienen un papel desproporcionado en el ciclo global del carbono, porque a pesar de que ocupan entre 33,7 -115,2 Mha de extensión (i.e. 0,33 - 0,77% de la superficie terrestre) su cambio de uso del suelo aporta entre 0,15 - 1,02 Pg CO₂ al año⁻¹; lo que representa entre 3-19% de las emisiones originadas por la deforestación global (Pendleton et al. 2012). Adicionalmente, se ha evidenciado que la conservación y restauración de los ecosistemas de Carbono Azul Costero también contribuyen a la adaptación al cambio climático de las comunidades que los habitan (Bosire et al. 2008); principalmente porque (1) son barreras naturales de protección que retienen la erosión causada por vientos y mareas y reducen el impacto de fenómenos naturales extremos (Barbier 2006; Alongi 2008), incrementando la resiliencia de las comunidades costeras, y (2) son zonas de protección, crianza y desove de especies comerciales de peces, soportando la seguridad alimentaria de las poblaciones costeras (Espinoza 2011; Flores-Verdugo et al. 1990).

A pesar de que los ecosistemas de Carbono Azul Costero son importantes por su contribución a la adaptación y mitigación al cambio climático global, actualmente los océanos y los humedales son extremadamente vulnerables a la degradación ambiental, la sobrepesca, el cambio climático y la contaminación. Por la importancia de los servicios ecosistémicos que sostienen, éstos han sido considerados dentro de los Objetivos de Desarrollo Sostenible (SDGs, por sus siglas en inglés) para planear las metas de la agenda de desarrollo global (Spalding 2016). En específico el SDG14, “Vida por debajo del agua” tiene como objetivo conservar y utilizar los recursos marinos para el desarrollo sostenible, y su meta para 2020 es la gestión, protección y restauración de los recursos marinos y costeros; para alcanzar esta meta la investigación en torno a estos es de suma importancia.

La desproporcionada contribución que tienen los ecosistemas de Carbono Azul Costero como sumideros de Gases de Efecto Invernadero (GEI) ha generado un rápido crecimiento de estudios a diversas escalas

para estimar su potencial de mitigación al cambio climático (Thomas 2014); en especial este desarrollo ha sido mayor para los ecosistemas de manglar y pastos marinos (Howard et al. 2014; Kauffman & Donato 2012). De esta manera, la información científica ha permitido desarrollar metodologías y valores por defecto para monitorear y verificar la contribución a la mitigación del cambio climático de los ecosistemas de Carbono Azul; dichas metodologías han sido desarrolladas dentro del órgano científico de la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático (CMNUCC), el Panel Intergubernamental sobre Cambio Climático (IPCC 2013), y en los estándares de carbono voluntario (VCS 2015; VCS 2010).

A la par del avance en las metodologías, la importancia de los ecosistemas de Carbono Azul Costero ha comenzado a ser identificada dentro de los órganos de política internacional (UNEP 2012; Murray & Vech 2012), desencadenado la implementación de mecanismos para impulsar su conservación y restauración a escala nacional (SNA 2015; Cardique et al. 2016). El reciente Acuerdo de París en el que se solicita a las partes que emprendan todas las acciones posibles para mantener el cambio de la temperatura planetaria en un límite inferior a 2 °C, representa una importante ventana de oportunidad para incluir el Carbono Azul Costero en las estrategias climáticas a través de las contribuciones previstas y determinadas a nivel nacional (NDC, *por sus siglas en inglés*). Setenta y cuatro países, incluyendo México, hacen referencia dentro de sus NDCs al valor de los ecosistemas de Carbono Azul costero en términos de mitigación; de estos, el enfoque de adaptación al cambio climático es el más común (Martin et al. 2016) (Tabla 1). Sin embargo, por los servicios ambientales que sostienen los ecosistemas de Carbono Azul Costero, cualquier estrategia de mitigación implementada en ellos debe ser considerada también como una acción de adaptación basada en ecosistemas. En el caso particular de México, la NDC reconoce los beneficios de adaptación de los ecosistemas costeros y los co-beneficios de mitigación de los ecosistemas naturales, por lo que el país se ha comprometido a tomar medidas puntuales de manejo, protección y reforestación de los ecosistemas marino-costeros¹³.

¹³<http://www4.unfccc.int/submissions/INDC/Published%20Documents/Mexico/1/MEXICO%20INDC%2003.30.2015.pdf>

Tabla 39. Inventario de países que incluyen dentro de sus contribuciones previstas y determinadas a nivel nacional a los ecosistemas costeros dentro de las estrategias de adaptación o mitigación. Los números entre paréntesis son el conteo total de países incluidos en cada una de las categorías presentadas.

Enfoque de NDC (74)	Países que firmaron el acuerdo de París (45)	Países que no firmaron el acuerdo de París (29)
NDC con el término Carbono Azul explícito con enfoque de mitigación (1)	Emiratos Arabes (1)	
NDC con el término Carbono Azul explícito con enfoque de mitigación y adaptación (4)	Arabia Saudita, Seychelles (2)	Bahrain, Filipinas (2)
NDC incluye los ecosistemas costeros enfoque de mitigación (9)	Australia, China, Guinea, Islandia, Kiribati, Estados Unidos de América (6).	Angola, Comoras, El Salvador (3).
NDC incluye los ecosistemas costeros enfoque de adaptación (44)	Benin, Camerun, Costa Rica, Costa de Marfil, Fiji, Gabon, Gambia, Granada, Honduras, India, República de Mauricio, Marruecos, República de Naúru, Niué, Santa Lucía, San Vicente y las Granadinas, Sierra Leona, Singapur, Somalia, Sudáfrica, Tailandia, Uruguay, Vanuatu, Vietnam. (24).	Camboya, Cabo Verde, República del Congo, Cuba, Djibouti, República Dominicana, Egipto, Georgia, Guatemala, Guinea-Bissau, Jamaica, Libano, Liberia, Malasia, Myanmar, Nigeria, Oman, Sudan, Tanzania, Venezuela (20).
NDC incluye los ecosistemas costeros enfoque de mitigación y adaptación (16)	Antigua y Barbuda, Bahamas, Bangladesh, Belice, Brunéi, Islas Cook, Guyana, Madagascar, Islas Marshall, México, Senegal, Sri Lanka (12).	Ecuador, Haití, Surinam, Togo (4).

Actualmente, existen dos grandes tipos de proyecto para incluir a los ecosistemas de Carbono Azul Costero dentro de las estrategias de mitigación y adaptación al cambio climático, y en específico en los mecanismos basados en mercado. En primer lugar, los proyectos que tienen como objetivo minimizar las emisiones de GEI por cambio de uso del suelo o por el manejo sostenible de los ecosistemas de Carbono Azul pueden, a su vez, ser de dos tipos: los proyectos REDD+ (Cuadro 1), que solo pueden ser implementados en los manglares de tipo arbóreo, y los proyectos de retención de carbono, que pueden ser implementados tanto en ecosistemas forestales como en ecosistemas no forestales. En ambos casos,

los proyectos de conservación reducen las emisiones de GEI, al conservar o incrementar las reservas de carbono y al conservar la extensión de los ecosistemas de Carbono Azul Costero (Cardona 2014).

En segundo lugar, los proyectos de restauración tienen como objetivo realizar la captura neta de carbono a nivel de ecosistema a través de actividades que restablecen las funciones y procesos ecológicos (i.e. flujos hidrológicos), así como la estructura del ecosistema (i.e. biomasa aérea o subterránea). Los proyectos de restauración capturan carbono por incrementar las reservas de carbono por unidad de área y la superficie del ecosistema restaurado (Cuadro 2).

Según el *Blue Carbon Portal*¹⁴, a escala global se han implementado o están siendo implementados 40 proyectos de Carbono Azul Costero; de ellos, 30 han sido realizados para explorar el potencial REDD+ de los manglares y 10 han implementado la restauración de manglares en búsqueda de la captura de carbono. En total, solo seis de los proyectos han generado créditos de carbono lo que sugiere la existencia de retos importantes para que estos ecosistemas sean incluidos dentro de mecanismos financieros basados en la mitigación al cambio climático. Los retos en común para este tipo de proyectos son sus altos costos de transacción, así como sus altos costos directos y de oportunidad (Grimsditch 2011) (ver Capítulo II. Factibilidad financiera).

Los créditos de carbono pueden ingresar al mercado regulado, donde los emisores están sujetos a compensar sus emisiones obligados por las políticas internacionales y nacionales, ya sea federales o locales (Cooley 2015). Aunque existente, la oferta de créditos de Carbono Azul para los mercados regulados es baja ya que estos requieren periodos de permanencia de mínimo 100 años, lo que en general significa un reto para la implementación de proyectos basados en ecosistemas. También, en estos mercados la demanda suele estar cerrada a bonos originados en sectores específicos, o dentro de los países o jurisdicciones en donde se implementa el mercado (Ullman et al. 2013).

Por otro lado, los mercados voluntarios son aquellos en donde los gobiernos, las empresas o individuos están interesados voluntariamente en compensar sus emisiones de GEI (Cooley 2015). En estos mercados, la temporalidad de las actividades puede ser escogida de entre 10-30 años dependiendo del estándar escogido. Debido a que este tipo de mercados se dinamiza con base a la voluntad de los compradores (i.e. demanda) suele tener un menor costo de compra que el mercado regulado. Por ejemplo, al 2015 los bonos del mercado voluntario movilizaron menos del 1% del volumen de carbono y del valor total comercializados en el mercado mundial (Peters-Stanley & Yim 2013). Paralelamente al desarrollo de estándares en este mercado, se han desarrollado estándares para incrementar la integralidad de las actividades de mitigación con las salvaguardas sociales y ambientales (Narasimhan et al. 2014; CCBA 2008). Las metodologías desarrolladas por estos estándares son una pieza fundamental sobre las cuales incluir el monitoreo, reporte y verificación de los co-beneficios ambientales y sociales que aún no han sido internalizados dentro del mercado.

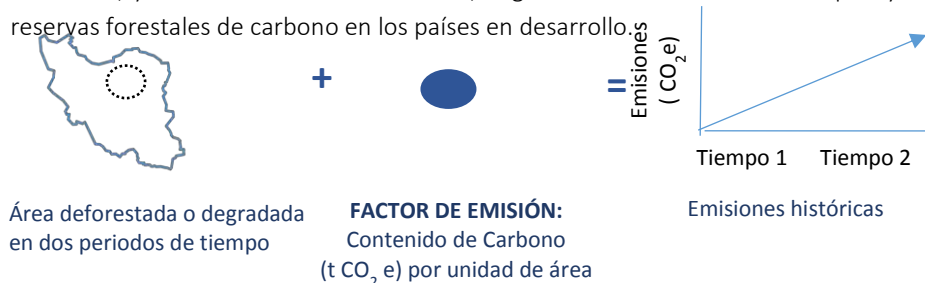
¹⁴ <http://bluecarbonportal.org/the-new-blue-carbon-homepage-2/who-i-am/#marker30>

Cuadro 1 Mecanismo de reducción de emisiones por deforestación y degradación forestal

Origen: Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático. Onceava conferencia de las partes en Montreal (2005) y orientaciones de las siguientes conferencias.

Antecedentes: La deforestación y degradación de los bosques emiten carbono, y otros gases de efecto invernadero, a la atmósfera. En 2014, 10 % de las emisiones globales de GEI fueron originadas por la conversión de bosques a otros usos del suelo.

Objetivo: Reducir las emisiones causadas por la deforestación y degradación forestal en los países en desarrollo; y la función de la conservación, la gestión sostenible de los bosques y el aumento de las reservas forestales de carbono en los países en desarrollo.



Los compromisos de reducción se basan en las emisiones históricas calculadas con base en la deforestación y/o degradación y los contenidos de carbono por unidad de área

Avances en México: Versión para consulta ciudadana de la Estrategia Nacional REDD+ (Reducción de emisiones por deforestación, degradación, incremento y conservación de reservas de carbono y, manejo forestal). La Comisión Nacional Forestal es la institución encargada en México de su implementación. La Iniciativa de Reducción de Emisiones (IRE) es el primer proyecto de implementación de la ENAREDD + en México, enfocado en 15 regiones de 5 estados. Las reducciones demostradas por México entre 2017-2022 serán pagadas por el Banco Mundial una vez sean demostradas por el Sistema Nacional de Monitoreo Reporte y Verificación. Sólo la región Istmo-Costa de Chiapas incluye cobertura de manglares.

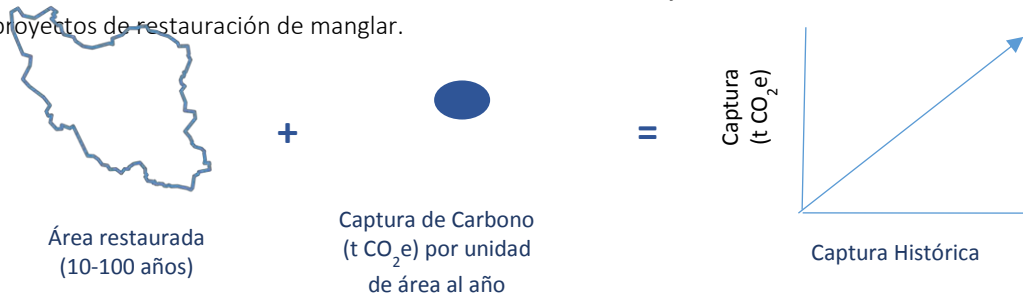
La estrategia de intervención del gobierno federal para reducir la deforestación y degradación en las regiones de la IRE se fundamenta en la hipótesis de que es posible reducirlas a través del alineamiento de la inversión intersectorial de los programas que inciden en el territorio rural. Bajo esta lógica, se construyó un Plan de Inversión para cada una de las regiones con el objetivo de planificar, espacialmente y temporalmente, la inversión de los programas gubernamental que tienen

Cuadro 2 Incremento de los acervos de carbono forestal a través de la restauración de áreas degradadas

Origen: CMNUCC - Protocolo de Kyoto, e implementado a través del Mecanismo de Desarrollo Limpio (MDL), que proporcionó un mecanismo para certificar las emisiones capturadas por la forestación o aforestación de ecosistemas forestales.

Antecedentes: Los incrementos observados de dióxido de carbono atmosférico son menores de lo que cabría esperar si solamente se consideraran las emisiones de origen antropogénico. La acción combinada de los sumideros naturales (terrestres y oceánicos) de dióxido de carbono, absorbieron 55% de las emisiones antropogénicas totales cada año durante el período 1958-2011 (IPCC 2013, Contribución del Grupo de Trabajo I al Quinto Informe de Evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre Cambio Climático); se asume que el resto de emisiones antropogénicas fueron absorbidas por los ecosistemas del mundo.

Objetivo: Incrementar el carbono por la restauración o aforestación de bosques. Las estimaciones de captura de carbono se realizan diferenciando la captura en cada uno de los almacenes (biomasa aérea, biomasa subterránea, suelo, madera muerta caída; la hojarasca suele no ser incluida dentro de proyectos de restauración de manglar.



Se debe asegurar la permanencia de la restauración por, al menos, 10 años (generalmente, 30 años).

Avances en México: No existen antecedentes de proyectos de captura de carbono en manglares. Adicionalmente, la Comisión Nacional Forestal (CONAFOR) ha liderado la construcción de la NMX_AA-173-SCFI-2015 (Norma Mexicana para el Registro de Proyectos Forestales de Carbono y la Certificación del Incremento en el Acervo de Carbono); esta NMX acepta metodologías de estándares de mercado voluntario y actualmente se están desarrollando metodologías nacionales.

Fuente: Estrada 2011; Secretaría Economía 2015.

A pesar del desarrollo de información científica, metodologías de monitoreo, reporte y verificación, el desarrollo de estándares de carbono voluntario y la implementación de proyectos a diversas escalas necesitan ser complementados con el avance del marco legal, las políticas nacionales y sub-nacionales, y la implementación de éstas a través de programas y estrategias (Angelsen 2009).

El objetivo de este documento es avanzar en la resolución de las barreras que evitan que los ecosistemas de Carbono Azul Costero sean incluidos como ecosistemas prioritarios para la mitigación y adaptación al

cambio climático, a través de la implementación de acciones derivadas de las oportunidades existentes en los instrumentos de política pública y en el marco legal mexicano y, enfatizando en los mecanismos de mercado que permitan: (1) disminuir la presencia e intensidad de las principales causas de pérdida de los ecosistemas costeros en México, (2) promover la conservación y restauración de los ecosistemas costeros, a través de mecanismos de mitigación y adaptación al cambio climático, incluyendo los instrumentos económicos que promuevan dicho objetivo y (3) promover el cumplimiento de los compromisos y tratados internacionales firmados por el país en materia ambiental.

La estrategia de trabajo de este documento integra dos enfoques de análisis. El primero es un enfoque de “arriba hacia abajo” que sintetiza y desarrolla diversos análisis resolviendo las principales barreras existentes para la implementación de las políticas públicas, marco legal y mecanismos financieros a ser impulsados con base en las características de los manglares mexicanos. Este enfoque partió de los resultados más relevantes del documento *“Análisis de oportunidades para la integración del concepto de Carbono Azul en la política pública mexicana”*¹⁵, sintetizando la información más relevante (sección I) y desarrollando un análisis de las principales barreras identificadas en dicho documento: (1) la rentabilidad de carbono (sección II), (2) asignación de beneficios de carbono y distribución equitativa de beneficios (sección III) y, (3) la formulación de la Norma Mexicana de Carbono Azul Costero (sección IV).

El segundo enfoque, denominado de “abajo hacia arriba”, sistematizó los avances, retos, lecciones aprendidas, así como las nuevas estrategias de intervención de la Iniciativa Corredor de Manglares y Cambio Climático de Pronatura Sur A.C (sección V). El análisis de los retos encontrados para impulsar mecanismos financieros basados en Carbono Azul permitió identificar indicadores espacialmente explícitos de factibilidad de acceso a estos mercados para los manglares de México con base en: (1) información técnica acerca de los contenidos de carbono total por hectárea y en, (2) la información espacial disponible en fuentes oficiales (sección VI).

En conjunto, la información generada a través del desarrollo de esta propuesta se retroalimentó y validó en un taller con los actores claves entorno al Carbono Azul Costero en México, incluyendo instituciones federales del sector ambiental, así como de la sociedad civil organizada y la academia. Este taller permitió identificar las oportunidades, retos y acciones críticas prioritarias a ser impulsadas por estos sectores para impulsar y consolidar los mecanismos económicos para impulsar la conservación y restauración de los ecosistemas costeros dentro de las estrategias de adaptación y mitigación al cambio climático (Sección VII).

¹⁵ CCA (2016). *Análisis de las oportunidades para la integración del concepto de Carbono Azul en la política pública mexicana*. Comisión para la Cooperación Ambiental, Montreal, Canadá. 102 pp.

I. CONTEXTO

El punto de partida del presente estudio es el “Análisis de las oportunidades para integración del concepto de Carbono Azul Costero en la política pública mexicana”. Este análisis fue publicado por la Comisión de Cooperación Ambiental (CCA) en 2017 con el objetivo de mejorar la comprensión de las oportunidades existentes para la integración del concepto de Carbono Azul Costero en las políticas públicas de México. Dicho análisis es parte del proyecto trinacional (Canadá, Estados Unidos y México) *Avances en la investigación científica para la formulación de políticas en materia de Carbono Azul en América del Norte*, desarrollado entre 2015-2016 y cuyo objetivo global fue mejorar la comunicación y el intercambio de información y lecciones aprendidas sobre el tema entre los tres países, impulsando la gestión y la capacidad de recuperación de las zonas costeras en América del Norte.

El documento analiza las oportunidades existentes en 47 instrumentos identificados y relevantes en relación con tres estrategias: (1) definir cómo México puede aprovechar el carbono costero e incluirlo en sus políticas para contribuir al cumplimiento de obligaciones internacionales adquiridas, (2) decidir qué instrumentos legales dentro de los marcos jurídicos estatales y federal pueden integrar el concepto de Carbono Azul, y (3) determinar los mecanismos financieros que pueden apoyar iniciativas en materia de Carbono Azul en el país. La figura 1.1a-c agrupa los instrumentos por estrategia categorizándolos en función de si representan una oportunidad o una barrera para la inclusión del Carbono Azul Costero en la política pública mexicana, y resume los riesgos y supuestos que CCA (2017) encontró.

Como resultado del análisis se ofrecen recomendaciones que ayudarán a México a determinar qué estrategias y herramientas políticas vigentes se pueden aprovechar para mejorar la conservación y restauración de los ecosistemas de Carbono Azul Costero, en particular los manglares (Figura 1.2). Por un lado, el análisis de los tratados internacionales demuestra la voluntad política de México hacia la reducción de su huella de carbono, oficializada en 2015 a través de la presentación de su NDC. Esta NDC establece las metas climáticas a las que México se compromete, y enumera las líneas estratégicas para alcanzar dichos compromisos. México con esta declaración se posiciona como uno de los pocos países latinoamericanos que incluyen estrategias de adaptación y mitigación basadas en ecosistemas, lo cual abre la puerta a considerar la conservación del Carbono Azul Costero como estrategia para alcanzar dichos compromisos. Desde el marco legal, México ofrece múltiples oportunidades a la inclusión del Carbono Azul Costero, sin embargo, ninguna de ellas alude directamente al mismo. CCA (2017) propone redactar una Norma Oficial Mexicana de Carbono Azul Costero con la que situar la conservación de estos ecosistemas como estrategia viable de reducción de emisiones y contribuir al cumplimiento de la NDC (Capítulo IV). Por último, desde el punto de vista financiero las oportunidades también son prometedoras. CCA (2017) insta como recomendación final al Gobierno Mexicano a someter ante la CMNUCC una Acción de Mitigación Nacionalmente Apropriada (NAMA, *por sus siglas en inglés*) basada en el principio de que la conservación de los ecosistemas de Carbono Azul Costero ayudará a México a cumplir sus compromisos climáticos, y que anida a la NOM de mismo nombre (figura 1.2).



Figura

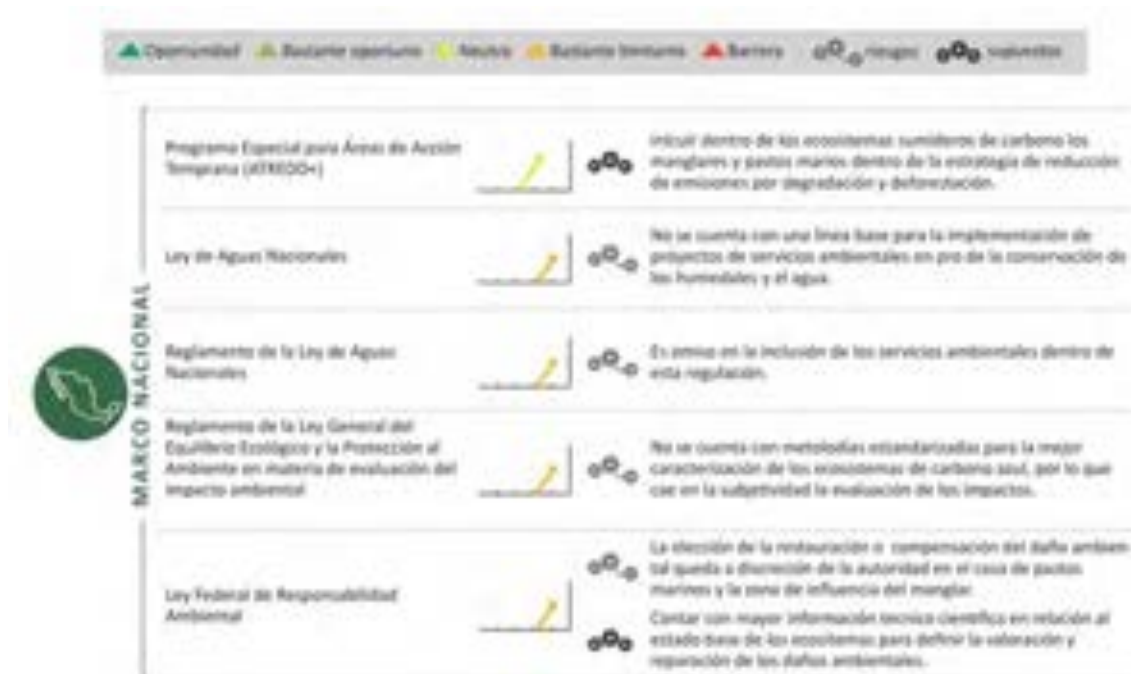
1.1b. Síntesis de los instrumentos nacionales analizados por la CCA (2017). Presenta las oportunidades y las barreras existentes para desarrollar proyectos basados en ecosistemas de Carbono Azul Costero en México; además incluye los riesgos que podrían presentarse, así como los supuestos requeridos para su implementación.

		Oportunidad Espacios oportunos Riesgos Barreras existentes Barreras Riesgos Barreras
 MARCO NACIONAL	Ley General de Bienes Nacionales	 No define claramente la conservación de los ecosistemas de carbono azul como uso de bienes públicos. Anticipa el aprovechamiento sustentable y la conservación. Se podrán celebrar convenios de coordinación con entidades gubernamentales para la conservación de los bienes nacionales.
	Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente	 Creación de incentivos económicos para la preservación de ecosistemas de carbono azul.
	Ley General de Cambio Climático	 Creación e implementación de instrumentos económicos orientados a la mitigación y adaptación del cambio climático.
	Ley General de Vida Marítima	 Resalta la importancia de los servicios ambientales. Se formulan criterios y metodologías para la identificación de los servicios ambientales y su valoración.
	NOM-017-Semarnat-2001. Que establece las especificaciones para la identificación, conservación, aprovechamiento sustentable y restauración de los humedales costeros en zonas de manglar	 La aplicación de la especificación 4-43 que abre la puerta para la compensación por degradación de manglar aun y cuando ya está vigente el GO-TER que protege al ecosistema y su zona de influencia.
	Estrategia de Cambio Climático desde las Áreas Naturales Protegidas (ECCAF)	 Se desarrolla un componente específico de carbono azul dentro de áreas naturales protegidas.
	Constitución Política de los Estados Unidos Mexicanos	
	Reglamento para el uso y aprovechamiento del mar territorial, las navegables, aguas, zona federal marítima territorial y terrenos ganados al mar	 Semarnat define criterios de conservación para los bienes nacionales donde se encuentran ecosistemas de carbono azul.
	Reglamento de la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente en materia de Áreas Naturales Protegidas	 Considerar los ecosistemas de carbono azul dentro de los instrumentos, programas o sustentación de las ANP.
	NOM-059-Semarnat-2010. Protección ambiental. Especies nativas de México de flora y fauna silvestres. Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio. Lista de especies en riesgo	 La inclusión de los pastos marinos dentro de las categorías de protección de especies.
Plan Nacional de Desarrollo	 Se implementa una política integral de desarrollo que concierne a los ambientes costeros, cambio climático y protección del medio ambiente para lograr a una economía competitiva y de bajo carbono.	

Figura 1.1b. Síntesis de los instrumentos nacionales analizados por la CCA (2017). Presenta las oportunidades y las barreras existentes para desarrollar proyectos basados en ecosistemas de Carbono Azul Costero en México; además incluye los riesgos que podrían presentarse, así como los supuestos requeridos para su implementación.

MARCO NACIONAL			
<p>  </p>	<p>  </p>	<p>  </p>	<p>  </p>
<p>  </p>	<p>  </p>	<p>  </p>	<p>  </p>
<p>  </p>	<p>  </p>	<p>  </p>	<p>  </p>
<p>  </p>	<p>  </p>	<p>  </p>	<p>  </p>
<p>  </p>	<p>  </p>	<p>  </p>	<p>  </p>
<p>  </p>	<p>  </p>	<p>  </p>	<p>  </p>
<p>  </p>	<p>  </p>	<p>  </p>	<p>  </p>

Figura 1.1b. (continuación) Síntesis de los instrumentos nacionales analizados por la CCA (2017). **Presenta** las oportunidades y las barreras existentes para desarrollar proyectos basados en ecosistemas de Carbono Azul Costero en México; además incluye los riesgos que podrían presentarse, así como los supuestos requeridos para su implementación.



Figura

1.1b. (continuación) Síntesis de los instrumentos nacionales analizados por la CCA (2017). **Presenta** las oportunidades y las barreras existentes para desarrollar proyectos basados en ecosistemas de Carbono Azul Costero en México; además incluye los riesgos que podrían presentarse, así como los supuestos requeridos para su implementación.

Pese a lo exhaustivo del análisis, dentro del alcance del documento CCA (2017) no se contempla el estudio de aquellas barreras necesarias para que México integre totalmente al Carbono Azul Costero como estrategia de mitigación y adaptación al cambio climático. Así pues, los capítulos II-IV del presente documento desarrollan los mecanismos para avanzar y superar las principales barreras identificadas (distribución de beneficios, Norma Oficial Mexicana y factibilidad financiera) desde un enfoque teórico de arriba hacia abajo, y siendo además ejemplificadas de abajo hacia arriba en un caso de estudio (Capítulo V).



Figura 1.1c. Síntesis de los mecanismos financieros analizados por la CCA (2017). Presenta las oportunidades y las barreras existentes para desarrollar proyectos basados en ecosistemas de Carbono Azul Costero en México; además incluye los riesgos que podrían presentarse, así como los supuestos requeridos para su implementación.

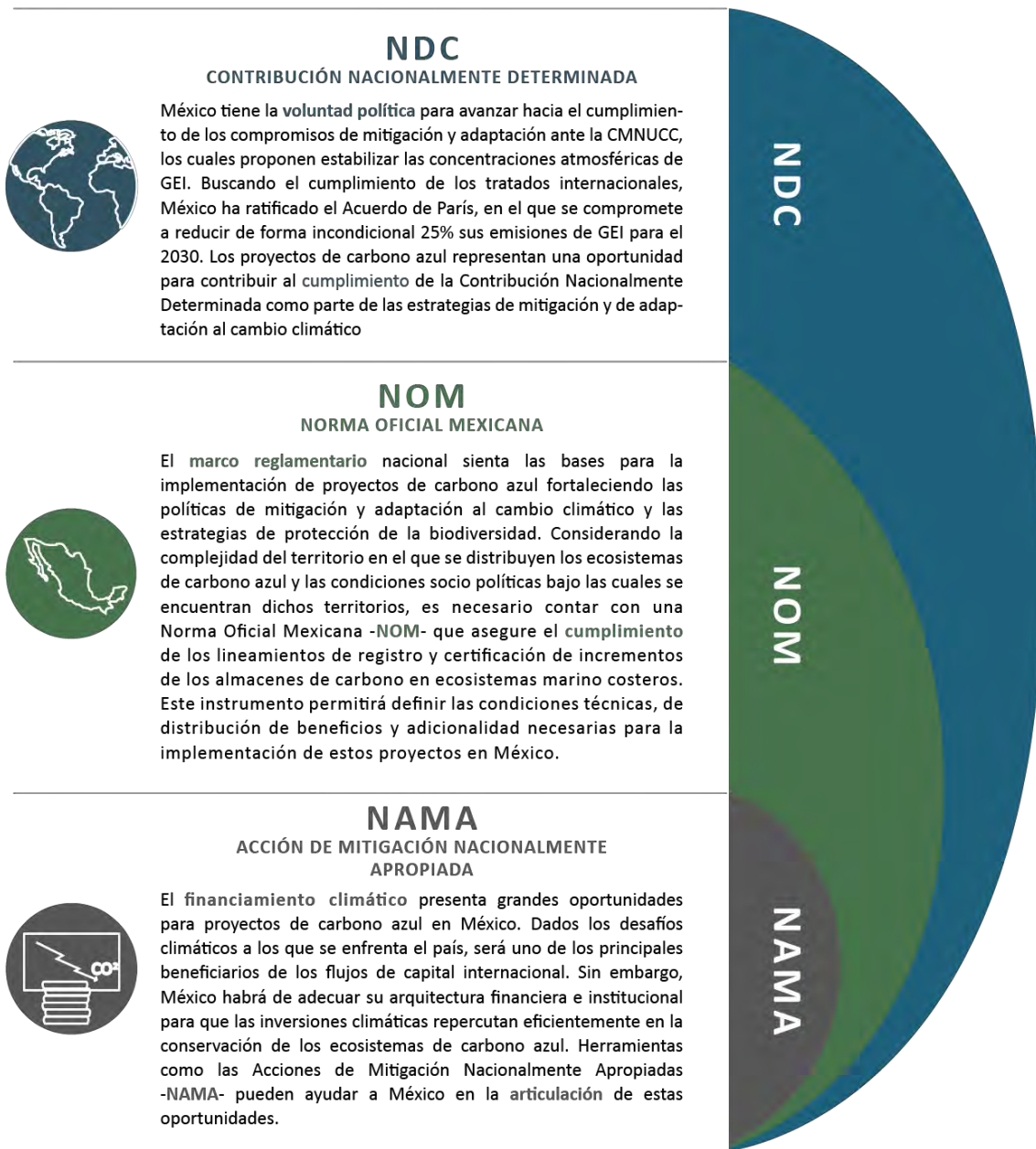


Figura 1.2. Síntesis de las oportunidades que tiene México desde la política nacional para incluir el Carbono Azul Costero dentro de sus compromisos nacionales e internacionales, así como de financiamiento y articulación para la conservación de estos ecosistemas.

II. FACTIBILIDAD FINANCIERA EN PROYECTOS DE CARBONO AZUL COSTERO EN MÉXICO

5.1 Introducción

La mitigación al cambio climático por captura de dióxido de carbono atmosférico es probablemente el servicio provisto por los humedales costeros de México más fácilmente mercadeable, y una opción muy viable para su conservación pueden ser los mercados voluntarios de Carbono Azul Costero (CCA 2017). Así, un proyecto de Carbono Azul Costero será aquel que use el valor de mitigación al cambio climático de estos ecosistemas como incentivo para lograr la conservación, el uso sustentable y la restauración de los mismos en el largo plazo.

El análisis de la factibilidad financiera de un proyecto de Carbono Azul Costero busca encontrar el valor financiero del carbono almacenado en un determinado hábitat costero, y si este es capaz de alterar los incentivos económicos a favor de su conservación y restauración, y así preservar los almacenes de carbono, la biodiversidad, y los servicios ecosistémicos asociados a ellos (Murray et al. 2011).

Un análisis de estas características busca hacer una comparación entre los beneficios económicos que la venta de bonos de carbono genera tras un determinado período de tiempo, con los costos que el proyecto requiere; un ejemplo de este tipo de análisis se presenta en el Cuadro 2.1. Esta comparación dará una idea de la rentabilidad del proyecto y si es financieramente factible, o no. La intención de este reporte es extrapolar la metodología de Murray et al. (2011) al caso de México, y entender cuáles son las decisiones por tomar y las condiciones *sine qua non* un proyecto de Carbono Azul Costero será inviable desde el punto de vista financiero.

5.2 Beneficios de la venta de carbono

Tanto en proyectos de restauración como de conservación, el ingreso de beneficios va en función del almacén de carbono acumulado por el ecosistema, su tasa de captura y las emisiones (Murray et al. 2011). Los ecosistemas costeros secuestran carbono inorgánico de la atmósfera en forma de dióxido de carbono (CO₂) a través de la fotosíntesis. Parte de este carbono es reemitido a la atmósfera a través de la respiración y oxidación, y el resto (i.e. carbono orgánico total) se acumula en dos compartimentos: biomasa (la parte vegetal por encima y por debajo del suelo) y carbono orgánico del suelo, que además incluye carbono alóctono (Véase para más detalle el Reporte 2: Línea Base del Carbono Azul Costero en México; Herrera-Silveira et al., 2017).

Cuadro 2.1 Análisis de rentabilidad en proyectos de carbono en Abu Dhabi

Abu Dhabi Global Environmental Data Initiative (AGEDI) hizo un análisis costo-beneficio en un proyecto demostrativo de conservación y aforestación en humedales costeros en manglares chaparros maduros. En total, se estimó entre 77.9 - 198.4 t C ha con una tasa de captura de 3 t CO₂ ha año⁻¹. De esta manera, considerando un precio de \$10 USD por tonelada de CO₂e, un proyecto de conservación en 14,117 ha a 25 años podría tener un balance financiero total de más de \$35 millones de dólares.

Sin embargo, los costos directos e indirectos del proyecto alcanzan un total de \$460 millones de dólares, estimando un VPN de - \$184 millones de dólares bajo una tasa de descuento optimista del 10%. En cuanto al proyecto de aforestación, donde se estima la plantación de 200 ha por año durante 25 años, una tasa de captura constante de 3 toneladas de CO₂ ha año⁻¹ y un precio de \$10 dólares por tonelada de carbono secuestrado, se calcularon beneficios financieros totales de \$1,950.000 dólares, y costos totales de \$166 millones de dólares. En balance, usando estimaciones muy poco conservadoras del valor de la tonelada de CO₂ en el mercado y de la tasa de descuento (USD \$10, 10%), el VPN de un proyecto de aforestación sería de - \$57 millones de dólares (AGEDI 2013).

Así, tanto en un proyecto de aforestación como de conservación, aún bajo los escenarios más optimistas, los gastos superan ampliamente a los beneficios. Sin embargo, se ha de tener en cuenta que el proyecto se realiza con manglares chaparros en un clima semiárido, lo que determina una acumulación de biomasa muy baja. El estudio recomienda incluir en el análisis de VPN otros servicios ambientales o co-beneficios para convertir el análisis costo beneficio en positivo. Otro costo que el estudio no contempla son los gastos derivados de una estrategia social que asegure la permanencia del proyecto en el contexto de los ecosistemas marino-costeros en Abu Dhabi.

Las tasas anuales de carbono varían poco entre manglares y pastos marinos, pero varían mucho entre distintos tipos fisionómicos (Murray et al. 2011). Los valores presentados en el Reporte 2: Línea Base del Carbono Azul Costero en México indican que regionalmente el Pacífico Sur tiene el registro de almacén de carbono total más alto (2,917 Mg CO₂ eq ha⁻¹; 797 MgC ha⁻¹), que los manglares localizados en áreas húmedas/subhúmedas presentan el valor promedio de reservas de carbono más alto (1,936 Mg CO₂ eq ha⁻¹; 529 MgC ha⁻¹), y que el manglar de Petén presentan el valor promedio más alto de almacén de carbono total (3,161 Mg CO₂ eq ha⁻¹; 1,042 MgC ha⁻¹). Estos valores indican que los manglares de zonas húmedas del Pacífico Sur o aquellos que reciben agua dulce por descargas subterráneas con nutrientes como los Petenes de Yucatán, son escenarios ambientales apropiados para el almacenamiento de carbono en manglares y por tanto con alto potencial de Carbono Azul. La cantidad de carbono acumulado en el hábitat de pastos marinos es en función de la especie, las características del parche y el tipo de sedimento, así como la profundidad e hidrodinámica (García & Duarte 2001). El mayor reservorio de carbono en estos sistemas se encontró en la región del Golfo de México (401 Mg CO₂ eq ha⁻¹; 109 MgC ha⁻¹) sobre todo en zonas de mar abierto, pero en áreas de relativa baja energía asociada a oleaje y corrientes. Además, existen procesos ecológicos que controlan la captura de carbono (tanto los flujos como la bioacumulación) susceptibles por ende de ser manejados y así incrementar el servicio de captura de carbono por ecosistemas de Carbono Azul Costero, como es la reducción de nutrientes antropogénicos para aumentar el almacenamiento de carbono, el control de la población de bioturbadores para prevenir

la pérdida de carbono, y la restauración del flujo hídrico para incrementar la acumulación de carbono (Macreadie et al. 2017).

Una vez que se conocen los almacenes de carbono, sus tasas y la extensión de ecosistema a incluir en el proyecto, los beneficios de carbono se monetizan calculando su Valor Presente Neto (VPN). Esto se obtiene multiplicando los flujos anuales por el precio esperado del carbono ($\$/tCO_2e$) a lo largo de un horizonte de tiempo determinado. Al flujo de efectivo resultante se le divide una tasa de descuento para alcanzar así el valor presente del Carbono Azul Costero en un proyecto dado. Murray et al. (2011) aplican un rango de posibles precios de mercado debido a que la incertidumbre sobre los precios futuros de la tonelada de carbono es incierta. Ellos estiman que el rango más probable estará en \$0-30 dólares por tonelada de CO_2e . En cuanto a la tasa de descuento, Murray et al. (2011) aplican el 10% a lo largo de un periodo de 25 años. Este flujo financiero, será el recibido por el proponente del servicio captura de carbono por la venta de las emisiones evitadas o reducidas a lo largo del tiempo del proyecto.

5.3 Costos

Aun cuando los beneficios son altos, los costos por la venta de carbono pueden también ser significativos, tanto antes como durante la implementación del proyecto, y pueden en algunos casos definir la permanencia del proyecto.

Existen costos directos por establecer y manejar el área de conservación o restauración que incluirán todos los costos iniciales de certificación ante el estándar, costos asociados al involucramiento de actores y la estrategia social y financiera a largo plazo, costos derivados de la mitigación de riesgo, gastos legales y de tenencia de la tierra, costos de operación de las labores de restauración, el monitoreo posterior, etc. Algunos de estos costos son fijos, es decir, no varían en función del tamaño del proyecto. Por este motivo, en proyectos forestales se suele considerar un proyecto financieramente factible cuando incluye varios miles de hectáreas. Sin embargo, es difícil encontrar áreas de manglar de estas dimensiones. Además, los criterios de elegibilidad de los estándares hacen complicado incluir predios grandes.

En el caso de estudio de Pronatura Sur A.C., por ejemplo, los criterios de elegibilidad disminuyeron en un 40% el área de los polígonos inicialmente delimitados (Capítulo V). Una opción muy recomendable para reducir los costos fijos iniciales es trabajar a través de proyectos agrupados, es decir, proyectos estructurados de tal forma que permitan certificar de forma conjunta varios proyectos pequeños y la expansión geográfica gradual de la actividad del proyecto. Los proyectos agrupados podrían incluir aquellos polígonos donde el almacén de carbono y la tasa de captura se maximicen, por ejemplo, con tipos de manglar ribereño, y una vez el proyecto sea rentable, incluir nuevos polígonos menos eficientes. Otros costos iniciales, sin embargo, son variables y dependen de los requisitos de cada proyecto, como los estudios de factibilidad, la preparación de los documentos, los cálculos, la validación, verificación, etc. Estos costos pueden rondar los \$100,000-300,000 dólares (VCS 2015).

En proyectos de retención de carbono por conservación, los costos de oportunidad representan la alternativa más rentable de cambio de uso de suelo del polígono. Este costo en ambientes marino-costeros puede llegar a ser el más relevante de todos los costos y por ende el incentivo más retador de modificar. Este costo además es muy regional, dependiendo de si el predio está en la costa Caribe, donde

muy probablemente se vaya a convertir a uso turístico en forma de un hotel o desarrollo inmobiliario de lujo, o bien, en la costa del Pacífico norte, donde el costo de oportunidad más alto puede ser la industria camaronera. En aquellas regiones donde el costo de oportunidad es muy alto, como el Estado de Quintana Roo, se deben delimitar muy cuidadosamente los polígonos a incluir y definir muy bien el proyecto, pues el riesgo de conversión puede ser muy alto.

Los costos de oportunidad en pastos marinos son más difíciles de estimar, pues están muy relacionados con proyectos turísticos y de infraestructura costera como marinas, muelles y restauración de playas, pero sobre todo con las descargas de nutrientes y contaminantes desde tierra adentro. Murray et al. (2011) propone estimar los costos tierra adentro que supondría mejorar la calidad de agua que llega a una zona de pasto marino, asumiendo la calidad de agua como la amenaza más directa hacia este ecosistema.

Así pues, pese a lo operativamente viables que son los proyectos de carbono (azul o verde), los beneficios derivados de la venta de los créditos solo cubren una fracción de los costos totales, de modo que difícilmente serán financieramente independientes (VCS 2015).

La Figura 2.1 propone un esquema público-privado en el que los beneficios derivados de la venta de carbono son una de las fuentes de financiamiento del proyecto; mientras que otras fuentes tanto ex ante como post ante podrían ser fondos públicos, filantropía (i.e. instituciones bilaterales, herramientas de financiamiento climático, fundaciones privadas, etc.) y un plan de inversiones privadas. La magnitud de estos fondos dependerá de qué tanto el proponente del proyecto sea capaz de optimizar los procesos desde el inicio y de atraer a inversionistas o donantes. Así, se recomienda tener una diversa y amplia cartera de donantes e inversionistas, en vez de confiar todo el proceso a un único donante que puede no ser consciente del compromiso a largo plazo y de los riesgos de este tipo de proyectos.

Por ejemplo, en proyectos de Carbono Azul Costero se parte de la base de que los ecosistemas costeros son mucho más productivos que los forestales, de modo que se necesitarán extensiones de terreno más pequeñas para obtener los mismos beneficios; sin embargo, estos proyectos, por ser aún muy novedosos, suelen tardar más en comenzar a recibir estos beneficios, y los criterios de certificación siguen siendo perfectibles, alargando el retorno de la inversión y por tanto el atractivo de las inversiones.

Algunas empresas están invirtiendo ya en proyectos de Carbono Azul Costero en países en desarrollo con el fin último de compensar sus propias emisiones. Un buen ejemplo de ello es la labor que Danone, a través de un consorcio de 10 compañías inversionistas europeas, The Livelihoods Funds, realiza en Senegal, invirtiendo en un programa de restauración de manglar liderado por la ONG senegalesa L'Océanium y UICN. El programa nació en 2008 y hasta la fecha ha restaurado 7,920 hectáreas de bosque de mangle.¹⁶

¹⁶ <http://www.livelihoods.eu/projects/oceanium-senegal/>

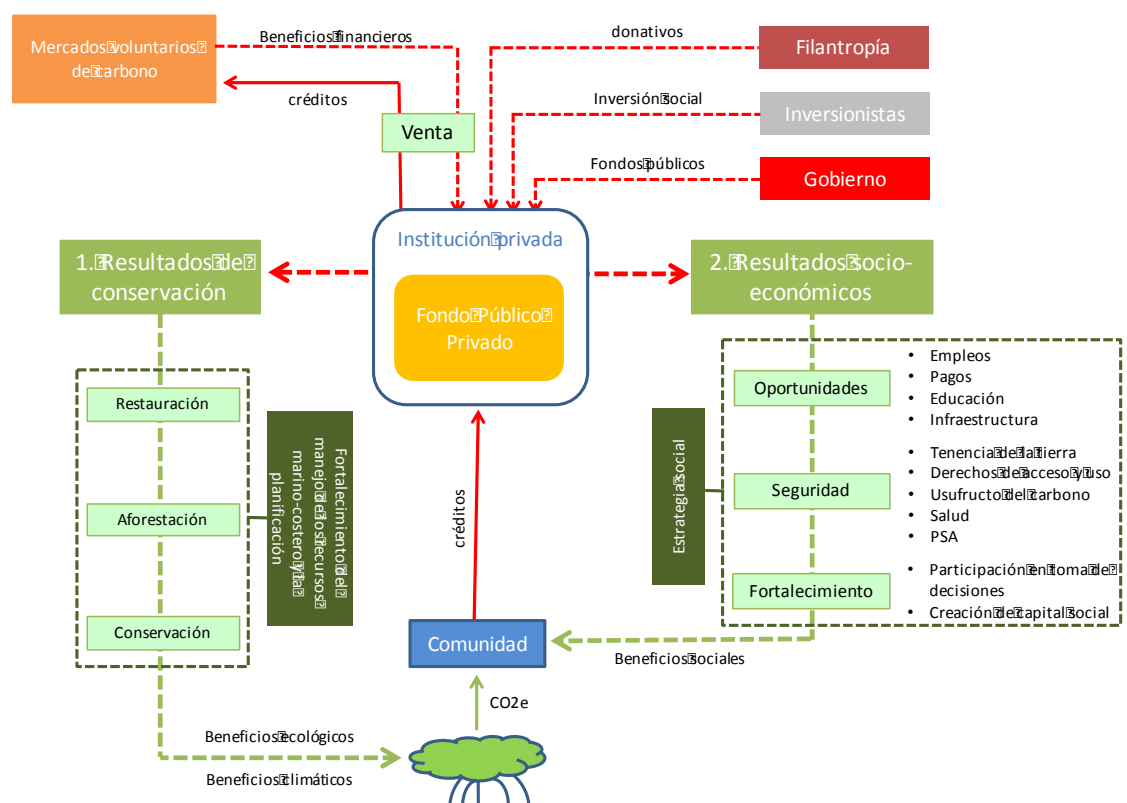


Figura 2.1. Marco conceptual del flujo de capital y los resultados derivados de un proyecto de Carbono Azul, adaptado desde Lawlor et al. (2013).

La Figura 2.1., además propone la creación de un fondo especializado para administrar el capital destinado a ser invertido en el proyecto de Carbono Azul. De esta forma, tanto los fondos como los resultados, son monitoreados desde un enfoque integral (AGEDI 2013). Las particularidades de este fondo se desarrollan más en detalle en el apartado del Capítulo III (Asignación de los derechos de carbono).

5.4 Co-beneficios

Pese a las buenas experiencias existentes en sitios piloto como el proyecto Mikoko Pamoja¹⁷ en Kenia o el proyecto Katingan¹⁸ en Kalimantan Central, Indonesia, los requisitos de elegibilidad de los estándares para la venta de los bonos, combinados con la baja demanda en el mercado, los bajos precios internacionales del carbono y los altos costos por proteger los ecosistemas de Carbono Azul Costero hacen un reto diseñar proyectos rentables.

Un enfoque alternativo que puede ayudar a tener un balance positivo entre los costos y los beneficios es estimar el valor financiero de los servicios ecosistémicos (co-beneficios), basados en la contribución a la adaptación de estos ecosistemas al cambio climático, provistos por los ecosistemas de Carbono Azul

¹⁷ <http://www.mikokopamoja.com/home>

¹⁸ <http://www.katinganproject.com/>

Costero. Estos co-beneficios incluyen la protección de costas y la infraestructura de protección basada en la naturaleza, la protección de playas y el control de la erosión, el mantenimiento de la calidad del agua, el sustento de la pesca artesanal o recreativa, el turismo y el valor escénico asociado a la recreación, y los valores culturales intrínsecos a los ecosistemas de Carbono Azul Costero y su biodiversidad asociada (Véase más en detalle en el Reporte 2: Línea Base del Carbono Azul en México, Herrera-Silveira et al., 2017). En el Cuadro 2.2. se presenta un ejemplo de co-beneficio que se podría incluir en un análisis de factibilidad financiera.

En México, se ha calculado que los servicios ecosistémicos y bienes provistos por los manglares ascienden a USD \$100,000 ha año⁻¹. A escala regional, se estima que los manglares de Marismas Nacionales generan una derrama media anual USD \$ 6,051 solo de producción pesquera por hectárea para las comunidades pesqueras locales; casi seis veces superior al valor económico establecido por la CONAFOR para este tipo de ecosistemas (Danemann et al. 2010). Sin embargo, es importante destacar que la protección de los co-beneficios lleva, además, costos asociados, a veces mayores incluso que los costos de oportunidad que se desea balancear. Así pues, los cálculos del VPN no solo deben llevar asociados los beneficios derivados de estos bienes y servicios, sino también los costos reales y de mercado asociados a su protección.

Cuadro 2.2 Costos asociados a incluir los co-beneficios en el análisis de factibilidad financiera

En la costa norte de Nayarit, por ejemplo, en la desembocadura del río San Pedro Mezquital, mismo que alimenta Marismas Nacionales y fertiliza el Valle de Santiago Ixcuintla, la cooperativa de ostioneros de Boca de Camichín ocupa al 95% de la comunidad. Aquí la ostricultura es una actividad productiva altamente sustentable que depende de la calidad y nivel de agua del río, que a su vez depende de la salud del manglar. La comunidad entiende, por tanto, que su producción de 1.000 toneladas de ostión al año depende intrínsecamente de la salud del ecosistema, poniendo un gran esfuerzo en su protección.

La principal amenaza a la que se enfrenta la cooperativa Boca de Camichín es el proyecto hidroeléctrico, financiado por la Comisión Federal de Electricidad “Las Cruces”, ubicado en el cauce medio del río San Pedro Mezquital, y último río libre de presas de la Sierra Madre Occidental mexicana. Este proyecto tendrá un costo de 576 millones de dólares y cubrirá el 1% de las necesidades eléctricas. de la zona.

Fuente: <https://vimeo.com/163296872>

Otro factor a tener en cuenta es que, así como los costos de oportunidad varían regionalmente, también lo hace la rentabilidad. Con base en esta regionalización, se habrá de elegir cuidadosamente qué co-beneficios integran el proyecto. En proyectos donde el costo de oportunidad es muy alto, como en el Estado de Quintana Roo, los co-beneficios a integrar habrán de tener un VPN también muy elevado, con beneficios directos y costos de operación relativamente bajos. Sin embargo, en proyectos de alto contenido social, donde la baja rentabilidad del proyecto es debida a los gastos directos asociados a desarrollar una estrategia social sólida, la inversión en incentivos sociales de no mercado se consolida como una alternativa costo efectiva para asegurar la permanencia del proyecto.

5.5 Incentivos de no mercado

La sostenibilidad del proyecto se garantizará mediante el involucramiento de gobierno, comunidades y sector privado, asegurando que los beneficios del proyecto no solo repercutan en el medio ambiente, sino además en el bienestar de los sectores. La demostración de los beneficios económicos asociados con una mejor gestión proporciona un fuerte incentivo para que los propietarios de las tierras permanezcan en el proyecto.

Por otro lado, las emisiones reducidas o definitivamente evitadas son un incentivo para los gobiernos nacionales, interesados en cumplir con los tratados climáticos internacionales; interés que además ha de permanecer y manifestarse en los gobiernos estatales a través de estrategias de cambio climático coherentes con los esfuerzos nacionales (CCA 2017). En cuanto a los gobiernos locales, además, incentivos fiscales o el apoyo con las labores de manejo y vigilancia de las áreas protegidas, constituyen incentivos positivos que faciliten su involucramiento en el proyecto. En la Cuadro 2.3 se resume las características de un incentivo financiero creado para asegurar la conservación de los arrecifes de coral en Cancún.

Cuadro 2.3 Primas para la conservación del arrecife coralino en Cancún

Desde 2017, un innovador esquema basado en aseguradoras protege el delicado ecosistema del arrecife de coral frente a las costas de Cancún, México. Este esquema se basa en el pago de primas por hoteles locales y gobierno, dinero que se usará para reparar el arrecife tras eventos meteorológicos catastróficos que pongan en riesgo la salud del ecosistema.

La iniciativa está impulsada por la ONG internacional The Nature Conservancy y la aseguradora Swiss Re, con apoyo del gobierno mexicano. Se espera recaudar un fondo contra catástrofes con valor entre \$1 millón y \$7.5 millones de dólares a lo largo de 60km de costa, y capaz de pagar sumas entre \$25 millones y \$70 millones de dólares por año. Esta es la primera iniciativa a nivel mundial que une los servicios ecosistémicos provistos por un arrecife sano con unos beneficios financieros claros para aquellas empresas cuya ganancia depende intrínsecamente de estos servicios.

Esta iniciativa, además, puede ser precursora de proyectos similares futuros en los que un sector privado consciente de su dependencia hacia ecosistemas clave, encuentra incentivos para pagar una prima por la resiliencia en el tiempo de los mismos. Creemos que este precedente puede ser una gran oportunidad para la protección de los ecosistemas de Carbono Azul costero y el financiamiento de su conservación.

Fuente: <https://www.bloomberg.com/news/articles/2017-07-20/a-coral-reef-gets-an-insurance-policy-of-its-own>

Finalmente, para los propietarios del sector privado interesados en desarrollar industrial o turísticamente su propiedad, probablemente la pequeña rentabilidad de un proyecto de venta de créditos de Carbono Azul es despreciable en comparación con los beneficios netos anuales derivados del cambio de uso de suelo y los altos retornos de la inversión. Sin embargo, los incentivos fiscales o las certificaciones ambientales y de turismo sustentable pueden ser un estímulo a favor de los proyectos de mitigación basados en Carbono Azul Costero (Tabla 2.1).

Tabla 2.1. Ejemplos de incentivos directos e indirectos para estimular a distintos públicos a que conserven ecosistemas de Carbono Azul Costero, basado en McNeely (1988).

Incentivos	Gobierno local	Propietarios
En efectivo	Filantropía, ayudas internacionales, Convención Ramsar	Filantropía, valor agregado
Legales	Establecimiento, manejo y vigilancia de áreas naturales protegidas	Concesiones de conservación
Fiscales	Reducción en la deuda externa “ <i>debt swapt</i> ”	Compensaciones ambientales, exención de impuestos, responsabilidad social corporativa (deducción de impuestos)
Provisión de servicios	Generación de conocimiento, capacitación técnica a staff	Belleza escénica, reducción de la prima de seguros

Recientemente, se ha estado discutiendo sobre los incentivos de mercado, las estrategias de mitigación basadas en mercados como REDD+ y sus efectos socio-ecológicos adversos para las comunidades locales, cuyos medios de vida dependen del manejo comunitario de los recursos naturales (Lawlor et al. 2013). Las críticas más contundentes explican cómo los incentivos UN-REDD+ a escala de proyecto en sitios como Papúa Nueva Guinea se han convertido en “perversos”, haciendo que las compañías forestales desplacen a las comunidades locales para sembrar más árboles en monocultivo y vender más bonos de carbono.¹⁹ En otros casos, incentivos en efectivo dirigidos a las comunidades como los subsidios o los jornales han terminado convertidos en incentivos “perversos” por inducir comportamientos negativos que ponen en riesgo la permanencia del proyecto. De ahí la importancia de compatibilizar las salvaguardas sociales con las ambientales desde el diseño y presupuesto del proyecto (Cuadro 2.4).

Cuadro 2.4 Salvaguardas sociales como incentivos de permanencia *ex ante*

El proyecto Mikoko Pamoja en Gazi Bay, Kenia, tras 3 años ha conseguido vender 3,000 t CO₂e en forma de créditos con el estándar Plan Vivo en proyectos comunitarios. En total se han generado USD\$12,000 anuales para conservar y repoblar 1.117 ha de manglar con 4.000 plántulas al año, e involucrado a más de 6.000 personas de comunidades adyacentes. Los beneficios han sido utilizados para crear oportunidades de negocios a pequeña escala en dos comunidades. El primer pago a la comunidad se hizo *ex ante* para asegurar el compromiso de permanencia con la misma (Herr et al. 2014).

Fuente: <http://www.mikokopamoja.com/home>

Así, los incentivos de no mercado bien diseñados se han comprobado como estímulos altamente exitosos asegurando que las comunidades sean incluidas de manera socialmente justa y minimizando el riesgo de no permanencia del proyecto por causas sociales. Al mismo tiempo, se incrementa el bienestar de las comunidades y se salvaguardan los recursos forestales. En síntesis, de acuerdo con Lawlor et al. (2013) y

¹⁹<https://www.newsrecord.co/u-n-redd-program-criticized-for-negative-impact-on-indigenous-communities/>

extrapolando a un marco conceptual de Carbono Azul Costero comunitario, los resultados de un proyecto de Carbono Azul Costero pueden dividirse en resultados de conservación y/o restauración con el objetivo específico de mitigar el cambio climático, preservando la biodiversidad, y en resultados socioeconómicos que incrementan el bienestar humano de las comunidades y su permanencia en el proyecto (Figura 2.1.).

III. ASIGNACIÓN DE DERECHOS Y DISTRIBUCIÓN DE BENEFICIOS DE CARBONO AZUL

Introducción

Dada la importante contribución que realizan los ecosistemas de Carbono Azul Costero a la mitigación de emisiones de GEI, representan una gran oportunidad a través de mecanismos basados en la emisión y venta de créditos de carbono o derechos de emisión, derivados de la restauración o conservación de estos ecosistemas (CCA 2017). Los créditos de carbono podrán ser vendidos en el mercado regulado, donde los emisores están sujetos a compensar sus emisiones obligados por las políticas internacionales y nacionales, ya sea federales o locales; o en los mercados voluntarios, donde las empresas o individuos están interesados en voluntariamente compensar sus emisiones de GEI (Cooley 2015).

Dentro del diseño de esquemas de mecanismos de mercado de carbono, es fundamental la asignación justa y equitativa de los beneficios que deriven de la utilización y conservación de los recursos, por lo que la legislación mexicana, en apego a tratados internacionales, busca promover incentivos económicos para la protección, preservación o restauración del equilibrio ecológico, considerando la equidad social y la adecuada distribución de los beneficios asociados con la política ambiental²⁰. Esto quiere decir que, para la implementación de los proyectos de Carbono Azul, no solo es necesario el cumplimiento de la legislación ambiental aplicable en materia de ecosistemas marino-costeros, sino también se deberá reconocer a los titulares de los derechos de tenencia y propiedad de la tierra (Rodríguez & Montero 2015).

Los ecosistemas de Carbono Azul Costero se distribuyen desde los mares territoriales, pasando por la franja de Zona Federal Marítimo Terrestre (ZOFEMAT) y terminando en tierras continentales. Por ello, las acciones de conservación y restauración de estos ecosistemas, así como la distribución de los beneficios, deberán cumplir las disposiciones del artículo 27 Constitucional, la Ley General de Bienes Nacionales (LGBN), el Reglamento para el uso y aprovechamiento del mar territorial, vías navegables, playas, zonas federales marítimo terrestres y terrenos ganados al mar (RZOFEMAT), y demás disposiciones aplicables (CCA 2017).

Los manglares son especies forestales en categoría de amenazados según la Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010 (DOF 2010), por lo que su aprovechamiento sustentable será definido por la Ley General de Vida Silvestre (LGVS)²¹. A su vez, la LGVS prevé que se establezcan áreas de refugio de vida silvestre, así como también la certificación para la producción de bienes y servicios ambientales, a través de mecanismos de compensación e instrumentos económicos que asignen beneficios a los habitantes locales^{22,23}.

²⁰ Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente, artículo 21.

²¹ Ley General de Vida Silvestre, artículo 1°

²² Idem artículo 3°.

²³ Idem artículo 20.

Estas disposiciones legales, insertadas tanto en la legislación mexicana como en los tratados internacionales firmados y ratificados por México, sientan una base para el diseño e implementación de instrumentos de mercado con el fin de incentivar la conservación, el uso sustentable y la restauración de los ecosistemas marino-costeros en el largo plazo.

5.6 Asignación de derechos sobre el Carbono Azul Costero

A fin de lograr precisar la equitativa distribución de beneficios por la conservación y restauración de ecosistemas de Carbono Azul Costero, es necesario esclarecer quién detenta la propiedad y/o concesión, y quién tiene derecho a recibir sus beneficios (Carrillo 2015). Al ubicarse los ecosistemas de Carbono Azul Costero en el litoral, distinguiremos que la propiedad del territorio y la asignación de los derechos de carbono se concederán bajo lo dispuesto en la Constitución Política de los Estados Unidos Mexicanos y la LGBN, entre los que se encuentran los regímenes de propiedad de la tierra y la facultad de la nación sobre la propiedad originaria, el derecho a transmitir dominio a particulares y el derecho a imponer modalidades sobre propiedad privada que dicte el interés público²⁴

La propiedad será definida como *“el poder que una persona física o moral ejerce de manera directa e inmediata sobre bienes, muebles e inmuebles y derechos para aprovecharlos en el ámbito jurídico, siendo oponible a terceros”* (PA-SEDATU 2014). Por su parte el artículo 27 Constitucional dispone que en México existen tres tipos de propiedad reconocida legalmente: privada, pública y social. A su vez reconoce a pueblos indígenas, ejidos y comunidades como propietarios de la tierra, y define que ejidatarios y comuneros serán poseedores de derechos agrarios. A su vez, también otorga la propiedad originaria de la nación sobre tierras y aguas, confiriendo facultades al gobierno federal para precisar modalidades y limitaciones sobre la propiedad privada.

Carrillo (2015) establece que entenderemos a la propiedad privada en México como *“el derecho que tiene un particular, persona física o moral de un derecho privado, para usar, gozar y disponer de un bien con las limitaciones establecidas en la ley, de acuerdo con las modalidades que dicte el interés público y de modo que no se perjudique a la colectividad”*, mientras que la propiedad pública se entenderá como el *“derecho real ejercido por entidades públicas con personalidad jurídica sobre bienes de dominio público. El estado goza, al igual que los particulares de derechos de propiedad cuyas características le son otorgadas en atención a la naturaleza del titular, de la relación entre el titular y el bien y del bien en sí mismo”*. Por su parte, la propiedad social *“es una modalidad reconocida por la Constitución, de la propiedad ejidal y comunal. Dicho texto fundamental en su artículo 27, estableció los principios reguladores de esta materia, conocida más comúnmente bajo el rubro de “reforma agraria”*.

Los ecosistemas de Carbono Azul Costero se distribuyen en el territorio en los tres tipos de propiedad: (1) propiedad pública que comprende los bienes de uso común y terrenos nacionales, (2) propiedad social conformada por ejidos y comunidades y (3) propiedad privada. A su vez estos tres tipos de territorio podrán estar dentro o fuera de las áreas naturales protegidas mexicanas, por lo que será necesario que cada uno de estos casos cuente con un esquema *ad-hoc*, para asignar de manera equitativa los beneficios de los créditos de carbono.

²⁴ Constitución Política de los Estados Unidos Mexicanos, artículo 27.

Por sus adaptaciones fisiológicas, los ecosistemas de Carbono Azul Costero se distribuyen en la zona tropical intermareal de los deltas de ríos y estuarios, así como en la zona de transición de los ecosistemas terrestres y marinos (Véase para más detalle el Reporte 2: Línea Base del Carbono Azul en México; Herrera-Silveira et al., 2017). En México *“la faja de veinte metros de ancho de tierra firme, transitable y contigua a las playas marítimas, o en su caso a las riberas de los ríos”* es definida legalmente como ZOFEMAT, la cual según lo dispuesto por la LGBN es contemplada como bien de dominio directo de la Nación, por lo que su uso y aprovechamiento sustentable será autorizado a través de concesiones, otorgadas por la SEMARNAT, institución facultada por la legislación mexicana. Existen regiones de México en las cuales los manglares se distribuyen en las “playas marítimas”, definidas por la legislación mexicana como *las partes de tierra que por virtud de la marea cubre y descubre el agua, desde los límites de mayor flujo hasta los límites de mayor flujo anuales*^{25,26,27}

La asignación de los derechos de carbono podrá otorgarse bajo dos supuestos: (1) ecosistemas de Carbono Azul Costero dentro de bienes de uso común y/o porción marina, y (2) ecosistemas fuera de bienes de uso común y/o porción marina. A su vez, cada uno de estos esquemas de asignación de derechos tendrá diversos beneficiarios, dependiendo de la propiedad reconocida legalmente y de la posibilidad de que se encuentre dentro o fuera de un área natural protegida.

La LGBN concibe como bienes de uso común a las aguas marinas interiores, mar territorial, las playas marítimas, zonas federales marítimo-terrestres, bahías, ensenadas, cauces de las corrientes, vasos de los lagos, lagunas, esteros de propiedad nacional, riberas y zonas federales de corrientes²⁸. Para el aprovechamiento de estos bienes de uso común, la LGBN determina que se requerirán concesiones, autorizaciones o permisos otorgados por la SEMARNAT.²⁹

Asimismo, la LGBN establece que los bienes sujetos al régimen de dominio público de la Federación, entre ellos los bienes de uso común enlistados en el párrafo anterior son *“inalienables, imprescriptibles e inembargables, y no estarán sujetos a acción reivindicatoria o de posesión definitiva o provisional, o alguna otra por terceros”*³⁰. Esto quiere decir que todos aquellos territorios que entren dentro de la zonificación, no podrán ser ostentados como parte de la propiedad de un particular, si no que será necesaria la adecuada delimitación por parte de la Dirección General de ZOFEMAT, mediante lo dispuesto en la Norma Oficial Mexicana NOM-146-SEMARNAT-2005 (DOF 2005), que establece la metodología para la elaboración de planos que permitan la ubicación cartográfica de la zona federal marítimo terrestre y terrenos ganados al mar que se soliciten en concesión.

²⁵ NOM-146-SEMARNAT-2005, numeral 2.31.

²⁶ Ley General de Bienes Nacionales, artículo 17.

²⁷ Ibid., artículo 120.

²⁸ Ibid., artículo 7.

²⁹ Ibid., artículo 8.

³⁰ Ibid., artículo 13.

5.6.1 Opción A. Ecosistemas de Carbono Azul dentro de bienes federales de uso común

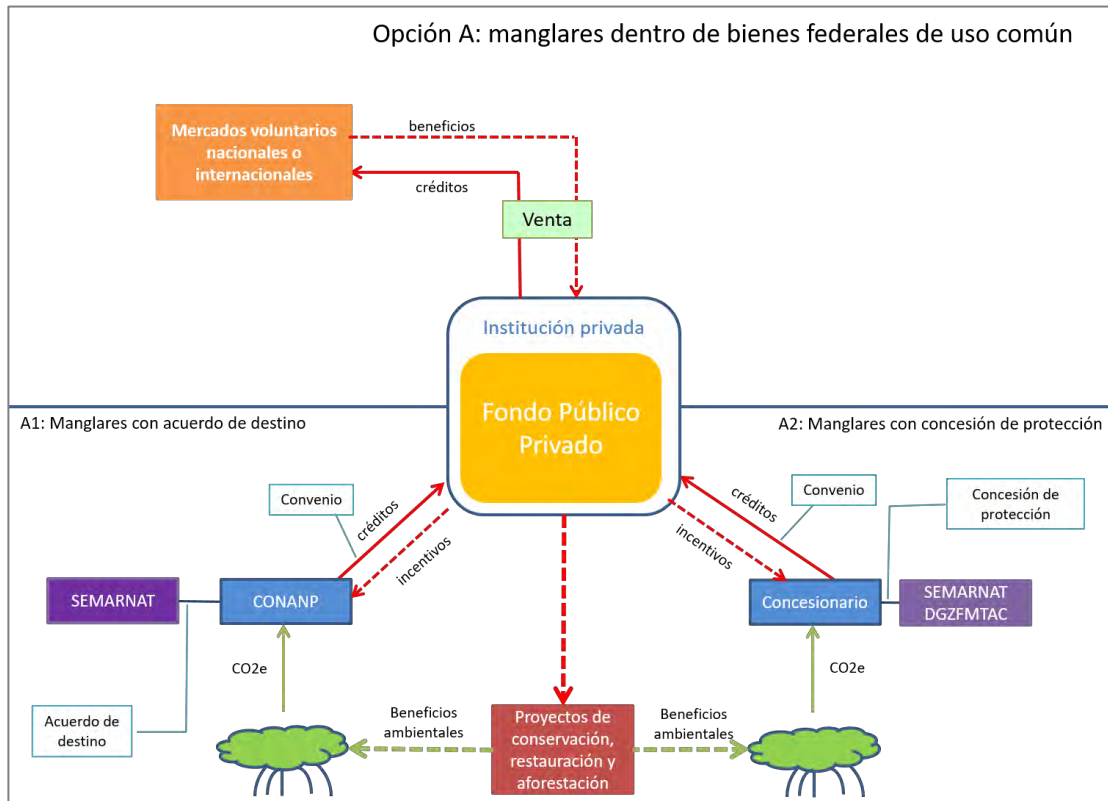


Figura 3.1. Marco conceptual del fondo público privado y la distribución de beneficios de los proyectos de Carbono Azul con distribución dentro de bienes federales de uso común.

En la Figura 3.1 se muestra el primer caso, donde se tienen a aquellos manglares y marismas que se distribuyen dentro de territorios reconocidos como de uso común, los cuales deberán ser concesionados por la SEMARNAT, o asignados a la administración pública federal mediante acuerdo.

En el caso de los pastos marinos que se distribuyen en el mar territorial, es competencia de la Secretaría de Marina (SEMAR) administrar este territorio, por lo que existe una jurídica al respecto de las concesiones sobre este territorio, ya que si bien la LGBN habla de concesiones en bienes de uso común, como el mar territorial, lo cierto es que la SEMAR, conforme a la Ley Federal del Mar, Ley de Vertimientos y Ley Orgánica de la Administración Pública de la Federación, principalmente, tiene la jurisdicción sobre las zonas marinas, pero dichas no refieren algún apartado de “concesionar” como es el caso de la ZOFEMAT.

5.6.1.1 A. 2 Concesiones

La LGBN establece que todos los habitantes de la República podrán usar los bienes de uso común, siguiendo las restricciones establecidas en las leyes y reglamentos administrativos, y en el caso del aprovechamiento especial se requerirá concesión igualmente otorgada en base a la legislación aplicable.³¹ “Se entenderá por aprovechamiento especial el que se obtenga por usar, gozar o aprovechar un bien

³¹ Ibid., artículo 8°.

*nacional de uso común, [...], de modo que se limite el derecho de terceros para su libre uso”.*³² En este caso particular, la Ley Federal de Derechos (LFD), dispone que existirán tres tipos de concesiones: (1) uso de protección, que se le da a aquellas “*superficies ocupadas que mantengan el estado natural de la superficie concesionada, no realizando construcciones o donde no se realicen actividades de lucro*”, (2) uso de ornato, para aquellas superficies ocupadas “*en las cuales se hayan realizado obras o construcciones que no requieran trabajos de cimentación y que estén destinadas exclusivamente para el embellecimiento del lugar o para el esparcimiento del solicitante, siempre y cuando dichas áreas no estén vinculadas con actividades lucrativas*” y (3) uso general, sobre las “*superficies ocupadas en las cuales se hayan realizado construcciones y obras con cimentación o estén vinculadas con actividades de lucro*”.³³

Es importante resaltar que, al momento de la expedición de la LFD en 1981, donde se define el tipo de concesiones otorgables sobre bienes del dominio público, no fueron contemplados proyectos bajo las características específicas que requieren los proyectos de Carbono Azul, por lo que sería oportuno considerar la revisión de los supuestos bajo los cuales se podrán realizar actividades dentro de las concesiones tanto de protección como de ornato. Particularmente en otros países de Latinoamérica como Ecuador, ya se ha implementado sistemas de concesiones de conservación, denominado “Acuerdos de uso sustentable y custodia del manglar”, el cual permite a las comunidades ancestrales solicitar se les conceda el uso sustentable y la custodia de un área determinada de manglar (Gaibor, 2014) (Cuadro 3.1).

Cuadro 3.1 Socio Manglar: Concesiones de Conservación en Ecuador

Ecuador ha implementado un nuevo proyecto para la conservación de los ecosistemas de manglar, conocido como Socio Manglar, el cual “significa un apoyo del Gobierno para todos los que hemos venido protegiendo las áreas concesionadas. El principal problema ha sido la tala del manglar causada por los camaroneros y personas que se dedican a la pesca artesanal con bolsos, redes y paños. Pero ahora es más fácil cuidar un área determinada porque las personas hemos tomado conciencia de la importancia de los bosques de manglar para la comunidad” dicho por Luis López, presidente de la Asociación de Cangrejeros 6 de Julio, en la provincia de Guayas.

La iniciativa se ejecuta a través del Acuerdo Ministerial No. 195 de 9 de julio de 2014, diseñado para ofrecer incentivos económicos directos a las organizaciones que han firmado “Acuerdos de uso sustentable y custodia del manglar”, conocidas como concesiones de manglar, con el Ministerio del Ambiente. Los convenios suscritos entre las organizaciones locales y el Programa Socio Manglar, tendrán una duración de 10 años renovables, según lo dispuesto en la norma vigente.

El Ministerio de medio Ambiente ha recibido apoyo técnico y financiero de Conservación Internacional, quienes promueven la conservación de la biodiversidad y el bienestar humano. Socio Manglar tiene como meta la conservación y uso sustentable de al menos 100,000 ha de manglar, en un plazo de cuatro años, mediante el incentivo económico y el manejo participativo.

Toda aquella persona física o moral que haga uso, goce o aprovechamiento de bienes del dominio público de la Federación, como en este caso la ZOFEMAT, playas marítimas, terrenos ganados al mar y demás

³² Ley Federal de Derechos, artículo 233.

³³ Ibid., artículo 232 C.

aplicables, deberá pagar el derecho correspondiente al tipo de concesión que le sea otorgada.³⁴ No obstante, existen supuestos bajo los cuales la LFD podrá exceptuar el pago: casos en los que se realicen actividades de conservación, mantenimiento, vigilancia, limpieza o jardinería;³⁵ casos en los que se realice investigación científica; y en casos en los que las asociaciones y sociedades civiles sin fines de lucro realicen acciones destinadas a la conservación o restauración del medio ambiente en la superficie concesionada.³⁶

Dentro de este primer esquema de distribución de beneficios (Figura 3.1.A.1), los sistemas de concesiones podrán ser otorgados a todos los habitantes de la república que estén interesados en realizar el aprovechamiento sustentable y la conservación de estas zonas, y serán asignadas siguiendo un orden de prelación donde en primer caso se contempla a los propietarios de los terrenos que por movimiento hayan pasado a ser parte de la ZOFEMAT; segundo: solicitantes de prórroga de concesión o permiso; tercero: solicitantes con inversiones en el área; cuarto: ejidos o comunidades colindantes; quinto: propietarios o legítimos poseedores de tierras colindantes; sexto: cooperativas de pescadores; séptimo: concesionarios o permisionarios para la explotación de materiales; posteriormente todos los demás³⁷. Este tipo de autorizaciones permitirá a las personas físicas o morales interesadas en la conservación y restauración de los ecosistemas de Carbono Azul, poder obtener concesiones que les dé acceso a proyectos de venta de bonos de carbono en mercados voluntarios.

5.6.1.2 A.1 Acuerdos de destino

En el segundo caso (Figura 3.1.A.2), bajo el supuesto de que los ecosistemas de Carbono Azul se distribuyen dentro de propiedad pública federal de uso común, la LGBN dicta que podrán celebrarse convenios con las entidades gubernamentales que en su caso deseen administrar bienes de dominio público, entre ellos la ZOFEMAT, terrenos ganados al mar, playas marítimas y demás aplicables al uso común.³⁸ A este tipo de convenios se les ha denominado “Acuerdo de Destino”, el cual le da la posibilidad a entidades gubernamentales de solicitar el uso, goce y aprovechamiento de dichos bienes. Toda institución pública que esté interesada en darle un uso específico a los bienes de dominio público, podrá solicitar ante la SEMARNAT el destino de los bienes de uso común, en su caso ZOFEMAT, terrenos ganados al mar, playa marítima y demás aplicables.³⁹

Bajo este esquema legal de administración de bienes, la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP) ha solicitado el destino para uso protección de territorios dentro de las áreas naturales protegidas que no hayan sido concesionados previamente y que sean compatibles con el uso de suelo definido por las Secretarías municipales de Desarrollo Urbano (Cuadro 3.2). Este tipo de acuerdos ofrece una oportunidad para incluir a los territorios públicos dentro de áreas naturales protegidas en esquemas de proyectos de conservación y restauración de proyectos de Carbono Azul, que puedan insertarse en

³⁴ Ibid., artículo 232.

³⁵ Ibid., artículo 232 inciso b.

³⁶ Ibid., artículo 233.

³⁷ Reglamento para el uso y aprovechamiento del mar territorial, vías navegables, playas, zona federal marítimo terrestre y terrenos ganados al mar, artículo 24.

³⁸ Ley General de Bienes Nacionales., artículo 61.

³⁹ Ibid., artículo 61.

fondos público-privados, y canalizar recursos para acciones encaminadas a la conservación de la biodiversidad y la mitigación del cambio climático.

Cuadro 3.2 Acuerdos de destino en Áreas Naturales Protegidas

Las autoridades podrán recibir en concesión el uso y aprovechamiento de bienes de la nación a través de un esquema de concesión conocido como Acuerdos de destino (AdD), mediante los cuales las entidades gubernamentales, solicitan el destino de la Zona Federal Marítimo Terrestre o de las Playas Martírimas según sea el caso, ambientes costeros y predios federales/terrenos nacionales.

Uno de los órganos gubernamentales que ha utilizado este tipo de instrumentos es la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP), buscando instrumentar la conservación desde hace más de diez años con buenos resultados. Sin embargo, es hasta 2016 que la Dirección General de la Zona Federal Marítima Terrestre y Ambientes Costeros (DGZFMTAC) otorga un AdD a favor de playas marítimas (manglares) para la conservación, contribuyendo a las acciones de protección de estos ecosistemas.

“Actualmente la Asociación Civil COSTASALVAJE, está impulsando un proyecto de “Adaptación y Mitigación al Cambio Climático desde los Ecosistemas Costeros en México”. La meta del proyecto es asegurar una costa resiliente para ayudar a proteger a las comunidades, economías y ecosistemas de los impactos del cambio climático en el Golfo de California y la costa del Pacífico de la Península de Baja California. Para alcanzar esta meta, se busca conservar los bosques de manglares y la fauna y los recursos asociados a los manglares y prevenir las emisiones de millones de toneladas de CO₂ que puedan surgir de la deforestación y degradación de esos manglares en el noroeste de México.

Esto es posible si se cumplen dos condiciones previas. En primer lugar, debemos establecer un mecanismo oficial para la protección de los ecosistemas de manglares en un área definida. Segundo, debemos desarrollar un esquema de financiamiento para llevar a cabo acciones de conservación efectivas en esos manglares.

Desde 2008 y en asociación estrecha con la CONANP y la oficina de la Zona Marítima Terrestre Federal y Ambientes Costeros (DGZFMTAC), COSTASALVAJE, con el apoyo de varias fundaciones y gobiernos, tanto nacionales como extranjeros, ha ayudado a proteger 2,355 ha de manglares mediante el establecimiento de acuerdos de destino para la conservación (AdDC) de playas marítimas. También hemos presentado solicitudes de AdDC para otras 28,761 ha, que están pendientes de aprobación. Esto hace que el logro de nuestra primera condición sea un objetivo realista.

Las áreas de conservación de manglares contenidas en los AdDCs de playas marítimas han sido delimitadas por técnicos altamente calificados, han sido sancionadas por técnicos de la DGZFMTAC y se han construido en base a imágenes satelitales proporcionadas por la CONABIO y verificadas en salidas de campo. El tipo de manglar contenido en los AdDC varía en su altura y contiene diferentes ensamblajes de manglar rojo, blanco y negro.

Las áreas de conservación de manglares contenidas en los AdDCs de playas marítimas han sido delimitadas por técnicos altamente calificados, han sido sancionadas por técnicos de la DGZFMTAC y se

5.6.2

Cuadro 3.2 Acuerdos de destino en Áreas Naturales Protegidas (continuación)

El proceso de certificación para generar créditos de carbono a través de la conservación de manglares destinados a compensar las emisiones de carbono en otras partes, requiere de información científica para estimar las reservas de carbono en los AdDC de manglares, estos trabajos ya han comenzado. También se requiere de asociaciones y apoyo institucional del gobierno federal y otras partes interesadas para determinar la gestión de las finanzas generadas por las ventas potenciales de créditos de carbono. La consulta con las principales partes interesadas (por ejemplo, CONANP, la DGZFMAT y el PNUMA) y las contribuciones nacionales determinadas (NDCs) por México, en el acuerdo de París, indican que se espera que las organizaciones ambientales, las corporaciones y los gobiernos hagan lo máximo para reducir las emisiones, es decir, que tomen medidas para mitigar el cambio climático. Esto hace que nuestra segunda condición sea un objetivo altamente alcanzable.

Este proyecto se perfila como una alternativa viable para activar el mercado voluntario de carbono a partir de proyectos de conservación que manglares en AdDCs y de esta forma generar una alternativa financiera ligada al cambio climático que permita conservar los bosques de manglar en México y apoyar las acciones de la CONANP”.

Fuente: Comunicación directa Eduardo Nájera Hillmam COSTASALVAJE.

5.6.3

5.6.4

5.6.5 Opción B. Ecosistemas de Carbono Azul fuera de bienes federales de uso común

Para el caso de los ecosistemas de Carbono Azul distribuidos en áreas donde las características geomorfológicas del territorio se encuentren fuera de la ZOFEMAT, terrenos ganados al mar, playas, y demás territorios de uso común (Figura 3.2.B.1), los propietarios del territorio, tanto en el caso de propiedad privada como social, serán quienes ostenten los derechos de carbono, considerándose indistinto si se encuentran dentro o fuera de áreas naturales protegidas. En este caso, cada uno de los propietarios podrá proponer incluir sus derechos de bonos de carbono a una entidad coordinadora de proyectos de Carbono Azul, y recibir los incentivos directos por la conservación y restauración de los ecosistemas (Véase para más detalle sobre los incentivos la sección II: Factibilidad financiera).

Opción B: manglares fuera de bienes federales de uso común

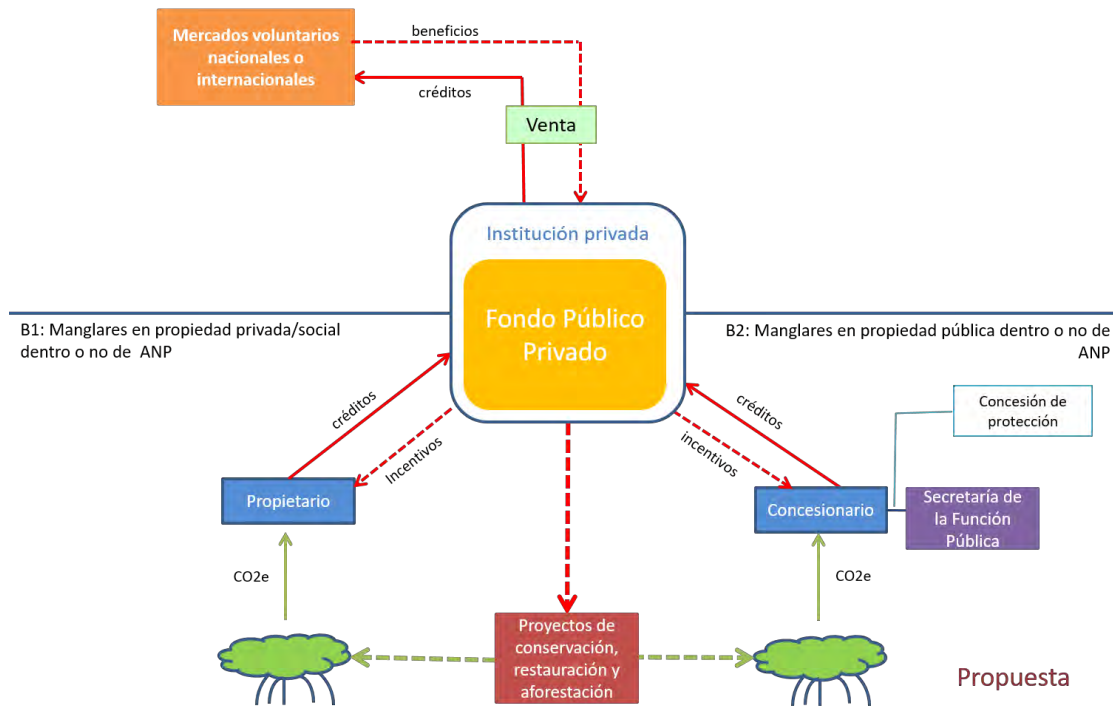


Figura 3.2. Marco conceptual del fondo público privado y la distribución de beneficios de los proyectos de Carbono Azul con distribución dentro de bienes federales de uso común.

5.6.5.1 B.2 Ecosistemas de Carbono Azul en Propiedad Pública (terrenos nacionales)

Existe un cuarto caso en el cuál los ecosistemas de Carbono Azul se distribuyen dentro de terrenos nacionales (Figura 3.2.B.2), los cuales no han sido desincorporados para la venta a particulares. En estos casos la LGBN no es clara respecto al uso, goce y aprovechamiento que podrá dárseles mientras pertenezcan a la Federación, por lo que se propone que este territorio en caso de contar con ecosistemas de Carbono Azul Costero pueda ser concesionado a personas físicas o morales para su incorporación dentro de estos proyectos. Estos territorios podrían ser usufructuados para la conservación, mediante concesiones solicitadas a la Secretaría de la Función Pública, bajo los términos de la LGBN y LFD, por aquel que este en conservar o restaurar los ecosistemas. Se podría seguir el orden de prelación explicado anteriormente. Es necesario poder examinar a detalle cada uno de los casos que pudieran presentarse al respecto. Se sabe que existen casos de Acuerdos de destino otorgados por la Secretaría de Desarrollo Agrario, Territorial y Urbano a la CONANP para áreas del noroeste.

5.7 Retos en la asignación de derechos de Carbono Azul Costero

Derivado de que los ecosistemas de Carbono Azul Costero podrán distribuirse dentro o fuera de los bienes federales de uso común, y de la complejidad para la delimitación de todas las áreas dentro del litoral mexicano, existen casos en los cuales es poco clara la ubicación de todos los límites de los tipos de

propiedad convergentes en un área, por lo que existen ciertas lagunas jurídica y técnicas que deberán ser solventadas por la autoridad para la legal asignación de derechos de carbono. (1) En el caso de los proyectos implementados por Pronatura Sur A.C. en los estados de Chiapas y Oaxaca, se han encontrado con la ausencia de delimitación de ZOFEMAT, así como el traslape de tipos de propiedad, en aquellas zonas donde no es claro el límite de la propiedad privada, el límite de la ZOFEMAT, o aquellas porciones de territorio que no han sido otorgadas o concesionados y por consiguiente forman parte de terrenos nacionales. (2) A su vez también han observado las limitantes respecto a lo dispuesto en los Programas de Ordenamiento Ecológico Local y Programas de Desarrollo urbano, que asignan tanto políticas como usos de suelo para ese territorio, y que deberán ser atendidas para la implementación de proyectos de Carbono Azul.

Se considera que el propietario de los derechos de carbono, quien podrá recibir los beneficios que de la comercialización de los certificados de deriven, serán aquellos titulares o propietarios que demuestren tener los derechos sobre el Carbono Azul almacenado y retenido, mediante un título de propiedad, un arrendamiento, una aparcería, un comodato, o un mandato legal tal como una concesión o asignación de derechos (Rodríguez & Montero; UNEP & CIFOR 2014).

La claridad respecto a la tenencia de la tierra y la asignación de los derechos de carbono es fundamental para reducir el riesgo de vulnerar la legitimidad entre los proyectos de Carbono Azul, además de contribuir a la reducción de conflictos entre las partes involucradas, incrementando la eficiencia de las acciones (CIFOR 2014). Por lo tanto, la asignación de los derechos de carbono deberá incluir mecanismos legal y culturalmente adecuados para incentivar a personas físicas o morales a que continúen realizando esfuerzos para la protección de los ecosistemas de Carbono Azul Costero. Es importante resaltar que estos mecanismos deberán ir acompañados de una serie de salvaguardas sociales y ambientales (Véase para más detalle el Capítulo II: Factibilidad financiera).

5.8 Distribución de beneficios

La definición de mecanismos de distribución de beneficios para la conservación y restauración de ecosistemas de Carbono Azul debe considerar la compleja dinámica en torno a la pérdida y degradación de los ecosistemas, así como también la diversidad de actores involucrados en su conservación y propiedad. Bajo estas condiciones, es necesario incluir los escenarios de arreglos internacionales, mecanismos de financiamiento, sistema de monitoreo, reporte y verificación, sistema de salvaguardas, entre otros, en apego al marco legal y bajo los compromisos internacionales que México ha adquirido en materia de protección de la biodiversidad y el cambio climático (Zuñiga & Deschamps 2014).

En la búsqueda de instrumentar los incentivos necesarios para cambiar el comportamiento en torno a la deforestación y degradación, en este caso de los ecosistemas de Carbono Azul Costero, se requiere proporcionar opciones para la comercialización de bonos de carbono y la asignación de los beneficios, de manera que la restauración y conservación de los ecosistemas pueda resultar en un activo financiero para los dueños o usufructuarios de las áreas de distribución de ecosistemas de Carbono Azul (Rodríguez & Montero 2015).

Los proyectos de Carbono Azul podrían incorporarse en mecanismos basados en la emisión y venta de créditos de carbono; los créditos pueden venderse de forma privada en el mercado voluntario, o en el mercado regulado al precio de mercado vigente (CCA 2017). En ambos tipos de mercado, es necesario considerar la distribución de los beneficios generados por la venta de los créditos de carbono, tomando en cuenta la propiedad de la tierra y el reconocimiento sobre los derechos de carbono. A su vez los mecanismos de distribución de beneficios se fundamentan en la diversidad de arreglos institucionales, estructuras de gobernanza y arquitectura financiera mediante la cual se distribuyen los incentivos económicos y demás beneficios derivados de las acciones para reducir la emisión de GEI (Guerrero et al. 2016).

5.9 Arquitectura para la distribución de beneficios de Carbono Azul

Tomando en cuenta los retos y oportunidades que ofrecen los mecanismos financieros, así como la situación actual de los mercados de carbono en México, para el análisis de esta consultoría se ha decidido trabajar en la distribución de beneficios basados en esquemas locales de mercados voluntarios tanto nacionales como internacionales que permitan regionalizar los ecosistemas de Carbono Azul, reduciendo los costos y facilitando la gobernanza en torno a estos proyectos, así como la efectividad, eficiencia y equidad en la gestión financiera del proyecto.

El diseño de proyectos de Carbono Azul está en constante cambio, ya que tienen una gran oportunidad de experimentar nuevas ideas, metodologías y mecanismos de financiamiento. Esto da la oportunidad a los proyectos de pequeña escala de incorporarse dentro los mercados voluntarios, los cuales han sido los más socorridos hasta el día de hoy considerando que los requerimientos para el desarrollo de los proyectos son más costo efectivo y de mayor factibilidad en su implementación que los mercados regulados, “*que tienen costos de transacción más altos y metodologías para la verificación más estrictas*” (Wylie et al. 2016; UNEP & CIFOR 2014).

Dado que los mercados voluntarios se encuentran en constante creación y diseño, estándares de certificación voluntarios como *VCS* y *Gold Standard*, comienzan a contemplar la agrupación de proyectos de mitigación, a fin de reducir los costos de operación y el riesgo implícito en estos proyectos (Véase para más detalle la sección II: factibilidad financiera). Para la adecuada gobernanza y toma de decisiones en torno a los proyectos agrupados, es necesario contar con una entidad coordinadora que conjugue las acciones de todos los proyectos, y que a su vez sea la entidad proponente del proyecto. La entidad coordinadora podrá ser una entidad fiduciaria o fondo público-privado de conservación, encargada de administrar los respectivos derechos de uso, promover y manejar la permanencia del carbono, inclusión de nuevos miembros del grupo y organizar la venta de los créditos y la distribución de las utilidades (Emmer et al. 2017).

El concepto de fondo público-privado ha surgido como un mecanismo prometedor ante la necesidad de grandes movilizaciones de recursos para la mitigación y adaptación al cambio climático. Se entenderá como fondo público-privado a aquel que es financiado y operado a través de una asociación entre el gobierno y una o más organizaciones del sector privado. Las principales características de los fondos públicos-privados para financiar programas de mitigación y adaptación al cambio climático son: (1) la existencia de un acuerdo formal entre organismos públicos y una persona física o moral; (2) la asignación

de riesgos tanto en el sector público, como privado en consistencia a su disposición y capacidad para mitigar los riesgos, a fin de fomentar el financiamiento por parte del socio privado; (3) movilizar el financiamiento aumentado y, (4) el pago al sector privado por la prestación de los servicios al sector público⁴⁰.

La creación de fondos público-privados para la gestión de proyectos de Carbono Azul Costero de manera regional o local representa una oportunidad para la implementación de proyectos tomando en cuenta que en México es posible encontrar tres diferentes tipos de propiedad y diversos usos de suelo asignados y administrados por la autoridad, que deberán ser conjuntados en un mismo esquema bajo una coordinación multisectorial. Adicionalmente, a la estructura del fondo, se recomienda consolidar la estructura institucional necesaria para la operación de proyectos contando con el apoyo de instituciones con conocimiento técnico (grupos consolidados de la academia), que puedan dar seguimiento a las actividades comprometidas en los proyectos, así como a las acciones de reporte y verificación.

Así mismo es posible que agrupaciones de la sociedad civil estén interesadas en proponer proyectos de Carbono Azul ante las entidades certificadoras, así como también en la administración de los fondos público-privados que integren los fondos obtenidos de diversas fuentes, por lo que será necesario establecer convenios de colaboración en función de las necesidades de cada uno de los proyectos regionales y de las capacidades institucionales existentes. En México existe un interesante precedente de convenios de colaboración institucional para la conservación y restauración de ecosistemas que constituyen un punto de partida relevante (Cuadro 3.2). Se propone un esquema donde la administración del fondo público-privado sea realizada por una institución privada (Figuras 3.1 y 3.2) para asegurar el adecuado cumplimiento de los compromisos con el estándar en el largo plazo (FMCN 2010; Spergel & Taleb 2008).

Las principales funciones del fondo público-privado son: (1) coleccionar recursos de otras fuentes de financiamiento (e.g. fondos públicos, filantropía, herramientas de financiamiento climático, fundaciones privadas, entre otros.) y (2) administrar los recursos económicos recibidos por la venta y comercialización de los créditos de carbono, direccionándolos a actividades que busquen incrementar los almacenes de carbono y mantener el carbono retenido en el suelo a través de la implementación de actividades técnicas y socio-económicas (Véase para más detalle la sección II: Factibilidad financiera).

En este sentido, se recomienda que un porcentaje de los beneficios económicos sean distribuidos a las actividades comprometidas en la conservación y restauración, que, en su caso, podrían ser implementadas por las comunidades aledañas, y otro porcentaje será canalizado a banca de desarrollo que permita impulsar proyectos económicos en estas comunidades para garantizar la sostenibilidad económica del proyecto a largo plazo. Dicha distribución de beneficios permitirá cambiar el comportamiento de las comunidades costeras en torno a la deforestación y degradación, de manera que la restauración y conservación de los ecosistemas, pueda resultar en un activo financiero para los dueños o usufructuarios de las áreas de distribución de ecosistemas de Carbono Azul (Rodríguez y Montero,

⁴⁰ Fondos públicos privados. Disponible en: <http://finanzascarbono.org/financiamiento-climatico/canales-bilaterales-de-financiamiento/mecanismos-existentes/fondos-publico-privados/>

2015). Un ejemplo de implementación de incentivos para la conservación que influye en el comportamiento de las comunidades es el Fondo Monarca, que busca que las comunidades consideren a sus recursos forestales como un activo en el largo plazo, mientras realizan acciones de protección para una especie migratoria (Cuadro 3.3).

Cuadro 3.2 Herramientas legales para la conservación voluntaria en México

En México se han explorado diversos instrumentos legales para la conservación, entre los que encontramos mecanismos públicos, privados y mixtos. Los públicos serán aquellos que dependen de la voluntad del estado, basados en el dominio público, como lo son las ZOFEMAT y las Áreas Naturales Protegidas (ANP); los instrumentos privados son aquellos que dependen de la voluntad de los propietarios y pueden ser flexibles con una temporalidad indeterminada; mientras que los instrumentos mixtos, son aquellos que combinan la voluntad privada con la estatal, entrando dentro de estos esquemas la “Certificación de tierras destinadas voluntariamente a la conservación”

Una de las organizaciones que en México ha impulsado más esquemas voluntarios de conservación es Pronatura Noroeste A.C., quienes proponen como formas voluntarias de conservación de tierras privadas y sociales: 1) servidumbres ecológicas, 2) usufructos, 3) reservas privadas y ejidales, 4) donaciones o legados condicionales, 5) compra de derechos de aprovechamiento, 6) asociaciones civiles y mercantiles y 7) compra de tierras para la conservación.

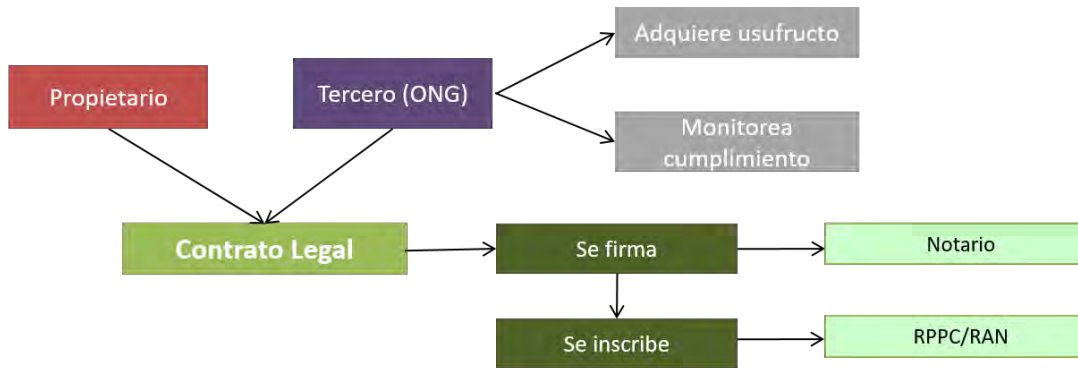
La elección del esquema voluntario de conservación debe ser “como un traje hecho a la medida” de los requerimientos de conservación del área, las necesidades del propietario, la forma en que propone manejar su terreno y la temporalidad deseada por el propietario.

Las servidumbres ecológicas, son instrumentadas mediante “un contrato entre al menos dos propietarios, en virtud del cual, uno o los dos limitan voluntariamente los usos o intensidad de desarrollo sobre sus terrenos con el objeto de conservar los atributos naturales las bellezas escénicas o los aspectos naturales, las bellezas escénicas, o los aspectos históricos, arquitectónicos, arqueológicos o culturales de ese inmueble”. En este caso se mantiene la propiedad, es un derecho real, vinculante para los dueños futuros, que establece limitaciones de uso y podrán ser por un tiempo definido o a perpetuidad, dependiendo del interés del propietario. El acuerdo es firmado por ambas partes frente a un notario, posteriormente debe ser inscrito ante el Registro Público de la Propiedad y el Comercio, o ante el Registro Agrario Nacional según corresponda, y finalmente es monitoreado por una organización no gubernamental legitimada dentro del acuerdo.



Cuadro 3.2 Continuación

El usufructo, por su parte, “es un contrato en virtud del cual un propietario otorga a un tercero (incluyendo a una ONG) el derecho de usar y disfrutar de su predio, en este caso en particular, con el objeto de conservar, proteger o restaurar los recursos naturales que posee por un número significativo de años y sin perder la propiedad sobre el mismo”. En los usufructos se garantiza el manejo y la conservación mediante las acciones de un tercero. Se inscribe en el Registro Público de la Propiedad y del Comercio o en el Registro Agrario Nacional según corresponda. En los casos de personas físicas puede ser vitalicio y en el caso de ejidos podría durar máximo 30 años. Están vinculados al predio directamente y se transmiten con la propiedad.



Fuente: Esquema de usufructo, Pronatura.

Pronatura Noroeste A.C. expone que los esquemas voluntarios de conservación son instrumentos legales que pueden visibilizar, reconocer y promover los esfuerzos de conservación, por lo que es necesario fortalecer los instrumentos además de crear nuevos incentivos tanto económicos como no económicos. Asimismo, reconoce la importancia de estas herramientas para los mercados de bienes y servicios ambientales, como son la captura de carbono, agua, biodiversidad y compensaciones.

Estas herramientas para la conservación podrán brindar lecciones aprendidas y sentar la línea base para el diseño e implementación de los contratos entre las partes que instrumenten el Fondo Público-Privado de Carbono Azul.

Cuadro. 3.3 Fondo para la Conservación de la Mariposa Monarca

La Reserva de la Biosfera Mariposa Monarca (RBMM) se localiza en el Eje Neovolcánico Transversal, al este del estado de Michoacán y al oeste del Estado de México. El Fondo para la Conservación de la Mariposa Monarca o Fondo Monarca (FM) nace como un innovador esquema financiero para apoyar las actividades de conservación de los dueños de los terrenos forestales y la conservación de los bosques en la zona núcleo de la RBMM como reservorios de biodiversidad, para la hibernación de la mariposa monarca en México.

El FM es un mecanismo de largo plazo que cuenta con un fondo patrimonial (FP), gestionados por el Fondo Mundial para la Naturaleza (WWF, por sus siglas en inglés) y el Fondo Mexicano para la Conservación de la Naturaleza, A.C. (FMCN) y constituido gracias a las donaciones de la Fundación Packard, la entonces Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca (SEMARNAP), y los gobiernos del Estado de México y Michoacán. Con los intereses generados de este FP se crea el Fideicomiso del Fondo Monarca que establece dos incentivos económicos a 34 ejidos, comunidades indígenas y propiedades privadas de los 38 incluidos en la zona núcleo de la RBMM. Así, el FM es un mecanismo diseñado para resguardar recursos a perpetuidad, brinda confianza y garantía a los núcleos agrarios de que siempre habrá recursos para la conservación de su bosque.

El 19 de diciembre de 2008 FMCN y la CONAFOR firmaron un convenio de colaboración para un periodo de diez años (2009-2018), el primero con esta vigencia en México. Gracias a este convenio de colaboración el Fondo Monarca se compromete a aportar 33.9 millones de pesos y la CONAFOR a través de Fondos Concurrentes 27.9 millones más, para reunir una bolsa de 61.8 millones de pesos. De esta manera, los propietarios de predios con bosques en la zona núcleo que participan en el FM, ahora se benefician con un pago de 683.66 pesos por hectárea conservada; 341.83 pesos aportados por el Fondo Monarca y otro tanto igual por la CONAFOR.

Desde la creación del Fondo Monarca y hasta el año 2012, se han aprobado por el Comité Técnico del Fideicomiso del FM (CTFFM), con representación de los dueños y dueñas de los predios forestales de la zona núcleo de la RBMM la cantidad de 35 millones 742 mil 020 pesos, de estos un total de 12 millones 298 mil 481 se han invertido en 11 predios del Estado de México y 23 millones 443 mil 539 a 23 predios del estado de Michoacán.

Fuente: CONAFOR (2013).

6 IV. NORMA OFICIAL MEXICANA DE CARBONO AZUL COSTERO

6.1 Introducción

Las investigaciones han demostrado que la degradación y pérdida de los ecosistemas de Carbono Azul Costero contribuyen a la liberación del carbono retenido por centenares de años en el suelo, ya sea al momento de la degradación o paulatinamente, integrándose dentro de los procesos bioquímicos de intercambio de gases entre el suelo y la atmósfera, en los cuales finalmente será liberado como CO₂ (Barnes 2014; Lovelock et al. 2017). Las emisiones de carbono del suelo hacia la atmósfera, después de una perturbación, son el resultado de alterar las características físicas y/o biogeoquímicas del ambiente en el que el carbono ha sido almacenado. Ejemplos de alteraciones podrían ser: cambios de uso de suelo y tala, cambios en la salinidad y sedimentación, incremento de nutrientes y toxicidad, tormentas, cambio climático, entre otros (Adame & Kauffman 2012; Lovelock et al. 2017).

Las emisiones de gases de efecto invernadero resultantes del manejo de los ecosistemas de Carbono Azul no suelen ser incluidas dentro de la contabilización de emisiones de los mecanismos climáticos como la CMNUCC, el Protocolo de Kyoto, los MDL o los Inventarios Nacionales de Emisiones (Laffoley, D.d'A.; Grimsditch 2009; Grimsditch 2011; CCA 2017). Para el caso de México, el nivel de referencia nacional de emisiones considerado dentro del inventario incluye solamente la biomasa aérea de los manglares dentro de la categoría *vegetación leñosa hidrófila* (CONAFOR 2015b). Por su parte, este año, Estados Unidos de Norteamérica ha propuesto incluir en su inventario nacional los impactos de las emisiones de GEI por actividades dentro de humedales costeros, reconociendo que *“incluir las emisiones y captura de GEI por los ecosistemas de Carbono Azul puede permitir a las naciones considerar el beneficio de la mejora en la gestión de estos ecosistemas”* (Emmer et al. 2017).

Particularmente, los proyectos forestales de bonos de carbono en México han sido diseñados para fomentar proyectos de restauración de bosques y selvas principalmente, buscando incrementar los almacenes de carbono dentro del territorio nacional a fin de contribuir con los compromisos internacionales adquiridos ante la CMNUCC, como parte de las acciones de mitigación de emisiones de gases de efecto invernadero (DOF 2015). Sin embargo, hasta el día de hoy, poco han sido explorados los proyectos relacionados con la conservación y restauración de los ecosistemas de Carbono Azul para incluir sus almacenes de carbono tanto aéreo como subterráneo dentro de los inventarios nacionales de emisiones y en los instrumentos de política ambiental que contribuyan a dichos compromisos (CCA 2017; CONAFOR 2015b). Véase para más detalle el Reporte 2: Línea Base del Carbono Azul en México; Herrera-Silveira et al., 2017.

Con base en el hecho de que los ecosistemas marino costeros tienen la capacidad de almacenar carbono en los sedimentos durante miles de años, y no durante siglos, como se observa en los bosques tropicales (Nellemann et al. 2009), estos viejos reservorios deben ser manejados efectivamente para mantener las tasas de captura al máximo y las tasas de emisión por disturbio al mínimo, para mantener el *carbono retenido* tanto en biomasa como en sedimentos. Esta sección (1) establece legalmente la competencia de la SEMARNAT para establecer políticas *ad hoc* entorno a los ecosistemas de Carbono Azul, (2) identifica el potencial de los mercados voluntarios de carbono para impulsar la conservación y restauración de esos

ecosistemas, y (3) revisa los conceptos básicos a ser desarrollados dentro de una Norma Oficial Mexicana (NOM) específica para Carbono Azul.

6.2 Bases legales y técnicas para la implementación de proyectos de Carbono Azul

Existen cinco bases legales que confieren a la SEMARNAT toda aquella competencia relativa a la regulación sobre la conservación y restauración de los ecosistemas de Carbono Azul, entre las que se encuentran: (1) la Ley General de Vida Silvestre, (2) la NOM-059-SEMARNAT-2010, (DOF 2010), (3) la Ley General de Bienes Nacionales (LGBN), (4) la Ley General de Cambio Climático y (5) la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente (LGEEPA).

La LGVS determina que aquellas especies o poblaciones forestales consideradas en riesgo, como el manglar, serán protegidas bajo lo dispuesto en esta ley, por lo que en su caso no serán regulados por las leyes forestales y de pesca:

Artículo 1º. “La presente Ley es de orden público y de interés social, reglamentaria del párrafo tercero del artículo 27 y de la fracción XXIX, inciso G del artículo 73 constitucionales. Su objeto es establecer la concurrencia del Gobierno Federal, de los gobiernos de los Estados y de los Municipios, en el ámbito de sus respectivas competencias, relativa a la conservación y aprovechamiento sustentable de la vida silvestre y su hábitat en el territorio de la República Mexicana y en las zonas en donde la Nación ejerce su jurisdicción.

El aprovechamiento sustentable de los recursos forestales maderables y no maderables y de las especies cuyo medio de vida total sea el agua, será regulado por las leyes forestal y de pesca, respectivamente, salvo que se trate de especies o poblaciones en riesgo”.

A su vez, la LGVS establece que la SEMARNAT deberá identificar mediante listas las especies o poblaciones en riesgo de acuerdo con una Norma Oficial Mexicana (NOM).^{41,42} A la fecha, la NOM-059-SEMARNAT-2010 (DOF, 2010) que define la protección de especies nativas de México de flora y fauna silvestres, categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio de lista de especies en riesgo, especifica que existen 4 categorías de riesgo: (1) probablemente extinta en el medio silvestre, (2) en peligro de extinción, (3) amenazadas y (4) sujetas a protección especial. Esta NOM enlista a 4 especies de manglar bajo la categoría de amenazadas, y se encuentra en proceso de actualización para proteger tres especies de pastos marinos (CCA 2017).

Esta misma ley prevé la obligación de la SEMARNAT de concebir criterios, metodologías y procedimientos para la identificación de los servicios ambientales que se derivan de la vida silvestre y de su hábitat, tales como la captura y retención de carbono, a través de: “(a) sistemas de certificación para la producción de bienes y servicios ambientales; (b) estudios para la ponderación de los diversos valores culturales, sociales, económicos y ecológicos de la biodiversidad; (c) estudios para la evaluación e internalización de costos ambientales en actividades de aprovechamiento de bienes y servicios ambientales; (d) mecanismos de compensación e instrumentos económicos que retribuyan a los habitantes locales dichos costos asociados

⁴¹ Ley General de Vida Silvestre., artículo 56.

⁴² *Ibid.*, artículo 58.

a la conservación de la biodiversidad o al mantenimiento de los flujos de bienes y servicios ambientales derivados de su aprovechamiento y conservación; y (e) la utilización de mecanismos de compensación y otros instrumentos internacionales por contribución de carácter global”.^{43,44}

Por su parte, la LGBN ordena que las concesiones sobre bienes de la nación serán otorgadas por el Ejecutivo Federal, y en su caso será la SEMARNAT la encargada de promover el uso y aprovechamiento sustentable de la zona federal marítimo terrestre y los terrenos ganados al mar:

Artículo 17: Las concesiones sobre bienes de dominio directo de la Nación cuyo otorgamiento autoriza el párrafo sexto del artículo 27 de la Constitución Política de los Estados Unidos Mexicanos, se regirán por lo dispuesto en las leyes reglamentarias respectivas.

El Ejecutivo Federal podrá negar la concesión en los siguientes casos:

I.- Si el solicitante no cumple con los requisitos establecidos en dichas leyes;

II.- Si se crea con la concesión un acaparamiento contrario al interés social;

III.- Si se decide emprender, a través de la Federación o de las entidades, una explotación directa de los recursos de que se trate;

IV.- Si los bienes de que se trate están programados para la creación de reservas nacionales;

V.- Cuando se afecte la seguridad nacional, o

VI.- Si existe algún motivo fundado de interés público.

Artículo 120: El Ejecutivo Federal, a través de la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, promoverá el uso y aprovechamiento sustentables de la zona federal marítimo terrestre y los terrenos ganados al mar. Con este objetivo, dicha dependencia, previamente, en coordinación con las demás que conforme a la materia deban intervenir, establecerá las normas y políticas aplicables, considerando los planes y programas de desarrollo urbano, el ordenamiento ecológico, la satisfacción de los requerimientos de la navegación y el comercio marítimo, la defensa del país, el impulso a las actividades de pesca y acuicultura, así como el fomento de las actividades turísticas y recreativas.

El Ejecutivo Federal, a través de la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, podrá celebrar convenios o acuerdos de coordinación con el objeto de que los gobiernos de los estados y los municipios, en su caso, administren, conserven y vigilen dichos bienes.

⁴³ Ibid., artículo 3.

⁴⁴ Ibid., artículo 20.

Dichas facultades serán ejercidas conforme a lo dispuesto en esta Ley y demás disposiciones federales y locales aplicables, así como en aquéllas que de las mismas deriven.

En contra de los actos que emitan los gobiernos de los estados y, en su caso, de sus municipios, en ejercicio de las facultades que asuman de conformidad con este precepto respecto de los particulares, procederán los recursos y medios de defensa establecidos en la Ley Federal de Procedimiento Administrativo.

La LGCC faculta a la SEMARNAT para expedir normas oficiales mexicanas en conjunto con demás dependencias involucradas que tengan por objeto “establecer los lineamientos, criterios, especificaciones técnicas y procedimientos para avalar las medidas de adaptación y mitigación al cambio climático”, por lo que las certificaciones en materia de reducción de GEI, deberán cumplir lo dispuesto por dichas normas oficiales mexicanas.^{45,46} En este sentido toma relevancia el desarrollo de una NOM que establezca el marco de referencia para certificaciones de créditos de Carbono Azul basados en la restauración y conservación (retención de carbono), además de definir un proceso de aseguramiento costo-efectivo de la calidad de los créditos de Carbono Azul a nivel nacional, a fin de establecer los requisitos mínimos para obtener el registro de proyectos de Carbono Azul y la certificación del incremento y retención de los acervos de carbono generados por dichos proyectos.

A su vez, la LGEEPA establece que son “prioritarias, para efectos del otorgamiento de los estímulos fiscales que se establezcan conforme a la Ley de Ingresos de la Federación, las actividades relacionadas”, entre otras, con “el establecimiento, manejo y vigilancia de áreas naturales protegidas [y] aquellas actividades relacionadas con la preservación y restauración del equilibrio ecológico y la protección al ambiente”.⁴⁷ Esta ley también atribuye a la SEMARNAT la competencia de emitir NOM en materia ambiental y para el aprovechamiento sustentable de los recursos naturales, que busquen establecer los requisitos, especificaciones, procedimientos, metas, parámetros y límites permisibles que deberán observarse en el uso y destino de bienes, además de considerar las condiciones necesarias para la preservación o restauración de los recursos naturales y la protección al ambiente.⁴⁸

La clara competencia de la SEMARNAT para diseñar procedimientos *ad hoc* al Carbono Azul que (1) contemplen un enfoque amplio de las políticas, (2) respondan a las particularidades que tienen los manglares, pastos marinos y marismas y, (3) desarrollen proyectos basados en la certificación de bienes y servicios ambientales contemplados en la LGVS (CCA 2017); e (4) incentiven instrumentos económicos; es una oportunidad legal de gran relevancia para México (Alongi 2008; Butt 2016; Locatelli et al. 2014).

6.3 El Carbono Azul en los mercados

Se ha expuesto ya que los proyectos de Carbono Azul pueden ser factibles ahora mismo dentro de los mercados voluntarios, ya que no sería necesario esperar a los procesos de inclusión dentro de los mercados regulados, lo cual puede llevar más tiempo (Butt 2016; Locatelli et al. 2014). No obstante, la

⁴⁵ *Ibid*, artículo 94.

⁴⁶ *Ibid.*, artículo 95.

⁴⁷ Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente, artículo 22 bis.

⁴⁸ *Ibid.*, artículo 36.

inclusión del Carbono Azul dentro de los mercados voluntarios tiene retos metodológicos para los ecosistemas marino-costeros, entre los que se encuentran: pequeñas extensiones territoriales; múltiples dueños y diversos tipos de tenencia y propiedad de la tierra y los recursos naturales; complejidad para el aseguramiento de fugas, adicionalidad y permanencia, asociado a los retos que se pueden regionalmente.

Asimismo tiene importantes ventajas sobre otros ecosistemas como son: mayor potencial de carbono bajo el suelo; mayor resiliencia ante las amenazas y daños; servicios ambientales asociados que pueden considerarse como co-beneficios a los proyectos de Carbono Azul; además por el tipo de territorio en el que se distribuyen y las condiciones socioeconómica que imperan en estas zonas, los proyectos de Carbono Azul pueden contribuir a mejorar la calidad de vida de las comunidades asentadas en el área (Locatelli et al. 2014).

Recientemente estándares de certificación de créditos de carbono voluntarios como el programa Norma de Verificación de Carbono (VCS *por sus siglas en inglés*), Plan Vivo, Gold Standard y el Registro de Carbono Americano (ACR *por sus siglas en inglés*) han aprobado metodologías para la certificación de proyectos de restauración de humedales costeros y pastos marinos, además de que VCS ha incluido dentro de sus metodologías para proyectos de Agricultura, Silvicultura y Otros Usos de la Tierra (AFOLU *por sus siglas en inglés*) metodologías para Restauración y conservación de Humedales (WRC *por sus siglas en inglés*) (CCA 2014; Butt 2016). Por su parte las actividades incluidas por VCS en los proyectos WRC, se dividen a su vez en proyectos de Restauración de los ecosistemas de humedales (RWE *por sus siglas en inglés*) y de Conservación de Humedales Intactos (CIW *por sus siglas en inglés*). Los proyectos elegibles en estas categorías “son aquellas que aumentan la remoción neta de GEI mediante la restauración de ecosistemas de humedal o que reducen las emisiones de GEI a través de la re-humectación o prácticas que ayuden a evitar la degradación de los humedales” (VCS 2013).

Por lo anteriormente expuesto, es necesario comenzar la inclusión del servicio ambiental de captura y retención de Carbono Azul dentro de los instrumentos económicos que incentiven el cumplimiento de la política mexicana en materia de servicios ambientales y cambio climático, tal como lo dispone la LGVS así como la LGCC, a través de la cual México podrá instrumentar acciones para la mitigación y adaptación al cambio climático basados en ecosistemas, en este caso marino costeros.⁴⁹ La oportunidad que tiene nuestro país de contribuir a las acciones de reducción de emisiones de GEI, recae directamente en la instrumentación de estrategias para transitar hacia una tasa de cero % de pérdida de carbono en los ecosistemas originales, ya sea a través de instrumentos financieros, de mercado y fiscales, diseñados por la federación, o gracias a la participación en el mercado voluntario de carbono.^{50,51,52}

La LGCC instituye que la SEMARNAT, en coordinación con la Comisión Intersecretarial de Cambio Climático (CICC) y el Consejo de Cambio Climático (CCC), podrá crear un sistema voluntario de comercio de emisiones, buscando reducir las emisiones de la mejor manera costo-efectiva, tanto en mercados voluntarios de otros países como en mercados de carbono internacionales. Sin embargo, es necesario que

⁴⁹ Ley General de Cambio Climático, artículo 7.

⁵⁰ Ibid., artículo 3 transitorio.

⁵¹ Ibid., artículo 92.

⁵² Ibid., artículo 93.

se establezcan los requisitos para cumplir con el reconocimiento y registro de estos programas (CCA 2017). Actualmente, en México existen ejemplos exitosos de iniciativas de mercado tanto regulados como voluntarios, que podrían ser tomadas como base para la instrumentación de los mercados de Carbono Azul. Entre estos ejemplos se encuentran iniciativas como la Plataforma MéxiCO₂ del gobierno mexicano, que busca intercambiar bonos de carbono; el proyecto *Scolet'te*, coordinado por la cooperativa AMBIO en el sistema Plan Vivo; o iniciativas impulsadas por la sociedad civil en coordinación con la iniciativa privada, como son Pronatura Sur A.C. y Bonafont-Danone México apoyado por la Agencia para el Desarrollo Internacional de Estados Unidos (US AID *por sus siglas en inglés*), que desde 2012 proponen una iniciativa de restauración de humedales costeros en el sur del país (CCA 2017).

6.4 Tipo de proyectos de Carbono Azul aplicables dentro de la NOM

Tomando como ventaja que los mercados voluntarios pueden proponer nuevos protocolos y metodologías a través de proyectos demostrativos que tienen bajos costos y mayor flexibilidad, se espera que posteriormente estas metodologías puedan incluirse dentro de los mercados regulados (CCA 2017). Es por esto que proponemos analizar las metodologías y especificaciones solicitadas por el programa VCS de proyectos AFOLU, particularmente para aquellos proyectos que buscan la restauración de los ecosistemas de humedales (RWE *por sus siglas en inglés*) y la conservación de humedales intactos (CIW *por sus siglas en inglés*), que podrán implementarse individualmente o en combinación con las demás metodologías AFOLU aplicables: forestación, reforestación y revegetación (ARR *por sus siglas en inglés*); manejo forestal mejorado (IFM *por sus siglas en inglés*); y otros que resultaran aplicables (CCA 2014).

6.5 Actividades elegibles dentro de la NOM de Carbono Azul

Los proyectos de Carbono Azul propuestos podrían desarrollarse bajo dos escenarios: el primero, proyectos de restauración que buscan la captura de carbono que consiste en tomar el CO₂ de la atmósfera; y el segundo, proyectos de conservación a través de la retención de carbono (carbono retenido), asegurando que el carbono se mantiene en los ecosistemas de Carbono Azul. Esto quiere decir que los proyectos de Carbono Azul pueden secuestrar carbono mediante la creación de sumideros de carbono con el crecimiento de la vegetación, como ejemplo podemos mencionar la restauración de un bosque de manglar, o mediante la mejora del almacenamiento de carbono en el suelo, por ejemplo mediante la inducción de la producción de hojarasca y propiciando las condiciones hidrológicas para la protección del humedal contra la degradación, tanto por la remoción de la cobertura vegetal, como de la oxidación del carbono en el suelo del humedal (CCA 2014).

Entre las actividades que podrían ser realizadas dentro de la categoría de conservación/retención de carbono, se encuentra la protección de ecosistemas de Carbono Azul ante riesgos de pérdida de biomasa, recarga de sedimento en los humedales costeros, incremento del manejo del agua en humedales y, delimitación de espacios para migración del ecosistema en caso del incremento del nivel del mar. Respecto a las actividades de restauración y creación de humedales, se incluyen actividades que incentiven el aumento de sedimentos y reducción de las emisiones de metano, incremento en el manejo de la calidad de agua y de las actividades de remediación que finalmente terminan incrementando la calidad del agua potable y su revegetación (VCS 2015).

A su vez, el programa VCS presenta ciertos retos para la implementación de proyectos de Carbono Azul, dados por los requerimientos genéricos que solicita cumplir VCS a cualquier tipo de proyecto AFOLU, más los requerimientos específicos que solicita cumplir a los proyectos en humedales. Como primer punto, los proyectos deberán acreditar tres características: (1) adicionalidad: el carbono capturado o retenido, deberá ser adicional a cualquier otro esfuerzo realizado bajo las condiciones habituales “business as usual”; (2) permanencia: el carbono capturado o retenido deberá mantenerse en el largo plazo en una escala temporal; (3) fugas: el carbono capturado o retenido no debe tener variación de emisiones de GEI imprevistas fuera de los límites geográficos u operacionales del proyecto (Locatelli et al. 2014).

6.6 Conceptos por desarrollar dentro de la NOM de Carbono Azul

Una NOM es la regulación técnica de observancia obligatoria expedida por las dependencias competentes que tiene como finalidad establecer especificaciones aplicables a un proceso o actividad.⁵³ Como se expuso en la sección de bases legales y técnicas para implementación de proyectos de Carbono Azul, es la SEMARNAT el órgano indicado para la formulación de un instrumento legal de este tipo, que logre integrar el diseño e implementación de proyectos de Carbono Azul de tres ecosistemas diferentes: manglares, marismas y pastos marinos, los cuales tienen procesos ecológicos diversos, pero que mantienen en común los mayores almacenes de carbono en comparación con otros ecosistemas.

Esta NOM deberá contener: (1) su finalidad conforme a las especificaciones, para promover el mejoramiento del ambiente y los ecosistemas, así como la preservación de los recursos naturales; (2) la finalidad de creación de la norma que permita identificar aquel método o proceso que será regulado; (3) las referencias y definiciones correspondientes que se establezcan en razón de su propósito; (4) las especificaciones en relación a los métodos de verificación aplicables a la norma, así como sus métodos de muestreo; (5) los datos e información necesarios para la certificación; (6) el grado de correspondencia con otras normas y lineamientos internacionales contemplados para su elaboración; (7) la bibliografía consultada; (8) el listado de las dependencias que vigilará su cumplimiento dependiendo de la concurrencia; (9) demás información necesaria para la comprensión y alcance de la norma.⁵⁴

Como parte de la información que requiere ser clarificada para el desarrollo de proyectos de Carbono Azul en México, es importante definir dentro de la norma oficial mexicana conceptos relacionados con la metodología de medición del Carbono Azul, la terminología referente al comercio de bonos de carbono y todo aquel concepto que no se encuentre definido en algún otro instrumento legal vinculante al tema. Los conceptos que se consideran primordiales para la Norma Oficial Mexicana los encontramos en la Tabla 4.1.

Tabla 4.1. Conceptos prioritarios por definir dentro de la Norma Oficial Mexicana para proyectos de mitigación y adaptación basados en ecosistemas de Carbono Azul.

CONCEPTO	DEFINICIÓN
----------	------------

⁵³ Ley Federal de Metrología y Normalización, artículo 3°.

⁵⁴ *Idem.*, artículo 41.

Adicionalidad	Requisito según el cual, en virtud del Protocolo de Kyoto y de un mercado, los créditos de carbono solosolo se otorgarán a las actividades del proyecto en las que las reducciones sean "adicionales a las que de otro modo se producirían", es decir, en comparación con el "escenario base".
Bono de carbono	Unidad de intercambio principal en los distintos mercados de carbono y que equivale a una tonelada métrica de CO ₂ equivalente (CO ₂ e) reducida o secuestrada mediante un proyecto de reducción de emisiones o captura de carbono y que ha sido certificada de acuerdo con el estándar correspondiente.
Carbono retenido	Carbono que permanece almacenado por la biomasa o el sedimento de manglares, marismas y pastos marinos, durante milenios.
Carbono secuestrado	Carbono que es depositado en biomasa y sedimento.
Co-beneficios	Los beneficios derivados de los esquemas REDD además de reducir las emisiones de GEI, como aliviar la pobreza, proteger el medio ambiente, mejorar la biodiversidad, mejorar la gobernanza de los bosques y proteger los derechos humanos.
Fuga	La pérdida inesperada de beneficios anticipados de carbono debido al desplazamiento de actividades en el área del proyecto hacia áreas fuera del proyecto, lo que resulta en emisiones de carbono. La fuga puede anular algunos o todos los beneficios de carbono generados por un proyecto. Aunque no se reconoce a menudo, las fugas también pueden ser positivas si se adoptan las mejores prácticas fuera del área del proyecto y se aprovecha ampliamente el desplazamiento de la tala debido a las actividades de conservación del bosque.
Manglar perturbado	Incluye humedales conformados por parches de árboles y/o arbustos de manglar muerto o en regeneración. Esta categoría se refiere a la cubierta forestal perturbada por huracanes, tormentas, ciclones y por la construcción de infraestructura hidráulica, carreteras y caminos.
Mercado de cumplimiento (regulado)	El mercado de créditos de carbono utilizados para alcanzar objetivos de emisiones bajo un régimen regulatorio.
Mercados voluntarios	El término utilizado para describir los mercados de carbono fuera del marco regulatorio y que por tanto no implica acuerdos internacionales. Estos mercados están impulsados por compromisos voluntarios de organizaciones y particulares.
Permanencia	Prerrequisito clave para la credibilidad de cualquier actividad de captura de carbono, en particular la siembra de árboles, que tiene salvaguardas para cubrir la posibilidad de que el carbono retirado de la atmósfera pueda ser liberado en el futuro, por ejemplo, debido a incendios, enfermedades o tala. En la práctica, la verificación permanente de los árboles plantados debe tener lugar cuando se han generado créditos de compensación de carbono para esas reducciones de carbono.
Propiedad	El poder que una persona física o moral ejerce de manera directa e inmediata sobre bienes, muebles e inmuebles y derechos para aprovecharlos en el ámbito jurídico, siendo oponible a terceros.

Propietario	Individuo o una persona jurídica colectiva (ejidal y/o comunal) que tenga propiedad o posesión legal del predio donde se pretenda realizar las actividades de un proyecto de Carbono Azul.
Proponente del proyecto	El individuo u organización que tiene el control general y responsabilidad sobre el proyecto, o el individuo u organización que, en conjunto con otros proponentes de proyecto, tiene control general y responsabilidad sobre el proyecto.
Proyecto de conservación	Proyectos que buscan evitar la degradación de los ecosistemas de Carbono Azul causados por cambios en el drenaje, el confinamiento o la interrupción del suministro de sedimentos.
Proyecto de restauración	Cualquier proyecto que crea, restaura o maneja las condiciones hidrológicas, altera la disponibilidad de sedimentos o cambia las características de salinidad, mejora la calidad de agua o introduce comunidades de plantas nativas.
Proyecto grupal / agrupado	Proyecto que permite la adición de nuevas instancias tras la validación de una instancia base inicial que sirve para establecer/definir un criterio de elegibilidad (condiciones específicas) para agregar esas instancias futuras. De esta manera, un proyecto puede ampliarse o agruparse en el tiempo sin necesitar una nueva validación de la descripción de proyecto (PD)
Mineralización	Proceso de descomposición de la materia orgánica (compuestos formados con base a carbono, oxígeno e hidrógeno) a moléculas inorgánicas a través de proceso de oxidación (respiración autótrofa o heterótrofa).
Salvaguardas	Medida adoptada para proteger a alguien o algo o para evitar algo indeseable (es decir, no hacer daño). Tienen un amplio mandato y pueden aplicarse a un proyecto, conjunto de proyectos o más ampliamente a los programas, así como actuar como políticas.
Tasa de deforestación	Tasa de variación anual de la cubierta forestal.
Tasa de captura	Tasa de incremento de carbono en biomasa y sedimento.
Usufructuario	Dicho de una persona que posee y disfruta una cosa; que posee derecho real de usufructo sobre alguna cosa en que otro tiene nula propiedad.

Por la importancia de los conceptos de **adicionalidad**, fuga y riesgo de no permanencia en los siguientes apartados se sentarán las bases de su definición.

6.6.1 Adicionalidad

Existen dos métodos para lograr probar la adicionalidad. El método más común está dado por definir la línea base mediante la herramienta de adicionalidad del MDL que se basa en probar tres adicionalidades: (1) la adicionalidad legal, esto quiere decir que las actividades del proyecto son adicionales a las solicitadas por la ley; (2) la adicionalidad basada en prácticas comunes que son aquellas actividades que en la región no se realizan de manera cotidiana para evitar las emisiones; y (3) la adicionalidad financiera que evidencia que el proyecto no se llevaría a cabo sin el financiamiento adicional de los bonos de carbono (McFarland 2011). El segundo método fue propuesto por VCS y se refiere a demostrar la adicionalidad mediante el “método de desempeño” o el “método de actividad”. Este método pre-determina la adicionalidad para proyectos que no son financieramente viables sin la venta de bonos de carbono, o que

tienen tasas bajas de aceptación en el mercado; y su papel fundamental es coordinar la adicionalidad permitiendo a los proponentes omitir el paso de evidenciar que el proyecto no se llevaría a cabo en la ausencia de ingresos por la venta de bonos de carbono (Butt 2016).

Un ejemplo de la aplicación del “método de actividad” fue el desarrollado por la Metodología de restauración de humedales de *Restore America’s Estuaries* (RAE) (Emmer et al. 2017), quienes examinaron el nivel de proyectos de restauración que se realizaban actualmente en Estados Unidos, respondiendo a la pregunta ¿cuánta restauración ha ocurrido en comparación a cuánta restauración podría ocurrir? Y en este sentido definieron que la restauración realizada hasta la fecha es del 2.71%, por debajo del umbral del 5% que solicita el estándar de VCS, por lo que toda la restauración que se realice en Estados Unidos de Norteamérica que no sea solicitada por la ley se considera adicional (Butt 2016; VCS 2015).

Esta aproximación al método de actividad puede ser una oportunidad para México, en términos de comprobar su adicionalidad a nivel nacional para ecosistemas de Carbono Azul, ya que a pesar de que en México se cuenta con todo un marco normativo que protege a los humedales costeros con presencia de manglar a través del artículo 60 TER de la LGVS y de la NOM-022-SEMARNAT-2003 (DOF 2003), la pérdida y degradación de los ecosistemas de Carbono Azul continúa. CONABIO reporta en su análisis de “Actualización y exploración de los datos del sistema de monitoreo” (2015), que en general en México existe un aumento del 1.4% de la cobertura vegetal; sin embargo, en estados como Guerrero (17.8%) y Baja California (0.4%) se mostraron pérdidas de manglar en el periodo de 2010 a 2015. Estas pérdidas son netas a partir del balance pérdida contra ganancia de manglar, así que las pérdidas de los ecosistemas y, por lo tanto, la liberación de CO₂ continúa. Por otro lado, también se reportó la cobertura de manglar perturbado, considerado como uno de los cambios con mayor relevancia para la actualización, con mayor incremento en la superficie de manglar perturbado en los estados de Nayarit (6,016 ha), Campeche (2,067 ha), Sinaloa (1,851 ha) y Veracruz (1,740 ha) en orden de mayor superficie degradada respectivamente. Estas tasas de degradación, por su parte, también están directamente relacionadas a las emisiones de CO₂, como se explicó al inicio de esta sección (Valderrama-Landeros et al. 2017). Estos hechos representan una necesidad de incrementar los esfuerzos por revertir la degradación de los humedales, ya que la aplicación de la ley no es suficiente para lograrlo y, por lo tanto, estos ecosistemas pasan a ser parte de los sistemas emisores de dióxido carbono liberado a la atmósfera.

6.6.2 Riesgo de no permanencia

La permanencia de los proyectos es un criterio requerido para la factibilidad de los proyectos de carbono, por lo que en el caso de Carbono Azul será necesario que no existan pérdidas, ya sea de forma intencional o no intencional. Existe la posibilidad de que los ecosistemas se vean afectados irreversiblemente por fenómenos de origen natural o antropogénico y estos puedan causar emisión de CO₂, como huracanes, incendios, inundaciones, enfermedades, tala clandestina, entre otros (Yee 2010).

En este caso Locatelli et al. (2014) expone que comparando los ecosistemas terrestres y los ecosistemas marino costeros, el riesgo de no permanencia puede considerarse más bajo en los manglares que en otros ecosistemas, tomando en cuenta principalmente al carbono almacenado por debajo del suelo, el cual será almacenado por milenios, además de que estos ecosistemas son más resilientes ante vientos fuertes, incendios e incremento del nivel del mar, en comparación a bosques templados y bosques tropicales

(Locatelli et al. 2014). Sin embargo, considerando que la probabilidad de impactos por huracanes e incremento del nivel del mar es mayor que en otros ecosistemas, se considera que esto podría representar un gran reto a la hora de probar la permanencia.

Por su parte, Yee (2010) y Barnes (2014) reportan que dada la necesidad de reducir la vulnerabilidad ante disturbios naturales que resulte en menores almacenes de carbono, una propuesta de solución a esto es el requerimiento por parte de los proyectos de mantener cierta fracción de los bonos de carbono como un sumidero de reserva y/o contar con reservas de carbono como amortiguamiento para hacer frente a las posibles pérdidas a través de auto-aseguramiento.

6.6.3 Fugas

VCS considera tres tipos diferentes de fugas que deben ser analizadas: (1) las fugas de mercado, (2) fugas por cambio de ubicación de actividades y (3) fugas ecológicas. Se considera que la reducción de posibilidad de fuga podría darse trabajando en grandes extensiones de territorio, por lo que la agrupación de proyectos puede ser una oportunidad para su reducción, tomando en cuenta que la posibilidad de fuga se va reduciendo a medida que los flujos pueden continuar en ecosistemas en buen estado (VCS 2015). En México, los ecosistemas de Carbono Azul podrán distribuirse en territorios que tienen diferentes tipos de tenencia de la tierra (propiedad privada, propiedad comunal y propiedad federal), además de que pueden estar dentro o fuera de áreas naturales protegidas. Agrupar proyectos con múltiples actores podría ser una oportunidad para lograr un consenso en la gestión de los ecosistemas de Carbono Azul, caminando hacia la reducción de fugas de emisiones por parte del proyecto.

Es necesario comprobar que efectivamente el proyecto contribuye a la retención o captura del carbono y que no transfiere la emisión a otros lugares. Una de las mejores propuestas es abordarlas a nivel de proyectos de grandes extensiones, ya que con el incremento del alcance y la escala del proyecto reducen la probabilidad de fuga, y un mayor número de actividades podría ser incluido dentro de los límites del proyecto. Una propuesta es integrar los almacenes de carbono tanto por biomasa como por carbono retenido en el suelo dentro de los inventarios de emisiones, sin embargo, el caso de monitoreo y aplicación de las políticas puede ser muy costoso y de difícil alcance. Actualmente, México ha incluido estimaciones promedio del almacén de carbono dentro de las reservas nacionales publicadas por la Comisión Nacional Forestal (CONAFOR), sin embargo, dentro de las estimaciones realizadas en este diagnóstico, se encontró que los valores son *“20 veces superior al valor reportado de las reservas nacionales de carbono orgánico utilizado como valor de referencia para el cumplimiento del compromiso de México”*, por lo que es necesario hacer una revisión y actualización de los valores incluidos en los inventarios (Véase para más detalle el Reporte 2: Línea Base del Carbono Azul en México; Herrera-Silveira et al., 2017).

Otras opciones para reducir el riesgo de fuga podrían ser incluir áreas de amortiguamiento alrededor de los límites de los proyectos en las cuales sea posible la migración de las especies por incremento del nivel del mar; incluir actividades que permitan disminuir el desplazamiento hacia otras regiones; asegurar la compensación por cualquier cambio de uso que se dé en el proyecto mediante el auto-aseguramiento; implementar actividades que contribuyan a la reducción de los cambios en los patrones de flujos hidrológicos, por poner algunos ejemplos (Yee 2010).

6.7 Oportunidades para el diseño e implementación de proyectos de Carbono Azul

Los ecosistemas de Carbono Azul representan una gran oportunidad para contribuir a reducir las emisiones de gases de efecto invernadero, y al ser México el cuarto país a nivel mundial con mayor cobertura de manglares y tener una importante superficie cubierta de pastos marinos y marismas, cuenta con una importante posibilidad para contribuir a la mitigación y adaptación del cambio climático y a la protección de ecosistemas de alta biodiversidad.

La implementación de proyectos de Carbono Azul tiene importantes retos en su implementación, no obstante, es necesario que México proporcione marcos adecuados para el desarrollo de certificaciones de créditos de Carbono Azul basados en la restauración y conservación, que contribuya al cumplimiento de los tratados internacionales firmados y ratificados por México como la CMNUCC, el Acuerdo de París, además de la instrumentación de las leyes nacionales como la LGCC.

Los ecosistemas de Carbono Azul brindan importantes servicios ambientales además de la captura de carbono como: protección costera, estabilización de la línea de costa, retención y formación de suelo, hábitat de especies de interés comercial, entre otros, por lo que la conservación y restauración de los ecosistemas de Carbono Azul contribuye en gran medida a las acciones de adaptación y mitigación que las comunidades han comenzado a considerar dentro de los ajustes que realizan tanto en los sistemas naturales como humanos como respuesta a los cambios climáticos que se están experimentando. Dada la importante relación que existe entre las acciones de mitigación y adaptación basada en ecosistemas de Carbono Azul, la Norma Oficial Mexicana brinda la oportunidad de considerar ambas estrategias dentro de la iniciativa.

Las condiciones actuales permiten la creación de proyectos de Carbono Azul voluntarios, que podrían escalar a proyectos nacionales de mitigación basados en la conservación y restauración de sumideros de Carbono Azul, fortalecido con una NOM específica, y a su vez amparado bajo alguna política nacional, que presente una propuesta integral para su implementación. En este sentido, una de las opciones que tiene México es la presentación de una Acción Nacional Apropiada de Mitigación (NAMA *por sus siglas en inglés*), creada para enfatizar la necesidad de asistencia financiera para la implementación de actividades, en función de sus prioridades que le permitan llevar acciones de mitigación según lo acordado internacionalmente. En este caso, la propuesta de una NAMA de Carbono Azul por parte del gobierno mexicano, representaría una fuente de financiamiento para implementar políticas de mitigación y adaptación al cambio climático y de protección de ecosistemas de alta biodiversidad, que contribuyan al desarrollo económico-social del país (CCA 2017). El proceso de elaboración de una NAMA resulta complejo, por lo que realizarlo mediante un proceso participativo puede ser una oportunidad para retomar propuestas desde la sociedad civil y la academia. En la Cuadro 4.1. se sintetiza la experiencia en la primera NAMA de Carbono Azul Costero en República Dominicana.

Cuadro 4.1. NAMA de la República Dominicana

La primera NAMA de Carbono Azul jamás registrada fue sometida por República Dominicana en 2015. Surgió como colaboración entre la ONG Counterpart International, el sector académico y el Gobierno (Consejo de Clima), basada en un estudio previo en las reservas de carbono de manglares intactos y el aumento del riesgo de emisiones de carbono del cambio de uso de la tierra en la República Dominicana. El objetivo principal del Proyecto nacional es restaurar y conservar los manglares de República Dominicana, y así, apoyar al país a que secuestre y almacene carbono al mismo tiempo que reduce su huella a través de: (1) aumentar el entendimiento *sobre* el potencial de las NAMAs, incrementando el compromiso y las oportunidades, y si es posible, potenciando las políticas ambientales nacionales; (2) cuantificar el potencial de captura de carbono del país y su capacidad de almacenamiento, así como investigar los beneficios potenciales de la venta de créditos de carbono como una fuente de financiamiento para el sector privado y las comunidades del país; y (3) involucrar al sector privado y a las comunidades alrededor del país en la protección de los esfuerzos de conservación y restauración.

Incluso si la NAMA todavía está en fase de preparación, dará al país la oportunidad de liderar con el ejemplo y crear un modelo que se multiplique a lo largo del Caribe. La NAMA fortalecerá la capacidad de las instituciones públicas y privadas para cuantificar el captura de carbono, desarrollar un inventario de bonos de carbono, facilitar el diálogo nacional y promover la educación, restaurar y reforestar las áreas de manglares estratégicas de mitigación y adaptación, así como desarrollará un *Blue Carbon NAMA Knowledge Toolkit*. La NAMA está siendo apoyada por un fuerte marco legal y el equipo está buscando posibles fuentes de financiación para concluir la fase de preparación en este momento.

7 V. ESCALANDO LA EXPERIENCIA LOCAL: LECCIONES APRENDIDAS DE LA INICIATIVA CORREDOR DE MANGLARES Y CAMBIO CLIMÁTICO EN EL PACÍFICO SUR

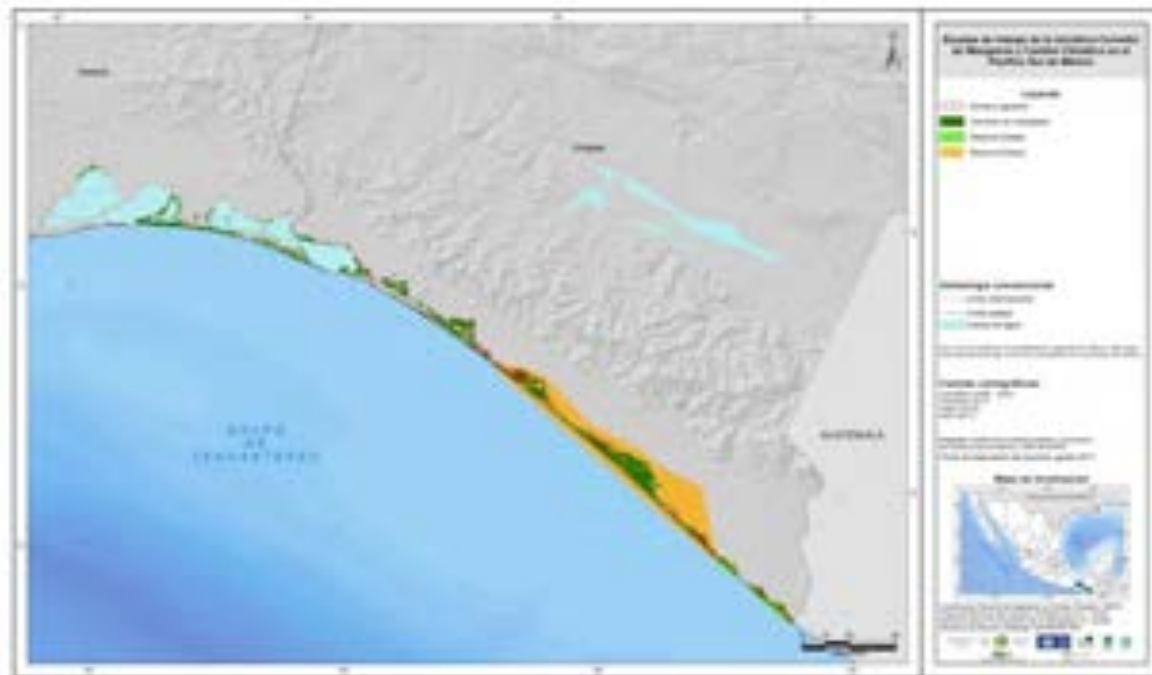
7.1 Introducción

Entre 1970 y 2015 el Pacífico Sur de México perdió 19% de la cobertura de manglares por el cambio de uso de suelo a las categorías “Otros humedales” y “Desarrollo Antrópico” (Troche-Souza et al. 2016). Aunque en los últimos años se ha desacelerado el cambio de uso del suelo en la región (Vaca et al. 2015; Troche-Souza et al. 2016) la degradación o pérdida paulatina de la salud del ecosistema es un proceso importante de deforestación a largo plazo, y aún difícil de detectar a través de los métodos disponibles (Adeel & Pomeroy 2002). En busca de estrategias sostenibles que impulsen la conservación y restauración de este ecosistema, Pronatura Sur A.C. lanzó la Iniciativa *Corredor de Manglares y Cambio Climático en el Pacífico Sur de México* en 2012, con la visión de mejorar los medios de vida de las comunidades locales a través de su vinculación con estrategias de mitigación al cambio climático. Esta Iniciativa ha sido financiada principalmente, a través del apoyo de la Cooperación Internacional para el Desarrollo (USAID), la Alianza para los Trópicos Sustentables y el sector privado (Bonafont). Desde un principio, el objetivo de Bonafont ha sido compensar las emisiones de CO₂ de la compañía a través de generar las primeras experiencia piloto de proyectos de mitigación basados en ecosistemas de Carbono Azul Costero.

La Iniciativa ha trabajado a partir de tres componentes de acción (i.e. técnico, social y de gestión institucional) y a dos escalas espaciales (Figura 5.1.). A escala regional o jurisdiccional, se evaluó el potencial de reducción de emisiones por deforestación y degradación (REDD+) (ver para mayor detalle ver Introducción; Cuadro 1.) y se está acompañando la inclusión de los manglares dentro del primer proyecto de implementación de la ENAREDD+ en México; y a escala local, se está construyendo un proyecto voluntario de captura de carbono basado en la restauración ecológica de manglares (ver para mayor detalle la sección de Introducción; Cuadro 2).

La Iniciativa tiene un enfoque jurisdiccional, a través del cual se genera información técnica y la adaptación constante de un modelo de intervención social que promueva prácticas sostenibles en la jurisdicción y sea coherente con sus particularidades socioeconómicas. De esta manera, los resultados y lecciones aprendidas, tanto a escala local como regional, eficientemente comunicadas a los tomadores de decisiones de política ambiental, fortalecerán y enriquecerán las estrategias de mitigación en la jurisdicción de trabajo, e impulsará su adaptación en otras regiones o jurisdicciones de México.

El objetivo de esta sección es (1) sintetizar el contexto ambiental, social y económico de la Iniciativa Corredor de Manglares y Cambio Climático en el Pacífico Sur, y (2) presentar los principales resultados y obstáculos, así como el análisis de las lecciones aprendidas y las nuevas estrategias desarrolladas con base en la comprensión del contexto socio-económico de la región a lo largo de estos años de trabajo.



Figura

5.1. Escalas de trabajo de la Iniciativa Corredor de Manglares y Cambio Climático en el Pacífico Sur de México. Escala local: Región Norte (Sistema Lagunar Mar Muerto), región Centro (Reserva de la Biósfera de La Encrucijada), región Sur (Ejido Conquista Campesina).

7.2 Contexto del proyecto: El corredor de manglares del Pacífico Sur de México

7.2.1 Variaciones ambientales

El Corredor se extiende a lo largo de la vertiente del Pacífico de la Sierra Madre de Chiapas y la Sierra Madre de Oaxaca abarcando 56.456 ha distribuidas a lo largo de 260 km de litoral costero, representando 7% de la cobertura total de manglar del país (Figura 5.2.) (Troche-Souza et al. 2016). En el corredor, las especies de manglar son: (1) el manglar rojo (*Rhizophora mangle*), (2) el manglar negro (*Avicennia germinans*), (3) el manglar blanco (*Laguncularia racemosa*), (4) el manglar amarillo (*Rhizophora harrisonii*) y (5) el manglar botoncillo (*Conocarpus erectus*); las tres primeras están listadas como amenazadas en la NOM-059-SEMARNAT-2010 (DOF 2010). La presencia de estas especies convierte a la región Pacífico Sur en la más diversa de manglares de México.

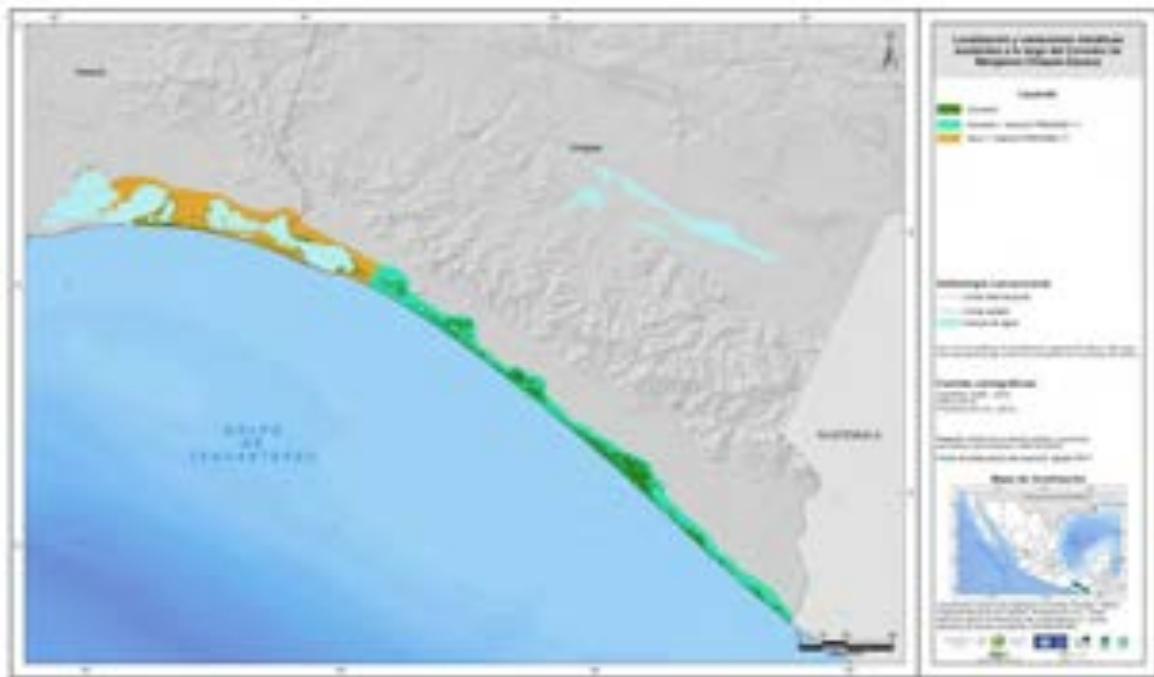


Figura 5.2. Localización y variaciones climáticas existentes a lo largo del Corredor de Manglares de Chiapas-Oaxaca. PMA: Precipitación Media Anual; EMA: Evapotranspiración Media Anual. Corredor: Área de trabajo de la Iniciativa Corredor de Manglares y Cambio Climático de Pronatura Sur A.C.

A esta escala regional, las variaciones estructurales de las comunidades de manglar son definidas por (1) el régimen hídrico, el cual es determinado por la frecuencia y la duración de las mareas y el caudal y la estacionalidad de los ríos (Twilley & Rivera-Monroy 2005), (2) la geomorfología del terreno (Thom 1982) y, (3) el balance hídrico entre la precipitación media anual (PMA) y la evapotranspiración (EMA) (Bejarano et al. 2014). En el Sur del corredor se presentan un balance hídrico positivo entre la PMA y la EMA (Figura 5.2.), el mayor desarrollo estructural de los manglares de México (altura promedio de 19.7 m), una gran densidad de ríos cortos con altas pendientes, un importante arrastre de sedimentos de las cuencas alta y media (Bejarano et al. 2014), y sistemas de estuarios con baja variación geomorfológica (Yáñez-Arancibla & Lara-Dominguez 1999). En contraposición, en la porción Norte del corredor se presenta: un balance hídrico cercano a cero, o negativo entre la PMA y la EMA (Figura 5.2.), los manglares tienen una altura promedio de 7.6 m, los ríos son estacionales (Bejarano et al. 2014), y existe una extensa laguna costera hipersalina (Tapia-García 2011) (Figura 5.2.).

Con base en un análisis espacial de la cobertura vegetal se estimó que 63% de los manglares del corredor estaban degradados o muy degradados en 2013 (Vaca et al. 2015). El patrón espacial de degradación en la región es disperso y ocurre a pequeña escala, lo que corresponde a un proceso temprano de apertura de claros en un dosel cerrado y, asociado a esto la reducción de la biomasa y emisión de gases de efecto invernadero hacia la atmósfera (Vaca et al. 2015). Por otra parte, el análisis de cambio de manglar

perturbado estima un incremento de 50% anual de esta cobertura entre 2005-2010, y de 34% entre 2010-2015 (CONABIO 2016; CONABIO 2013c; CONABIO 2013a). La degradación del manglar o la pérdida de sus funciones ecológicas es causada principalmente por dos factores en la región: la interrupción de los flujos hidrológicos y el uso de las especies por parte de las comunidades locales (Vaca et al. 2015).

La interrupción de los flujos hidrológicos es causada por la sedimentación de suelo proveniente de las cuencas altas y medias y/o por la remoción y deposición del suelo costero durante tormentas tropicales o huracanes. Una vez que el flujo hidrológico es interrumpido se disminuye la disponibilidad de oxígeno en el sedimento y se inician vías metabólicas que lo acidifican e incrementan su salinidad; en conjunto, estas nuevas condiciones incrementan el estrés fisiológico para la comunidad de manglar (Zaldivar-Jimenez et al. 2010). Si estos cambios persisten, la biomasa del ecosistema disminuye a mediano plazo (1 año), mientras que puede significar la desecación del suelo y la muerte de la comunidad vegetal a largo plazo (entre 2-3 años). Aunque no existen evidencias acerca de este proceso, la literatura disponible indica que durante la desecación del sedimento se emite gran parte del carbono capturado en el suelo (Matsui et al. 2010).

A pesar de sus estatus de protección en la NOM-059-SEMARNAT-2010 (DOF 2010) y de la existencia de instrumentos para el manejo para la conservación de la vida silvestre (UMA), los principales usos de las especies de manglar por parte de las comunidades locales no son regulados. Las especies de manglar son utilizadas para la construcción de bordos de pesca, casas o palapas; así como fuente dendroenergética en combinación con especies forestales de selva secundaria (Calderon & Valencia 2016). Se estima que, en el corredor 50% de las familias dependen principalmente de la leña como combustible (Ranero 2015).

La tasa de deforestación anual entre 1972-2005 fue de 0.54% (CONABIO 2013b; CONABIO 2013a) (Figura 5.3); en este periodo la sustitución de los manglares ocurrió principalmente hacia las categorías “Otros humedales”, “Otra vegetación” y “Agrícola-pecuaria” (Rodríguez-Zúñiga et al. 2013).

7.2.2 Variaciones económicas

A escala regional, las actividades productivas más importantes son la ganadería extensiva y la agroindustria de mango y palma de aceite en la cuenca baja y media; el mango es remplazado por el café de sombra en la cuenca alta. Estos sistemas productivos se implementan a través de prácticas insostenibles, causando, indirectamente, la degradación y deforestación del manglar por el aporte de sedimento erosionado a los ríos, y a través de ellos, a los humedales costeros (Ranero 2015).

El corredor abarca 20 municipios del estado de Chiapas y 8 municipios del estado de Oaxaca. Para el estado de Chiapas, estos municipios se agrupan en las regiones Istmo-Costa y Soconusco (Figura 5.3.). Debido a mejores condiciones climáticas, la región del Soconusco genera mayor producción económica rural (\$3 mil millones MX) que la región Istmo-Costa (\$300 millones MX) (Aguilar 2015). Debido a esto, en la región Soconusco hay una mayor presión sobre los manglares hacia el cambio de uso de suelo para establecer asentamientos urbanos, desarrollo turístico y agroindustrial; además, en esta región las comunidades costeras tienen más opciones agrícolas para la comercialización de productos a pequeña escala (sorgo, ajonjolí, marañón, entre otros), o de ser empleadas en el sector agroindustrial (plátano, caña de azúcar y, recientemente, la palma de aceite).



Figura 5.3. Deforestación de manglar en el Corredor de Chiapas-Oaxaca (1975-2015) (CONABIO 2013b; CONABIO 2016).

Chiapas produce el 75% de palma de aceite en México y la región Soconusco tiene 55% del cultivo del estado. Entre el periodo 2003-2012 la superficie de palma de aceite se incrementó 44% y se planea un incremento futuro de su extensión actual en 2,000%, debido a que el país solo satisface, el 20% de la demanda nacional de aceite industrial (Aguilar 2015). Este hecho identifica a la palma de aceite como el mayor riesgo futuro de deforestación de manglar en la región de Soconusco; en este sentido, el extenso y salobre sistema estuarino en el que se desarrolla el manglar es un hábitat idóneo para la expansión de la Palma de Aceite.

En la región, la pesca es una actividad productiva ineficiente; por ejemplo, Chiapas recibe el 1,3% de la ganancia por esta actividad productiva en el país, aunque genera 3% del producto pesquero a escala nacional (González-Becerril & Salgado 2015). En el corredor del Pacífico Sur, la pesca es principalmente ribereña⁵⁵ artesanal y abastece el mercado regional, siendo, solo en algunos casos, comercializada hacia la Ciudad de México. En general, la pesca en la región se encuentra en una situación crítica debido a: (1) ausencia de apoyos directos a la pesca, (2) excesivos y costosos trámites administrativos, (3) rápido crecimiento de la población de pescadores, (4) desorganización del sector social pesquero, (5) interrupción de los flujos hidrológicos y contaminación de humedales, (6) sobre-explotación y (7) uso de artes o productos de pesca prohibidos (Sommers 2007). A pesar de su ineficiencia, la pesca es la principal

actividad económica en las regiones Istmo-Costa y Oaxaca (Gonzpalez-Becerril & Salgado 2015). En conjunto, la combinación de sequía ambiental y el menor crecimiento económico de estas regiones, genera que sus poblaciones locales cuenten con menores opciones para basar sus medios de producción en la agricultura o en el trabajo informal.



Figura 5.4. Regiones socioeconómicas en el Corredor de Manglares del Pacífico Sur. Chiapas-Oaxaca.

En síntesis, las principales actividades económicas de los núcleos familiares suelen estar asociadas a las actividades de subsistencia: en la zona norte se dedican principalmente a la pesca, en la región centro a una combinación entre pesca y actividades agrícolas, y en la región sur a las actividades agrícolas (Calderon & Valencia 2016).

7.2.3 Variaciones sociales

Las poblaciones humanas en el corredor comparten situaciones y problemáticas similares que a su vez determinan el grado de uso de los ecosistemas asociados (Calderon & Valencia 2016). Una de las particularidades más importantes del corredor es que las comunidades locales que viven en él no tienen una legítima propiedad sobre el manglar, sino que lo habitan y se apropian de este ecosistema mediante usufructo: 26% de los manglares del corredor se traslapan con áreas asignadas por la SEDATU como núcleos agrarios y 74% son terrenos nacionales. Adicionalmente, 46% del área del corredor se encuentra dentro de un esquema de protección, generalmente como Áreas Naturales Protegidas (ANP) de carácter estatal o nacional. Como el estatus de protección de un área regula el uso, pero no incide directamente en la propiedad legal del mismo, 22% de los manglares dentro de ANPs son de propiedad comunal (Figura 5.5.). (Para mayor explicación acerca de la tenencia y la regulación del usufructo, remitirse a la sección III. Asignación de los derechos de carbono y distribución de beneficios de Carbono Azul Costero).

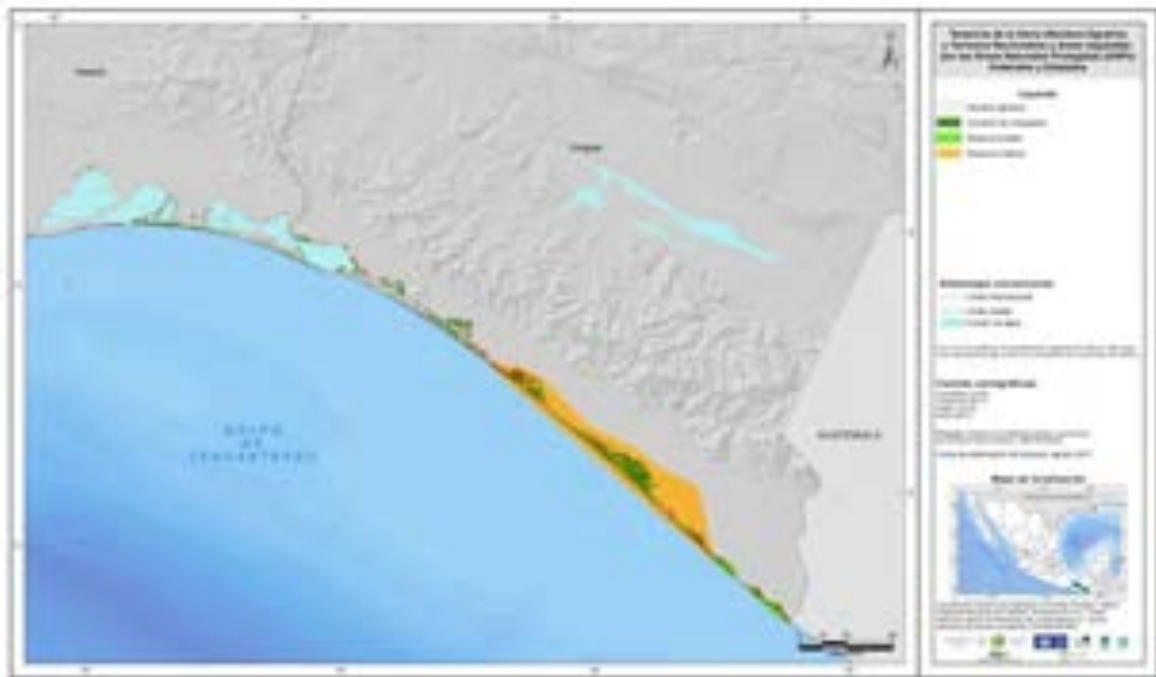


Figura 5.5. Tenencia de la tierra (Núcleos agrarios y Terrenos Nacionales) y áreas reguladas por Áreas Naturales Protegidas (Federales y Estatales).

Adicionalmente, las localidades urbanas dentro del corredor suelen tener menos de 500 personas y tener un grado de marginación⁵⁶ de alto a muy alto y de rezago social⁵⁷ de bajo a medio. En 2014 se realizó el diagnóstico socioeconómico de 12 poblaciones cercanas a las áreas de acción de la Iniciativa. Estas fueron agrupadas por su posición dentro del mismo en: (1) el corredor norte, áreas de Oaxaca, (2) el corredor centro, áreas dentro de la Reserva de la Biósfera de La Encrucijada y, (3) el corredor Sur, el Ejido Conquista Campesina.

En general, las poblaciones humanas que habitan en el corredor tienen un grado máximo de educación de bachillerato, aunque es bajo el porcentaje de población que alcanza este grado de escolaridad (6%); esta estadística impone una barrera a la implementación de la Iniciativa, ya que se trabaja con una población con acceso limitado a los medios que les permitirían convertirse en agentes de su propio desarrollo.

Adicionalmente, en el corredor hay un bajo acceso a empleos formales y los empleos informales son ofertados en el sector agrícola durante las temporadas de producción de los cultivos permanentes y de

⁵⁶ Índice de marginación se asocia a la carencia de oportunidades sociales y a la ausencia de capacidades para adquirirlas o generarlas, pero también a privaciones e inaccesibilidad a bienes y servicios fundamentales para el bienestar. Incluye descriptores del acceso a la educación, vivienda, ingresos monetarios, así como la distribución de la población (<http://www.conapo.gob.mx/work/models/CONAPO/Resource/1755/1/images/01Capitulo.pdf>).

⁵⁷ El índice de Rezago Social proporciona el resumen de cuatro carencias sociales de la medición de pobreza del Consejo Nacional de Evaluación de la Política de Desarrollo Social: rezago educativo, acceso a los servicios de salud, acceso a los servicios básicos de vivienda y la calidad y espacios en la vivienda.

temporal. La ausencia de empleos formales o de actividades económicas permanentes para asegurar sus medios de producción se asocia a un porcentaje de migración que oscila entre 16-28% (Tabla 5.3.).

El principal órgano de gobierno es la asamblea ejidal o comunal, o en caso de comunidades pesqueras, las cooperativas son también organizaciones importantes para la toma de decisiones dentro de éstas. A pesar de que estos órganos se suelen reunir periódicamente, entre 55 a 78% de las familias encuestadas perciben que su voz es poco o nada escuchada en ellos; sugiriendo el acaparamiento de poder de grupos de elite lo que reduce los espacios de participación comunitaria. La baja percepción de representación por parte de los grupos de base significa que el componente social de la Iniciativa tiene el reto de impulsarlos dentro de espacios de participación amplia, transparente e informados.

Todas las familias dependen de subsidios federales o estatales para abastecer sus necesidades básicas (i.e. comida, educación, salud, transporte); para los núcleos familiares los subsidios representan entre 55-97 % de un salario mínimo mensual en el estado (Calderon & Valencia 2016). La alta dependencia de subsidios por parte de las poblaciones del Corredor es uno de los retos más importantes para el componente social de la Iniciativa, que busca desarrollar las capacidades de autogestión de los grupos que tienen pocas oportunidades de acción dentro de las comunidades (i.e. jóvenes y mujeres).

Tabla 5.1. Síntesis de las características sociales de 12 localidades urbanas cercanas a las áreas de trabajo de la Iniciativa Corredor de Manglares y Cambio Climático en el Pacífico Sur de México (Chiapas-Oaxaca). N.d.: no hay datos disponibles.

Indicador	Norte	Centro	Sur
Número de localidades (Número de familias encuestadas)	4 (642)	7 (581)	1 (25)
<i>Indicadores generales</i>			
Migración (% promedio de familias que actualmente tienen un migrante)	28.3 (2.9)	15.6 (3.3)	26 (n.d.)
Bachillerato (% de personas en la comunidad)	6.6 (7.0)	5.7 (9.3)	6 (n.d.)
Percepción de ser escuchado poco o nada en el máximo órgano de gobierno comunitario (% promedio de familias por comunidad)	78 (12)	55 (25)	77 (n.d.)
Promedio de uso de leña mensual en las comunidades (% promedio de familias por comunidad)	51 (23)	45 (33)	73 (n.d.)
<i>Subsidios</i>			
Subsidio oportunidades (Promedio % de familias por)	51 (7.3)	48 (22)	62 (n.d.)

comunidad)			
Ingreso de dos o más subsidios (Promedio de MXN que se recibe mensualmente por subsidios)	2,331 (876)	2,104 (1138)	1,325 (n.d.)
Porcentaje del subsidio que representa el Salario Mínimo General (2017) (2401.2 MXN)	97 (36)	88 (47)	55 (n.d.)

7.3

7.4 Resultados y lecciones aprendidas

7.4.1 Escala regional: Evaluación del potencial REDD+ de los manglares del corredor

La evidencia científica indica que los manglares tienen el potencial de liberar a la atmósfera altas cantidades de gases de efecto invernadero como consecuencia de los cambios de uso del suelo (Donato et al. 2012). Con el objetivo de evaluar el potencial REDD+ de los manglares del corredor se recopiló información para generar modelos predictivos de la probabilidad de deforestación futura (2014-2023) y, estimar las emisiones de GEI bajo el supuesto de que la tasa anual de deforestación histórica se mantiene durante dicho periodo.

Siguiendo los protocolos internacionales (Fox et al. 2010), la información de base para la estimación del potencial REDD+ fue: (1) la tasa de deforestación entre 2000-2013, (2) las causas directas y subyacentes de deforestación para el mismo periodo de tiempo; así como los parámetros ambientales y sociales asociados a las áreas deforestadas y, (3) los contenidos de carbono en los almacenes del ecosistema.

Tasas de deforestación: La pérdida neta de manglar conservado entre 2000-2013 fue de 448 ha (0.11 % anual), la más alta tasa de deforestación anual de manglares en el corredor ocurrió en la región norte o Istmo-Costa (0.7 %), seguida por la región sur o Soconusco (0.5 %) y, finalmente Oaxaca (0.2 %) (Gutiérrez-Granados et al. 2014; Vaca et al. 2015).

Causas directas y subyacentes de deforestación: Las causas directas de la deforestación de manglar en el corredor entre 2000-2013 fueron: (1) la degradación del manglar, por cambio en los flujos hidrológicos y el consecuente declive de las comunidades vegetales y, (2) la expansión de la actividad agropecuaria (especialmente ganadería extensiva y palma de aceite, así como los cultivos dentro de las ANP's) (Figura 5.6.). A estas causas directas se pueden asociar factores políticos, económicos y sociales que, en conjunto, inciden en la decisión de los propietarios o usufructuarios de deforestar a los manglares.

Entre los principales factores políticos se encuentran una baja armonización entre los sectores social, político y económico en torno a la planeación territorial y el uso sostenible del ecosistema. Asimismo, la corrupción en los diferentes niveles de gobernanza territorial genera estructuras débiles de vigilancia y control para regular el uso de los manglares, así como un débil fortalecimiento para la gestión y transferencia de tecnologías a las poblaciones locales en torno a su uso sostenible (Figura 5.6.) (Vaca et al. 2015).

Dentro de los factores económicos subyacentes que causan la deforestación del manglar se identificó la demanda de productos agrícolas para exportación (i.e. mango y palma de aceite), que impulsa la producción industrial y la creación de nuevas vías de comercialización y distribución. Estos factores, sumados a la baja valorización del capital natural, propician métodos de producción ambiental y socialmente insostenibles a largo plazo (Figura 5.6.). En conjunto, el contexto político y económico determina la exclusión y marginación de las poblaciones locales generando prácticas de subsistencia que privilegian las ganancias a corto plazo sobre la certeza de la reproducción social y ambiental (Figura 5.6.). En el corredor, la conversión generalizada a tierras agropecuarias y la consolidación de la agricultura y la ganadería comercial de gran escala, desplaza a medianos y pequeños ganaderos hacia los humedales. Allí, los pequeños propietarios combinan la actividad ganadera con la comercialización de algunos productos agrícolas. Estos sistemas productivos son expansivos más que intensivos, por lo que generan fuerte presión sobre los manglares (Vaca et al. 2015).

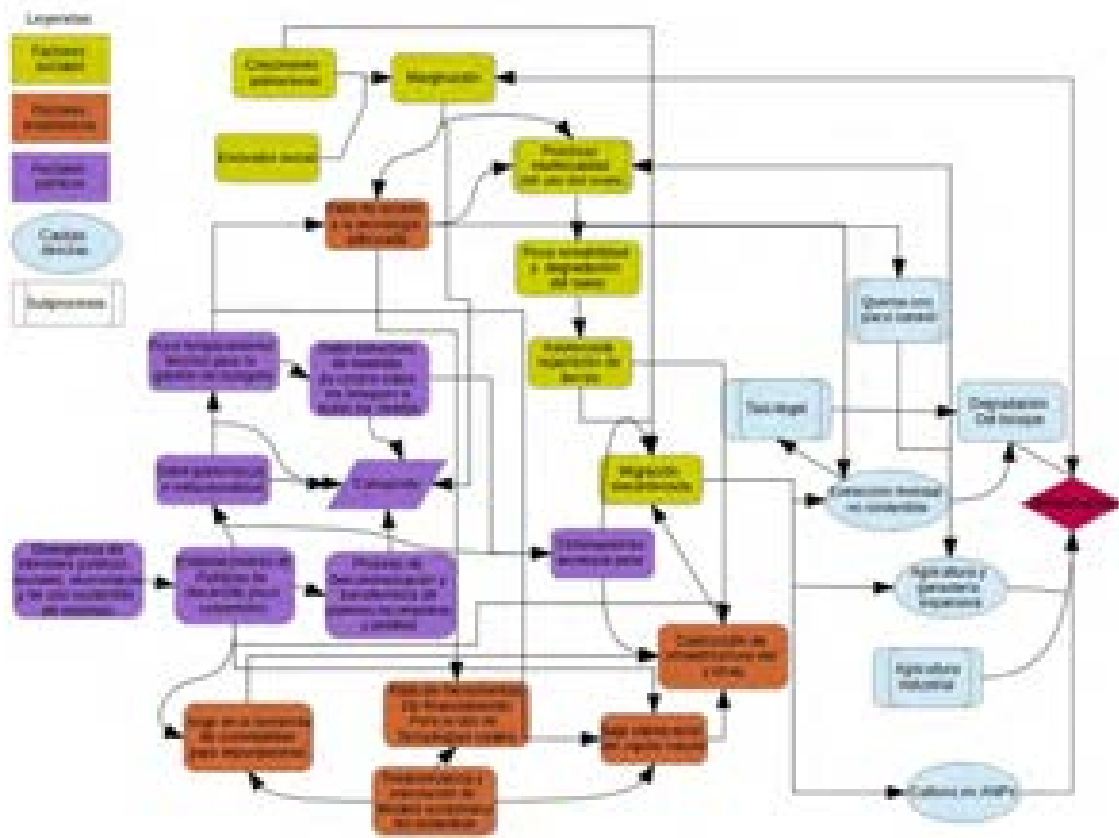


Figura 5.6. Diagrama de flujo que sintetiza las causas directas y subyacentes de la deforestación y la degradación forestal en los manglares del corredor del Pacífico Sur de México (Tomada de Vaca et al., 2015).

Inventario de carbono y factores de emisión. Para estimar los contenidos de carbono a escala de ecosistema se adaptó el protocolo de “La iniciativa de humedales tropicales para la adaptación y

mitigación al cambio climático” (Kauffman & Donato 2012) a través de un diseño aleatorio estratificado. Los estratos (unidades homogéneas de vegetación) fueron definidos como la combinación de las variaciones climáticas y los tipos geomorfológicos de manglar en el corredor (*sensu* (Lugo, A; Snedaker 1974). En total, se diferenciaron 6 estratos: (1) manglares secos de (a) borde, (b) ribera, (c) cuenca y (2) manglares húmedos de (a) borde, (b) ribera, (c) cuenca) (Figura 5.7) (Bejarano et al. 2014).



Figura 5.7. Distribución espacial de los seis estratos de manglar en el Corredor del Pacífico Sur. Tomado de Bejarano et al. 2014.

El suelo, al igual que en otros manglares de México, es el almacén con mayor contenido de carbono en el corredor. Entre los estratos geomorfológicos e independientemente del estrato climático, los manglares húmedos y los de ribera tienen la misma densidad de carbono, respectivamente (Figura 5.8) (Bejarano et al. 2014).

Según Gutiérrez-Granados et al. (2014) y Vaca et al. (2015), la transición más frecuente en los manglares del corredor es hacia “otro tipo de humedales”,⁵⁸ por lo que esta transición fue la seleccionada para

⁵⁸ Incluye la vegetación hidrófila de Popal-Tular-Carrizal, además de pastizales inundables, vegetación hidrófila o halófila con individuos de mangle dispersos o en pequeños islotes y los terrenos salinos costeros con poca cubierta vegetal.

calcular el factor de emisión por deforestación entre 2000-2013. El factor de emisión promedio calculado para los seis estratos de manglares es 2,541.1 tCO₂e ha⁻¹ (Tabla 5.2.).

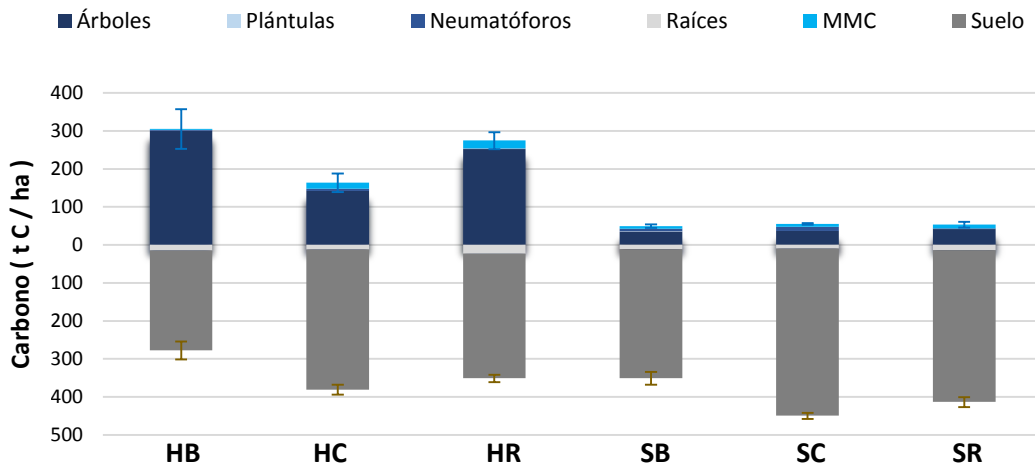


Figura 5.8. Carbono total (t C ha⁻¹) en cada uno de los estratos del corredor de manglares Chiapas-Oaxaca. Las barras representan el error de muestreo (incertidumbre propagada). El eje horizontal presenta a los estratos. HB: Húmedo Borde, HC: Húmedo Cuenca, HR: Húmedo Ribera, SB: Seco Borde, SC: Seco Cuenca, SR: Seco Ribera. (Tomado de Bejarano et al., 2014).

Tabla 5.2. Contenidos de carbono en los reservorios ecosistémicos (t C ha⁻¹) y, factor de emisión total por el cambio en el uso del suelo de los manglares del corredor. CA: Cambio de carbono en el almacén aéreo; CB: Cambio de carbono en el almacén subterráneo; CM: Cambio de carbono en el almacén de madera muerta caída; CS: Cambio de carbono en el almacén del suelo. 1 Adame et al. (2015), 2 Kauffman et al. (2014). Tomado de Bejarano et al. (2015).

Cobertura	Aéreo		Subterráneo		MMC		Suelo		Factor de emisión regional	
	Total	CA	Total	CB	Total	CM	Total	CS	Total	t CO ₂ e ha ⁻¹
H. borde	302.9	264.7	15.4	11.4	2.5	0.5	780.3	559.2	835.8	3,059.0
H. cuenca	147.7	109.5	12.6	8.6	15.7	13.7	861.9	640.8	772.5	2,827.7
H. ribera	254.0	215.8	23.2	19.2	20.4	18.4	1,138.0	916.9	1,170.3	4,283.3
Seco borde	41.9	3.7	11.3	7.3	7.2	5.2	566.8	345.7	361.9	1,324.5
Seco cuenca	47.4	9.2	10.3	6.3	8.1	6.1	683.7	462.6	484.2	1,772.1
Seco ribera	43.4	5.2	14.4	10.4	10.0	8.0	745.9	523.9	547.5	2,003.8
Otros humedales	38.2 ¹		4.0 ²		2.0 ²		221.1 ¹			

Estimación de las emisiones futuras. A través de un modelo estadístico se identificaron los parámetros ambientales y poblacionales correlacionadas con la deforestación del manglar en el corredor, estos son: la elevación, la accesibilidad local, el nivel de drenaje de los suelos, la accesibilidad regional, la precipitación anual y, en menor medida: la radiación solar, la densidad poblacional y la pendiente del terreno (Vaca et

al. 2015). A partir de la parametrización del modelo explicativo de la deforestación histórica (2000-2013) se construyó un modelo para predecir las áreas con mayor probabilidad de deforestación futura (2014-2014) asumiendo un escenario de cambio que mantiene la tasa de deforestación histórica encontrada (Bejarano et al. 2015).

En conjunto, las áreas de deforestación futura y los factores de emisión estimados por la Iniciativa en cada uno de los tipos geomorfológicos de manglar permiten calcular las emisiones por deforestación en el corredor y contrastarlas con la estimación de las emisiones usando el factor de emisión oficial⁵⁹ (Figura 5.9.). En la Figura 5.9. también se contrastan las emisiones futuras de los manglares de la región Istmo-Costa calculados por ambos factores de emisión (Bejarano et al. 2015). La región Istmo-Costa es la única región con manglares incluida en la Iniciativa de Reducción de Emisiones (Cuadro 5.1), primer proyecto de implementación de la ENAREDD+ en México (Ranero 2015).

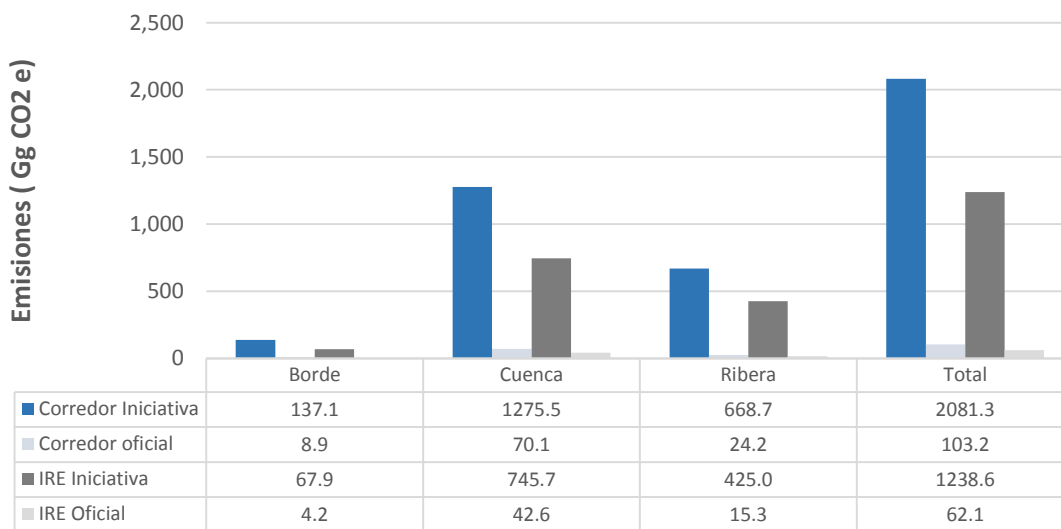


Figura 5.9. Estimación de las emisiones (Gg CO₂e) calculadas con los factores de emisión regionales (Bejarano et al., 2015) y los nacionales (CONAFOR 2015b) para el corredor del Pacífico Sur (Chiapas-Oaxaca) y el área de la Iniciativa de Reducción de emisiones; primer proyecto de implementación de la ENAREDD+ en México. Para simplificar la presentación de la información los estratos húmedo y seco fueron unidos por el tipo geomorfológico de manglar (Borde, Cuenca, Ribera). Tomado de Bejarano et al. (2015).

En la Figura 5.9. resaltan tres hechos interesantes:

⁵⁹ Los manglares son incluidos dentro de la “Vegetación hidrófila leñosa primaria” según el Nivel de Referencia Histórico (2001-2011) (CONAFOR 2016). Para este tipo de vegetación el factor de emisión oficial en el documento nacional, de ahora en adelante nombrado como **factor de emisión oficial**, es 151.6 t CO₂ e ha⁻¹ (incorpora biomasa aérea y subterránea solamente). Fuente: Documento de la Iniciativa de Reducción de Emisiones (IRE), versión borrador.

<http://www.conafor.gob.mx:8080/documentos/docs/35/6908Borrador%20de%20la%20Iniciativa%20de%20Reduccion%20de%20Emisiones.pdf> (Consulta: junio 12, 2016).

1. Los manglares de cuenca y de ribera tienen la mayor probabilidad de deforestación futura tanto en el escenario que incluye a los manglares del corredor como en el que incluye solo a los manglares de la región IRE (Bejarano et al. 2015).
2. Ante un compromiso de reducción de las emisiones anuales de 50% por parte del gobierno del estado de Chiapas, se lograría reducir entre 3.0 - 0.3% y 1.9 - 0.2% de las emisiones anuales del sector AFOLU del estado en el Corredor del Pacífico Sur y en la región Istmo-Costa, respectivamente. Este rango de mitigación anual es importante si se tiene en cuenta que la superficie del corredor representa el 0.8 % del área de Chiapas (CONABIO 2013a); indicando que las futuras acciones implementadas para detener la deforestación en el corredor tendrán una eficiencia de mitigación que duplica, o casi triplica, la contribución a la mitigación esperada por la superficie de este ecosistema en el estado.
3. Los escenarios en los que se utilizó el factor de emisión oficial subestiman, entre uno y dos órdenes de magnitud, las emisiones por la deforestación futura. Este último hecho implica también que el pago por resultados que recibirá México por la reducción de emisiones evitadas por deforestación en los manglares de la región IRE serán menores, entre uno o dos órdenes de magnitud, a las que se podrían obtener si los factores de emisión fueran calculados específicamente para los manglares e incluyeran todos los almacenes del ecosistema y en especial el suelo. Debido a que el pago por resultados de la ENAREED+ (Sección de Introducción; Cuadro 1) financiará actividades adicionales en los Planes de Inversión (Cuadro 5.1.), una reducción de este ingreso disminuirá las posibilidades de complementar estrategias para disminuir el cambio de uso del suelo en la región (Cuadro 5.1.).

A pesar de que dos órdenes de magnitud en las estimaciones, y en el pago por resultados es un argumento importante para incluir todos los almacenes de carbono de los manglares dentro del mecanismo REDD+ nacional, la CCMUCC ha establecido que los protocolos para el monitoreo del nivel de referencia forestal nacional, línea base a partir del cual se mide el éxito de las acciones de reducción de la deforestación, sean consistentes a escala nacional a través de incluir los mismos almacenes a lo largo de todos los ecosistemas forestales. El carbono en el suelo de los manglares no puede ser considerado, debido a que las estimaciones del carbono en el suelo de los otros ecosistemas forestales de México son bajas e incluirlos dentro del Nivel de Referencia Forestal de México no es costo-efectivo (CONAFOR 2015b). De esta manera, el diseño de una Norma Oficial Mexicana de Carbono Azul Costero es una ruta idónea que permite definir metodologías nacionales, o validar metodologías internacionales para incluir el total del carbono existente en proyectos de Carbono Azul.

Actualmente uno de los mayores riesgos para la implementación del Plan de Inversión en la región Istmo-Costa, y en las otras áreas de Chiapas, es la ausencia de un Agente Público de Desarrollo Territorial que garantice la implementación y alineación de los programas que fueron priorizados en los Planes de Inversión (Cuadro 5.1.). A pesar de esto, el Programa de Pago por Servicios Ambientales se constituye como la mejor oportunidad actual para conservar y reducir las emisiones generadas por la deforestación de los manglares del corredor. Sin embargo, aún es necesario consolidar y vincular este programa con otros mecanismos que garanticen la permanencia del carbono a largo plazo y dentro de las agendas de

cambio climático de las instituciones ambientales a escala federal y estatal (Ver sección II. Factibilidad financiera en proyecto se Carbono Azul en México).

Una barrera específica para la implementación del programa PRONAFOR (PSA y viveros) en los manglares de la región Istmo-Costa (Cuadro 5.1.), al igual que para 78% de los manglares de México, es




Cuadro 5.1 Síntesis del Plan de Inversión para la Región Istmo-Costa

Cuenca Baja

Objetivo: Reducir la deforestación y degradación forestal en la cuenca baja de la región Istmo-Costa de Chiapas.


Supuesto: El mapeo de las actividades que causan directa e indirectamente la deforestación y degradación forestal en la región permitirá alinear los programas de gobierno que inciden en el territorio rural para reducirlas.

Diseño: Incluye tres tipos de actividades:

-  **Genericas:** Reducen las causas directas de la deforestación y degradación.
-  **Complementarias:** Reducen las causas indirectas de la deforestación y degradación.
-  **Adicionales:** Reducen las causas indirectas de la deforestación y degradación.

● Financiadas por programas de gobierno actuales ● Financiadas por el pago por resultados

Actividades



Fuente: Ranero 2015

que solo los propietarios (privados o comunales) que demuestren la legal posesión de los manglares pueden aplicar a estos programas. Actualmente, existen evidencias contundentes acerca de que el manejo sostenible de los bosques se encuentra fuertemente vinculado a la certeza de la propiedad por parte de las poblaciones que los usan, basando sus medios de vida local en la conservación de la cobertura forestal (Skutch & Trines 2010; Amico & Trench 2016).

Una de las opciones para incluir a los usufructuarios de los manglares dentro de las estrategias de conservación de estos ecosistemas es impulsar la vinculación de su permanencia con las actividades productivas vinculadas a la existencia de los manglares (ver Capítulo 2. Factibilidad financiera). En este sentido, es necesario incluir dentro del Programa de Inversión programas de gobierno que impulsen (1) la

pesca y el turismo sustentable específicamente para los usufructuarios del manglar, (2) las buenas prácticas de gobernanza social para incrementar la representación del pleno de la comunidad dentro de los sistemas de organización y que, y (3) fortalezcan las cadenas de comercialización de los servicios generados por los manglares a través de enfoques que den un valor agregado o acorten las cadenas de comercialización de productos sustentables.

7.4.2 Escala local: Consolidación de un proyecto voluntario de captura de carbono por reforestación aforestación

7.4.3

La Iniciativa ha tenido avances significativos en la escritura del Documento de Diseño del Proyecto de carbono forestal (PDD *por sus siglas en inglés*). En los siguientes apartados (1) se realiza una síntesis de las características del estándar seleccionado por la Iniciativa y, la lógica de las secciones o bloques principales de información en las que se encuentra dividido el PDD, y (2) se presenta una síntesis de los avances y retos de cada una de las secciones del PDD; incluyendo el diseño de estrategias actuales y futuras para solventarlos.

7.4.3.1

7.4.3.2 Características del estándar seleccionado

Después de realizar un análisis exhaustivo de las ventajas y desventajas de los principales estándares de carbono y de sus metodologías disponibles para la aforestación/reforestación en manglares, se eligió escribir el PDD usando el Gold Estándar⁶⁰ (Cuadro 5.2.). Las principales razones para elegirlo fueron (1) que los requerimientos de sus secciones son adaptables a (a) las particularidades de proyectos implementados por pequeños productores y (b) a las particularidades de proyectos realizados en humedales, (2) acepta como idioma de escritura el español, y (3) las comunicaciones oficiales del estándar con el proponente del proyecto son más ágiles, hecho que disminuye el tiempo de toma de decisiones del proponente. Una ventaja de los puntos 1 (b) y 2 es que éstos reducen los costos asociados a la validación y verificación del proyecto por parte de un grupo de actores locales.

⁶⁰ <https://www.goldstandard.org/>

Cuadro 5.2 Secciones del documento de diseño de proyecto

Requisitos para proyectos de aforestación/reforestación Gold Standard

Información clave del proyecto: Presenta la información general del proyecto . (a) actividades del proyecto, (b) organizaciones proponentes, (c) comunidades locales involucradas, (d) localización, (e) áreas de plantación, (f) riesgo de no permanencia, (g) ciclo de vida, (h) número de certificados de CO2 generados, (i) historia de uso de las áreas de plantación, (j) características socio-económicas históricas y actuales, (k) prácticas de manejo actual y futuras, (l) características del bosque, (m) impactos ambientales, (o) estructura financiera, e (p) información geográfica asociada a las áreas de plantación.

Sostenibilidad: Asegura que las actividades del proyecto son implementadas sosteniblemente. Sus subsecciones son: (1) la evaluación de no causar daño ambiental o social, (b) criterios de sostenibilidad social, (c) criterios de sostenibilidad ambiental, (d) la consulta a los actores locales, (d) el plan de monitoreo de sustentabilidad, (f) cumplimiento con las normativas nacionales e internacionales y, (g) la evaluación de riesgo de no permanencia.

Adicionalidad: Presenta los componentes para asegurar que el proyecto que no podría ser implementado sin los beneficios de los certificados de carbono; para esto se utiliza la metodología de evaluación de adicionalidad para proyectos de aforestación / forestación del Mecanismo de Desarrollo Limpio.

Metodología: Describe los enfoques que permiten determinar el número de certificados de CO2. Sus principales subsecciones son (1) aplicabilidad, o criterios que debe cumplir las áreas del proyecto para que sea sujeto a certificación, (b) el procedimiento de conversión, que calcula la captura de carbono a lo largo de la vida del proyecto, (c) el procedimiento de cálculo de certificados de CO2 generados, (d) otras emisiones diferentes a CO2 (f) la línea base, que es el cálculo de la captura de carbono en el escenario de referencia o escenario inicial, (g) fugas o estimaciones de las emisiones que podrían ser desplazadas a otras áreas por la implementación de las actividades del proyecto, (h) fijación de CO2 a lo largo plazo de acuerdo al tipo de manejo que se planea realizar en la plantación, e (i) la metodología del monitoreo.

Funcionamiento del proyecto: Identifica el proceso de comunicación de no cumplimiento de los requisitos del estándar.

Fuente: Gold Standard (2013)

7.4.4 Descripción del proyecto y síntesis de los avances para cada una de las secciones del PDD

El documento de diseño de proyecto describe la estrategia ambiental, social, legal y de funcionamiento del proyecto para la aforestación-reforestación con el objetivo de restaurar la conectividad ecológica del ecosistema de manglar en la región norte y centro del corredor Chiapas-Oaxaca. El proyecto ha sido diseñado como un proyecto agrupado. Los polígonos iniciales para la certificación son los siguientes: Región Norte, La Cobacha (109 ha) y Botija (100 ha); y Región Centro, Aztlán-Brisas (65 ha) (Figura 5.1.); se planea la inclusión de nuevas áreas en la Región Centro.

Un rasgo importante de los polígonos iniciales del proyecto es que son áreas que se encuentran dentro de la Zona Federal Marítimo Terrestre (ZOFEMAT) y, a la par, son áreas usufructuadas por las comunidades que participan en el proyecto o que son vecinas a estos polígonos (Rodríguez & Montero 2015).

Adicionalmente, uno de los polígonos se encuentra dentro del área de amortiguamiento de la Reserva de la Biósfera de La Encrucijada (Rodríguez & Montero 2015). La superposición de la tenencia, por parte de la Dirección General de la Zona Federal Marítimo Terrestre, con la regulación del uso por la CONANP, impone al proyecto barreras adicionales a los de cualquier proyecto de carbono forestal en bosques terrestres (ver sección III. Acreditación de los derechos de carbono y mecanismos de distribución de beneficios).

El PDD sigue los requerimientos específicos para ecosistemas de manglar⁶¹ y para proyectos cuya área es manejada por pequeños productores.⁶² En conjunto, estos requerimientos permiten ajustar el proyecto al contexto de la Iniciativa (ver sección V.). A continuación, se realiza una síntesis de los principales avances y retos encontrados para el desarrollo de cada una de las secciones del PDD.

7.4.4.1 Sección información clave del proyecto

Avances. Se cuenta con una síntesis de los análisis y de las evidencias recopiladas para validar el proyecto. En resumen, los pasos generales para implementar las actividades de aforestación y reforestación son (1) la caracterización del potencial de las áreas para ser incluidos en el proyecto, (2) una evaluación ecológica del sitio, (3) la selección del sitio, (4) la interacción con las comunidades (*i.e.* información, acuerdos locales y formación de las brigadas de restauración), (5) el plan de restauración para las áreas del proyecto, (6) las actividades de restauración (restauración hidrológica si es necesario, colección de propágulos y plantación directa), y (7) mantenimiento y monitoreo de la plantación (Blanca 2016).

Retos. Ninguno hasta el momento.

7.4.4.2 Sección de sostenibilidad

Avances. Los avances han sido registrados en la subsección “Evaluación de no causar daño”, en específico para las salvaguardas ambientales, y en la subsección de “Evaluación de riesgos”. A continuación, se hace una síntesis de los avances en estas dos subsecciones.

Evaluación de no causar daño (parte ambiental). A nivel ecológico el proyecto no causará daño en términos de que (1) los genotipos de las especies plantadas están adaptados a las condiciones ambientales de la áreas de plantación, (2) no se plantarán especies exóticas, (3) se mantendrá o incrementará la conectividad del hábitat para especies de flora y fauna, (4) existe una política de proyecto para el uso de fertilizantes, (5) no se interrumpirá el flujo hidrológico ni del agua intersticial por la implementación de las actividades del proyecto, (6) existe una política de manejo de residuos, y (7) se plantará más del 90% del área del proyecto con especies de manglar.

Por su parte, la evaluación de no causar daño se basa en las condiciones existentes y en la información disponible en el momento del análisis. Siguiendo las indicaciones del Gold Estándar, la evaluación considera el periodo de acreditación del proyecto y la probabilidad se define como la frecuencia en la que

⁶¹ <http://www.goldstandard.org/sites/default/files/ar-guidelines-mangroves.pdf>

⁶² Pequeños propietarios: son los agricultores cuyo trabajo es realizado en más de 50% por miembros de la familia, vecinos o miembros de una cooperativa; dentro de esta categoría se encuentran los pescadores ribereños del corredor. <http://www.goldstandard.org/sites/default/files/ar-guidelines-smallholder-microscale.pdf>

podría darse el impacto analizado expresado en un periodo de retorno. Entonces, los impactos con un periodo de retorno menor implican un mayor riesgo de impacto (probabilidad), mientras un periodo de retorno mayor implica menor riesgo. El impacto se cuantifica en relación con la magnitud de la pérdida de los acervos de carbono del proyecto al ocurrir el impacto, expresado como un porcentaje de los acervos. En la Tabla 5.3. se sintetiza la evaluación de riesgos ambientales del proyecto.

Tabla 5.3. Síntesis de la evaluación de riesgos ambientales en el Corredor de Manglares y Cambio Climático del Pacífico Sur (Chiapas-Oaxaca) durante la implementación de un proyecto de carbono forestal en manglares siguiendo los requerimientos de aforestación-reforestación del Gold Estándar.

Tipo de riesgo/puntaje	Medida de mitigación
Alto, Medio, Bajo, No relevante	Si el puntaje es medio o alto se debe describir la medida de mitigación que será implementada
Capacidades del equipo técnico	No aplica
Capacidades técnicas	No aplica
Materiales: Bajo	No aplica
Financiero: Alto	Como medida de mitigación el proyecto agregará nuevas áreas al proyecto hasta que sean suficientes para asegurar los medios financieros. También incrementará acciones para incluir a los co-beneficios que actualmente tienen una valoración económica
Agua.	Sequía: como medida de mitigación, se implementarán actividades de rehabilitación hidrológica en las áreas del proyecto en Mar Muerto. Estas actividades incrementarán la disponibilidad de agua en las áreas del proyecto y ablandarán los suelos, resultando en menos escurrimiento de lluvia y más filtración.
Sequia: Mar Muerto (alto) y Encrucijada (bajo).	
Granizo y nieve: no relevante	
Tsunamis: bajo	
Viento:	Ciclones tropicales: Como medida de mitigación en caso de una pérdida de manglares en el área de proyecto a consecuencia de un ciclón tropical se contempla una replantación dentro de los procedimientos de reforestación.
Ciclones tropicales: Alto	
Vientos Tehuanos: Alto	
	Vientos tehuanos: como medida de mitigación, se implementarán actividades de rehabilitación hidrológica en las áreas del proyecto en Mar Muerto. Estas actividades incrementarán la disponibilidad de agua en las áreas del proyecto y ablandarán los suelos, resultando en menos escurrimiento de lluvia y más infiltración.

Animales:	Como medida de mitigación, se implementarán actividades de rehabilitación hidrológica en las áreas del proyecto en Mar Muerto, lo cual permitirá la ampliación del periodo en el cual los suelos están saturados para excluir al ganado. También, conviene señalar que las parcelas con ganado mantienen cercas con el fin de evitar que los animales entren en terrenos pantanosos (como las áreas del proyecto) y puedan quedar atrapados.
Ganado: medio	
Fuego: Alto	Como medida de mitigación de riesgo de incendios, se implementará una estrategia de manejo integral del fuego que incluye la utilización de brechas cortafuegos y capacitaciones de prevención y combate de incendios.
Enfermedades: no relevante	No aplica
Temperatura: no relevante	No aplica

Evaluación de riesgos. Los avances actuales garantizan al estándar que el equipo del proyecto cuenta con suficientes capacidades humanas y técnicas para desarrollar el proyecto. Así mismo, presenta los riesgos ambientales y las medidas para mitigarlos con el propósito de garantizar la permanencia de las acciones de restauración-reforestación a largo plazo. En este sentido, los riesgos ambientales asociados a eventos climatológicos extremos, o asociados a éstos, son altos; lo que incorpora mayores gastos de mantenimiento para mitigarlos y una mayor reducción de los beneficios, por su retención en el fondo de riesgo del proyecto.

Barreras. En el desarrollo de esta sección se han encontrado cuatro grandes barreras asociadas a la construcción de la gobernanza territorial y la factibilidad financiera de un proyecto de carbono forestal en manglares:

Barrera 1. Bajo nivel de participación social y alto nivel de corrupción de los grupos sociales que han conformado las brigadas de restauración.

Antecedentes. En los inicios del proyecto, con el objetivo de fortalecer las estructuras que permitieran escalar las acciones de restauración rápidamente, se le otorgó poder de decisión y administración a estructuras organizativas de tercer nivel (*i.e.* Federación de pescadores -3er nivel- que reúne a dos grupos regionales -2do nivel- de cooperativas -1er nivel) en las que existía una ausencia de transparencia en la toma de decisiones y una débil vinculación con las organizaciones de base (socios de las cooperativas).

Estrategia actual para solventarlo. A principios de 2014 se comenzó a trabajar con un nuevo enfoque, en el que las brigadas comunitarias se constituyeron en nuevos consejos locales con lo que se fortaleció la gobernanza comunitaria. Actualmente este proceso continúa y se ha identificado la necesidad de impulsar mecanismos administrativos que permitan la transparencia y la toma de

decisiones informada y conjunta dentro de los socios de las cooperativas y/o los brigadistas de restauración. En este sentido, se recomienda que la estrategia social de un proyecto de carbono forestal se fundamente en el diagnóstico de la gobernanza de los actores, incluyendo las diferentes escalas de organización, para identificar el grupo y las necesidades de capacitación prioritarias.

Barrera 2. Generar bases sociales sólidas para realizar una consulta social con resultados positivos acerca del proyecto de carbono forestal en polígonos con incidencia de múltiples usufructuarios (incluyendo tanto a las poblaciones directamente vinculadas con el proyecto, como a las poblaciones vecinas).

Antecedentes. A pesar de la estrategia social implementada hasta el momento, no se considera que los actores externos al proyecto, dentro y en las comunidades cercanas, cuenten con un buen entendimiento de los compromisos y ventajas que significa un proyecto de carbono forestal. En este sentido, es de especial importancia que las personas que no están involucradas directamente en el proyecto lo comprendan y conozcan para (1) tener una evaluación positiva durante el proceso de consulta social, y más importante (2) garantizar la permanencia de acciones de restauración en áreas usufructuadas por una gran variedad actores; este es el caso de las áreas utilizadas para la pesca ribereña en los polígonos iniciales del proyecto (Rodríguez & Montero 2015).

Estrategia para solventarlo a corto plazo (1 año). Diseño de una campaña de comunicación a escala regional que posicione los temas de cambio climático y restauración del manglar, así como los co-beneficios sociales, ambientales y económicos que conlleva la implementación de un proyecto de carbono forestal (Thompson & Bejarano 2016). Esta estrategia: (1) será diseñada a través de un proceso escalonado, profundizando paulatinamente para detonar un cambio cultural en torno al conocimiento y percepción del manglar; e (2) incluirá la comunicación a diversos actores de las comunidades locales (niños, mujeres, jóvenes), con diversos contenidos y enfoques didácticos.

Barrera 3. La consolidación de una estructura de gobernanza territorial que cumpla con las normativas legales para la adjudicación de los beneficios de carbono a las comunidades locales y que, además, sea funcional y permanente a largo plazo.

Antecedentes. La acreditación de los derechos de carbono en áreas de la Zona Federal Marítimo Terrestre solo será posible a través de la solicitud de una concesión o acuerdo de destino (ver sección III: Asignación de los derechos de carbono). En caso de ser necesaria una concesión, los costos de mantenerla anualmente son mínimos cuando el solicitante es una Asociación Sin Ánimo de Lucro con el objetivo de restauración y conservación al manglar (Rodríguez & Montero 2015). Además, un reto adicional asociado a la solicitud de la concesión o al acuerdo de destino en el Corredor, es que los polígonos iniciales no contaban con la delimitación de la ZOFEMAT: este paso es la base a partir del cual se inicia la solicitud del acuerdo de destino o de la concesión.

Estrategia actual para solventarlo. Este reto está siendo atendido a través de dos líneas de trabajo: (1) La delimitación de la ZOFEMAT en los polígonos iniciales del proyecto, como un resultado de trabajo en colaboración entre la ZOFEMAT, la CONANP y Pronatura Sur AC, con la asesoría técnica inicial de COSTASALVAJE y Pronatura Noreste AC. Y (2) la constitución de una sociedad civil comunitaria y sin

ánimo de lucro que sea la co-proponente del proyecto en conjunto con otros actores relevantes en el Corredor (CONANP, Pronatura Sur A.C., brigadas de restauración). A corto plazo es urgente comenzar a trabajar en la estructura de gobernanza del grupo de proponentes y su relación con los grupos vecinos a las áreas de trabajo (*i.e.* instituciones, roles, identidad jurídica, mecanismos de toma de decisiones, entre otras) y en la concertación de los acuerdos legales que permita su funcionamiento y el cumplimiento con las salvaguardas sociales de Cancún.

Barrera 4. Hasta el momento, los datos del análisis financiero del proyecto indican que el proyecto no es sostenible.

Antecedentes. En la Iniciativa, el indicador de proyecto hasta 2016 fue el número de hectáreas restauradas. Para alcanzar las metas de cumplimiento se decidió pagar las labores de restauración a manera de jornales de trabajo. Pagar jornales ha tenido dos efectos sobre la permanencia de la restauración: (1) un efecto directo al disminuir la apropiación del proyecto por parte de las brigadas de restauración, que se han considerado a sí mismas más como trabajadores que como socios del proyecto. Este efecto gana relevancia en un contexto socioeconómico en el que los subsidios de gobierno han creado una fuerte dependencia por parte de las poblaciones locales, disminuyendo sus capacidades de auto-gestión. Y, (2) un efecto indirecto, al incrementar el valor del proyecto en comparación con proyectos desarrollados en otros manglares del mundo en donde el sueldo mínimo es menor al de México.

Estrategia actual para solventarlo. Es relevante generar mecanismos socioeconómicos que sustenten la conservación de la restauración a largo plazo. En este sentido, se está migrando a que uno de los principales indicadores del proyecto sea la generación de actividades productivas que reduzcan la presión hacia el manglar (*i.e.* fondos re-evolventes para actividades no asociadas al manglar, como por ejemplo, la constitución de tiendas de productos de difícil comercialización en las localidades de trabajo), o en el mejor de los casos, internalicen el valor de los servicios ecosistémicos tangibles dentro de mecanismos financieros del proyecto (ver sección II. Factibilidad financiera). En la Iniciativa, se están explorando dos opciones para generar modelos de intervención en relación con este último punto. (1) A través de la colaboración con Minka-Dev,⁶³ se ha usado un enfoque multi-criterio para identificar actividades productivas con alto potencial para consolidar negocios inclusivos; actualmente este proyecto está próximo a iniciar la fase de vinculación entre comunidades y empresas. (2) La vinculación del proyecto con el Comité de Pesca Responsable de la Reserva de la Biósfera de La Encrucijada, con el propósito de capturar fondos que impulsen proyectos de Mejora Pesquera y que, como una actividad de estos proyectos, se realicen actividades de restauración y conservación dentro de la Reserva.

Estos modelos de intervención se están diseñando a través de un esquema de distribución de fondos 1:1, en el que se sigue haciendo la misma inversión global en las actividades de restauración, pero se acuerda con las comunidades que el financiamiento será distribuido 50% en pagos directos y 50% se destinará para impulsar una actividad productiva. La hipótesis de trabajo en la que se sustenta esta

⁶³ www.minka-dev.com

nueva estrategia financiera es que la integración de estos beneficios económicos al balance financiero del proyecto de carbono forestal tendrá un efecto positivo en este mismo, resultando en un balance financiero positivo a largo plazo.

7.4.4.3 Sección de adicionalidad

Avances. El análisis de adicionalidad busca demostrar que el proyecto no podría ser implementado sin los beneficios de la certificación de carbono. Para asegurar la adicionalidad del Proyecto se utilizó la herramienta del Mecanismo de Desarrollo Limpio.⁶⁴ Esta herramienta incluye varios pasos: (1) identificación de escenarios alternativos, (2) análisis de barreras, (3) análisis de inversión, en función del análisis de barreras, y (3) análisis de práctica común. En la Tabla 5.4 se presentan los escenarios alternativos identificados en el paso 1 y las barreras que pueden impedir la realización de dichos escenarios (paso 2).

Tabla 5.4. Escenarios alternativos al escenario e identificación de barreras para cada uno de estos escenarios en el marco del proyecto de carbono forestal de manglares en el Corredor de Manglares del Pacífico Sur (Chiapas-Oaxaca).

Escenarios alternativos	Barreras
Continuación del uso de la tierra pre-proyecto	Este escenario no está impedido por ninguna barrera
Forestación de las áreas de proyecto sin los incentivos del mercado de carbono	Barreras de inversión Barreras relacionadas con las tradiciones locales Barreras relacionadas con las condiciones ecológicas Barreras relacionadas con las condiciones sociales
Encierros rústicos de camarón	Barreras de inversión Barreras relacionadas con las condiciones ecológicas Barreras tecnológicas

El único escenario que no fue previsto por ninguna barrera fue el Escenario 1: continuación del uso de la tierra pre-proyecto. Posteriormente, aplicando el árbol de decisión del párrafo 18 de la herramienta MDL, se salta al paso 4, “Análisis de práctica común”, debido a que soloso existe un escenario posterior al análisis de barreras.

⁶⁴ *Combined tool to identify the baseline scenario and demonstrate additionality in A/R CDM Project activities (versión 1).*

Finalmente, el análisis de práctica común requiere la estimación del nivel de implementación de actividades de F/R similares, tanto en el pasado como en la actualidad, en el área geográfica aplicable. En este análisis se identificó un único proyecto en México comparable al presente proyecto (Proyecto Nacional de Conservación y Restauración de Manglares, CONAFOR 2004-2010) cuyos resultados fueron limitados por ausencia de seguimiento. En este sentido, un seguimiento a largo plazo de estas actividades solo es requerido por un proyecto de carbono forestal y, por lo tanto, se concluye que el proyecto propuesto no es la “Práctica común” en el área y entonces, es adicional (para más información acerca de la adicionalidad de un proyecto de Carbono Azul revisar la sección IV. Norma Oficial Mexicana).

Barrera. En la sección de adicionalidad también se presentan las evidencias para demostrar que el área de plantación no fue bosque⁶⁵ durante al menos 10 años antes del inicio de la plantación. Este requerimiento tiene el objetivo de garantizar que el proyecto no generó la deforestación de cobertura vegetal para después acreditar la captura de carbono a través de la reforestación-aforestación. Una de las mayores lecciones aprendidas del proyecto es que el análisis de la información cartográfica se realizó posterior a la selección e inicios de las actividades de reforestación-aforestación. Los análisis realizados identificaron que una porción significativa de las áreas de plantación fue clasificada como área de bosque por la presencia de una alta densidad de agrupaciones de árboles dentro de los polígonos. Una manera de resolver este reto técnico fue recortar áreas en las que se realizó la plantación. En la región norte y sur este recorte significó la pérdida de entre 30-80% del área inicialmente plantada. De esta manera, se recomienda que el análisis del cumplimiento de este requisito sea el primer paso en la selección de las futuras áreas adicionadas al proyecto o en próximos proyectos de este tipo.

7.4.4.4 Sección de metodología

Avances. Los datos para estimar la captura de carbono en las áreas del proyecto son: (1) valores por defecto para el carbono en sedimento, carbono en biomasa aérea y carbono caído en suelo, y (2) el uso de ecuaciones alométricas combinadas con los diámetros promedios y densidades de especies del inventario de carbono realizado a largo del corredor (Bejarano et al. 2014) para estimar la biomasa aérea. En esta estimación se asumió un crecimiento lineal de todas las especies. En todos los casos se cuidó que los valores externos seleccionados fuesen los más conservadores. Para los polígonos norte y centro, se estimó una fijación de carbono de 372 t CO_{2e}/ha y 162.7 t CO_{2e}/ha durante los 30 años, respectivamente; estas variaciones están asociadas a las variaciones en la estructura de vegetación reportadas entre estas regiones (Bejarano et al. 2014). Adicionalmente, se considera que las actividades y la permanencia del proyecto no implican ni desplazamientos ni fugas de CO₂ u otros GEI.

A lo largo del proceso de escritura del documento se realizaron consultas específicas para aclarar algunos de los requerimientos al cuerpo técnico de Gold Standard. Se llegó a las siguientes conclusiones acerca de los requerimientos generales de proyectos de aforestación - reforestación:

- (1) La irrigación del área del proyecto es permitida en proyectos de restauración de manglares. Debido a que la supervivencia de los propágulos plantados depende del previo restablecimiento

⁶⁵ Siguiendo la definición por la que optó el país ante la Conversión Marco de las Naciones Unidas para el Cambio Climático. La definición de bosque de México es: en áreas de 1 ha, más de 30% de cobertura con más de 4 metros de alto.

de los flujos hidrológicos a través de re-apertura de canales históricos o la apertura de canales nuevos (Zaldivar-Jimenez et al. 2010). Los canales permiten restablecer los flujos hidrológicos y, con esto, restaurar las condiciones físico-químicas en el sedimento para la sobrevivencia de las especies de manglar propagadas (Zaldivar-Jimenez et al. 2010).

- (2) La remoción del sedimento que es necesario realizar para la re-apertura de canales históricos o la apertura de canales nuevos, se podrá realizar siempre y cuando se presenten evidencias técnicas de que la remoción del sedimento no implica la emisión sostenida de Gases de Efecto Invernadero hacia la atmósfera. O no contemplará más del 10% del área en suelos orgánicos.

Barreras. Desde una perspectiva de restauración ecológica es cada vez más claro que en áreas en donde las condiciones de degradación no permiten la regeneración natural, es recomendable iniciar con la restauración de las condiciones fisicoquímicas durante los primeros años; a medida que la restauración avanza se inicia un proceso de regeneración que disminuye los costos asociados a la plantación. Sin embargo, dentro de la lógica de un proyecto de carbono forestal, la estimación *ex ante* del carbono fijado se basa en los datos de densidad de plantación por cada una de las especies. Un ajuste requerido para los proyectos es que los estándares permitan la estimación del carbono *ex ante* asumiendo que el sistema alcanzará el equilibrio, en composición y estructura de los manglares aledaños al polígono de restauración; conciliando los avances científicos entre la ecología de restauración de estos ecosistemas y los requerimientos de los proyectos de carbono forestal.

7.5 Consideraciones finales

La *Iniciativa Corredor de Manglares y Cambio Climático en el Pacífico Sur* ha avanzado en el diseño de experiencias piloto para (1) evaluar el potencial REDD+ de los manglares y (2) vincular la restauración de estos ecosistemas con los mercados voluntarios de carbono. El potencial REDD+ de los manglares en la región Pacífico Sur de México contribuye a reducir hasta el triple de emisiones esperadas cuando solo se considera su extensión; este valor está influenciado por las altas reservas de carbono en el ecosistema, más que por la dinámica histórica de deforestación en la región. El factor de emisión (t CO₂e ha⁻¹) calculado en la región Pacífico Sur, así como en otras regiones de México, difiere en dos órdenes de magnitud del factor de emisión nacional oficial como efecto del uso de diferentes protocolos de estimación. Es urgente que la diferencia existente entre los factores de emisión regionales y el oficial nacional para los manglares pueda ser integrada dentro de otras estrategias nacionales de mitigación y adaptación al cambio climático.

En la región Istmo-Costa de Chiapas se calculó la línea base de referencia de emisiones usando el factor de emisión oficial nacional en el diseño de la Iniciativa de Reducción de Emisiones (IRE), primer proyecto de implementación de la ENAREDD+ en México. A pesar de este avance en la integración de un ecosistema de Carbono Azul Costero en la implementación de una política nacional, existen dos riesgos que comprometen el pago por los resultados que podrían ser obtenidos por reducir la deforestación en los manglares de la región Istmo-Costa: (1) la inversión inicial a través de programas de gobierno solo es accesible para propietarios legales de la tierra, dejando sin atención a 74% de los manglares, y (2) la ausencia de un Agente Público de Desarrollo Territorial, que permita la implementación coordinada de los programas gubernamentales; este último punto sucede en las cuatro regiones de la IRE en Chiapas.

En el proyecto de restauración se han enfrentado barreras para (1) la adjudicación de los derechos de carbono, (2) la factibilidad financiera y sostenibilidad económica, y (3) la permanencia social a largo plazo. Por las características de propiedad, las causas de la deforestación y degradación y el contexto social del área en la que se desarrolla el proyecto; es posible que algunas de estas barreras surjan durante la implementación de proyectos de Carbono Azul Costero en otras regiones de México. En específico estas barreras podrían ser enfrentadas con el diseño de una norma oficial mexicana que las armonice a través de requerimientos alineados a las particularidades sociales, ambientales y económicas de las áreas en donde se distribuyen estos ecosistemas en México.

En específico las barreras de la región Pacífico Sur podrían ser enfrentadas a través de: (1) la adjudicación de los derechos de carbono para usufructuarios de manglar que firmen acuerdos de conservación y restauración a largo plazo; (2) la integración de los beneficios ambientales y sociales, a través de la valoración económica de la adaptación al cambio climático basada en ecosistemas y en comunidades; en conjunto estos beneficios incrementan la probabilidad de alcanzar un balance positivo en el análisis financiero del proyecto, (3) la generación de nuevos esquemas financieros para incorporar la mitigación de los riesgos ambientales asociados a la dinámica natural de disturbio a la que los ecosistemas de Carbono Azul Costero son resilientes, y (4) la integración de la restauración de los flujos hidrológicos y de la regeneración natural como prácticas de restauración elegibles. Finalmente, el diseño de la estructura de gobernanza que incluya a los actores claves de la región (gubernamentales, actores locales y organizaciones de la sociedad civil) con la capacidad creadas para gestionar el proyecto a largo plazo es un reto de gobernanza multinivel que es prioritario comenzar a enfrentar.

8 VI. ESTIMACIÓN DE LA FACTIBILIDAD PARA LA IMPLEMENTACIÓN DE PROYECTOS DE CARBONO AZUL EN LOS MANGLARES DE MÉXICO

8.1 Introducción

México es el cuarto país con mayor extensión de manglar en el mundo. En 2015 se registró que México contaba con 775,555 ha de manglar que representa el 5% de los manglares a nivel mundial. Se considera que las principales causas de pérdida y degradación están relacionadas con actividades agrícola-pecuarias y el desarrollo de infraestructura, dentro de los cuales destacan las granjas acuícolas y estanques artificiales, desarrollo urbano y desarrollo turístico (Figura 6.1). Según el análisis realizado por CONABIO, como parte de su Sistema de Monitoreo de los Manglares de México, se estima que hubo un incremento 1.4% de la superficie nacional, mientras que los manglares se han perturbado en un 2.36% del año 2010 al 2015 (Troche et al., 2016).



Figura 6.1. Principales actividades económicas a escala estatal desarrolladas en los manglares de México. Fuente: CONABIO, 2009.

En conjunto, los altos contenidos de carbono y el riesgo de deforestación y degradación de los manglares hacen urgente que se implementen acciones de restauración y conservación a escala nacional, integrando el potencial de mitigación y adaptación al cambio climático y la posibilidad de generar activos que impulsen estas actividades a través de su inclusión en mecanismos financieros. A lo largo de las secciones II-V se discutieron las barreras existentes para que este potencial sea aterrizado en las particularidades del país. En esta sección éstas barreras se traducen en indicadores de factibilidad de implementación de proyectos basados en Carbono Azul en los manglares de México.

De esta manera, el objetivo de esta sección es proponer indicadores para priorizar el ingreso de los manglares del país a mecanismos financieros basados en la mitigación y adaptación al cambio climático. Se espera que esta sección sea una herramienta para definir las prioridades de información a recabar a escala nacional, así como la toma de decisiones institucionales y el diseño de políticas públicas encaminadas a la conservación y restauración de los ecosistemas desde un enfoque de mitigación y adaptación cambio climático.

La hipótesis que sustenta esta priorización es que el ingreso de áreas con mayor factibilidad a mecanismos de financiamiento podrá impulsar y generar lecciones aprendidas, a corto plazo, para implementar modelos de intervención en las áreas de baja factibilidad; esto bajo el argumento de que existen áreas de manglar cuyo valor biológico es suficiente argumento para impulsar su restauración y/o conservación.

8.2 Justificación de los indicadores

La unidad de análisis de esta sección es la sub-cuenca, porque entre sí, éstas presentan condiciones socio-ecológicas similares, lo que hace que estén sujetas al mismo tipo de disturbios y de cambios de origen natural y antropogénico. Asimismo, la sub-cuenca es una unidad espacial de planeación territorial para articular procesos de gestión que impulsen el desarrollo rural sustentable al mismo tiempo que la conservación y restauración de los humedales costeros (Casillas 2007). El enfoque de cuenca es una política nacional impulsada por el Programa Nacional de Microcuencas de la Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y alimentación (SAGARPA) a través del Fideicomiso de Riesgo Compartido (FIRCO).

Las sub-cuencas con mayor factibilidad para ingresar a mecanismos financieros por la restauración o conservación son consideradas como áreas en las que la implementación de actividades de restauración y/o conservación pueden tener, desde una perspectiva financiera un balance más positivo en comparación con otras áreas. Un balance financiero positivo está asociado a la reducción de los costos de implementación por:

- (1) **Tener altas reservas de carbono por unidad de área o potencial de captura del mismo (indicador de mitigación).** Como se desarrolló en el Capítulo I (Factibilidad financiera) entre mayor sea la tasa de captura de carbono o las reservas de carbono retenidas en el ecosistema los beneficios económicos del carbono son mayores dados gastos directos de operación constantes.

Con base de las estimaciones de carbono en los manglares de México (Moreno-Báez 2017), se calculó a escala de cada una de las sub-cuencas el (a) promedio de las reservas totales del ecosistema como un indicador del potencial de mitigación de un proyecto de conservación, y (2) se estimó el potencial de captura de carbono anual a nivel de ecosistema⁶⁶, como un indicador del potencial de captura de carbono en proyectos de restauración (Variables 1 y 2 respectivamente, Cuadro 6.1)

⁶⁶ Asumiendo que el carbono reportado en el almacén aéreo y subterráneo de un manglar conservado se alcanza a los 50 y 500 años de restauración; estos límites de tiempo se basaron considerando un incremento lineal en estas reservas (Alongi 2014). Es importante notar que estos valores se basan en el conocimiento de expertos en el tema y aún no se cuentan con registros de captura de carbono anual para México o para manglares en el trópico.

- (2) **Menor riesgo de deforestación futura o de disturbio natural por eventos climáticos (indicador de permanencia).** El riesgo de no permanencia (Capítulo V. Estudio de caso), suele ser evaluado durante el diseño de proyectos de Carbono Azul. Un riesgo alto resulta en que los beneficios generados por las actividades de mitigación de carbono ingresen a un fondo de riesgo administrado por el verificador del proyecto, mismo que puede ser utilizado en caso de un no cumplimiento de los compromisos de mitigación. De esta manera, entre menor sea el riesgo se incrementa la probabilidad de permanencia del proyecto incrementando a la vez la rentabilidad del mismo (Capítulos II y V: Factibilidad financiera y estudio de caso, respectivamente). En este trabajo, una mayor exposición a eventos climáticos y al cambio climático, así como una mayor tasa de deforestación histórica, son considerados indicadores de riesgo de no permanencia del proyecto.

A pesar de que los manglares tienen un menor riesgo de no permanencia por disturbios asociados al fuego que los bosques tropicales y boreales, estos son susceptibles a disturbios causados por los eventos climáticos y al cambio climático (Locatelli et al. 2014).

La permanencia ante eventos climáticos y el cambio climático en los manglares de México fue evaluada a nivel de sub-cuenca de acuerdo a las siguientes categorías de riesgo para los municipios costeros de México (Monterroso et al. 2012): muy alto (valor 1), alto (valor 2), bajo (valor 3) y medio (valor 4) (Variable 3, Cuadro 6.1).

Por otra parte, aunque las tasas de pérdida de manglar han disminuido en los últimos años, existen regiones que han tenido mayor tasa de pérdida; en este trabajo se consideró que una mayor tasa histórica de deforestación indica un mayor riesgo futuro de deforestación (Capítulo V: Estudio de caso) (Troche-Souza et al. 2016) (Variable 4, Cuadro 6.1).

- (3) **La existencia de instituciones o arreglos sociales que favorezcan la gestión territorial (indicador de capacidad de gestión).** En general, los proyectos de mitigación basados en manglares deben garantizar la permanencia de las acciones entre 10-30 años (Requerimientos AFOLU, VCS y GoldStandard). La duración de este tipo de proyectos impone un reto tanto para la gestión territorial local así como para la gobernanza multi-actor para: (a) armonizar las actividades de conservación y uso sostenible de los servicios ambientales de los manglares, (b) gestionar y administrar los recursos financieros para que el balance económico resulte positivo a lo largo de la implementación del proyecto, y (c) generar la información para el sistema de monitoreo, reporte y verificación del proyecto; entre otras actividades clave. Por lo que, la presencia de instituciones de gestión territorial; así como la preexistencia de experiencias de organización local para la conservación y restauración de este ecosistema (Capítulos II, III y V: Factibilidad financiera, Asignación de derechos de carbono y Estudio de caso, respectivamente), disminuirán el monto de la inversión inicial durante el diseño del proyecto y su implementación.

El primer indicador seleccionado para evaluar la capacidad de gestión territorial es la proporción de manglar manejado o gestionado por ANP's de carácter estatal o federal a escala de cuenca (Bezaury-Creel et al. 2012). Los mandatos, misión y actividades de las ANP's se alinean totalmente a los objetivos de un proyecto de mitigación (CONANP, 2015) (Variable 5, Cuadro 6.1).

El segundo indicador evalúa la proporción de manglar manejado y/o protegido por la implementación de programas federales a través de su gestión por grupos locales o poseedores legales de la tierra. Los programas incluidos en este análisis fueron: Pago por Servicios Ambientales (2015), Compensación Ambiental (2016), Fondo Patrimonial de Conservación de la Biodiversidad (2015) y Unidades de Manejo Ambiental (2016)⁶⁷(Variable 6, Cuadro 6.1).

- (4) *La preexistencia de la delimitación territorial que permitan la asignación directa de los derechos de carbono, o disminuya los procedimientos asociados a ésta (indicador de asignación de derechos).* Como se mencionó en la sección III y V (Asignación de los derechos de carbono y estudio de caso, respectivamente), la clara asignación de los derechos de carbono generados por la implementación de actividades de mitigación en áreas de la ZOFEMAT depende, en primer lugar, de la delimitación que está disminuyendo los costos de transacción asociados. La evaluación de la delimitación de la ZOFEMAT se realizó por presencia o ausencia de una porción delimitada en cada una de las sub-cuencas. Asimismo, se incluyeron en este análisis, a las sub-cuencas que ya cuentan con un acuerdo de destino a través del trabajo conjunto entre la CONANP y COSTASALVAJE A.C (Comunicación personal: E. Nájera, 2017) (Variables 7 y 9, respectivamente). La certeza y claridad acerca de la tenencia legal de la tierra, es otro elemento que facilita la asignación de los derechos de carbono; ya sea en áreas de manglar que no son ZOFEMAT o, en áreas que sí lo son a través de los criterios de prelación existentes para la solicitud de una concesión para la conservación o restauración de dicho ecosistema. De esta manera la proporción de núcleos agrarios es otra variable incluida para el cálculo de este indicador⁶⁸ (Variable 8).

Adicional a estos cuatro indicadores, se incluyó un indicador de prioridad ecológica para identificar las sub-cuencas con manglares de relevancia ecológica a partir de dos fuentes de información: (1) los sitios de manglar con relevancia biológica y con necesidades de rehabilitación ecológica (CONABIO 2009) y (2) las sub-cuencas con una alta relación de manglares perturbados versus conservados (CONABIO 2016).

En la Tabla 6.1 se sintetizan las variables base de los cinco indicadores, así como su método de cálculo. Es importante resaltar que estos indicadores fueron generados con base a la información oficial o académica espacialmente explícita disponible a escala nacional y que, por lo tanto, son perfectibles de ser mejorados al mismo tiempo que se hagan disponible más datos oficiales o académicos. Por último, el indicador global de factibilidad para el ingreso de los manglares de México a proyectos de mitigación al cambio climático fue generado calculando el promedio de los cinco indicadores; este indicador será discutido para cada una de las regiones con manglares de México.

Tabla 6.1 Resumen de las variables de origen y del cálculo de los indicadores de factibilidad de implementación de proyectos de mitigación en los manglares de México.

Enfoque de Priorización	Variables	Manejo de datos	Cálculo
-------------------------	-----------	-----------------	---------

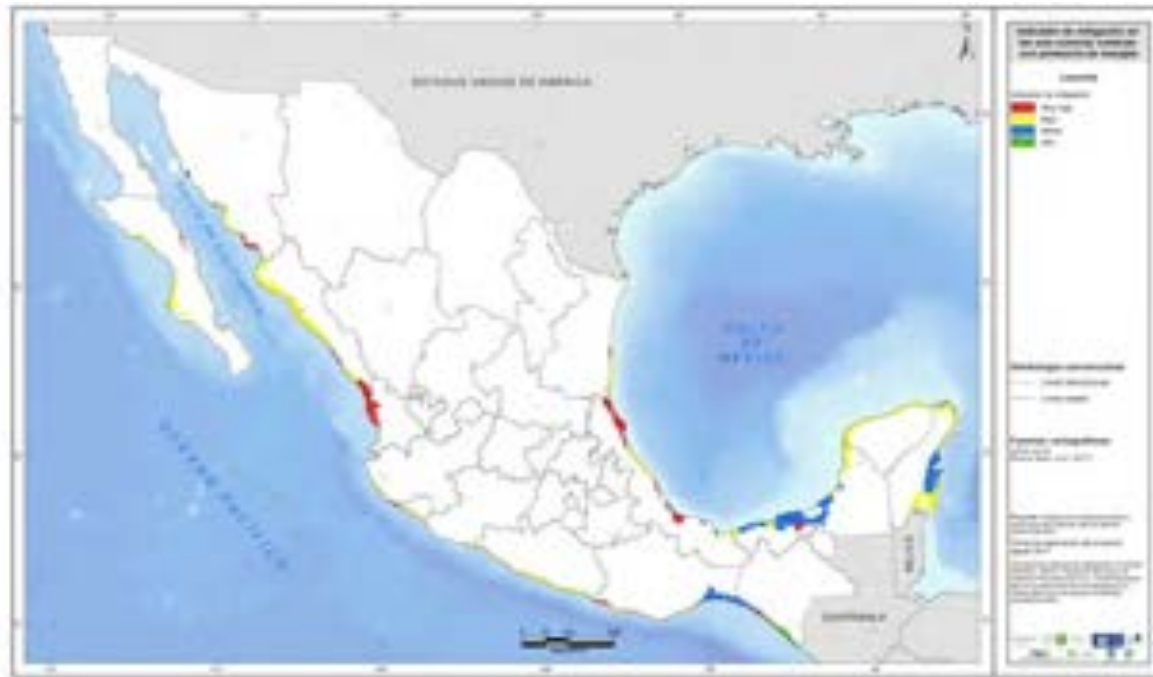
⁶⁷ Disponibles en http://sigagis.conagua.gob.mx/atencion_humedales/

⁶⁸ Este indicador está sesgado ya que sólo considera a los núcleos agrarios de la Federación; la información acerca de la pequeña propiedad privada no se encuentra disponible. Información disponible en: datos.abiertos.gob.mx

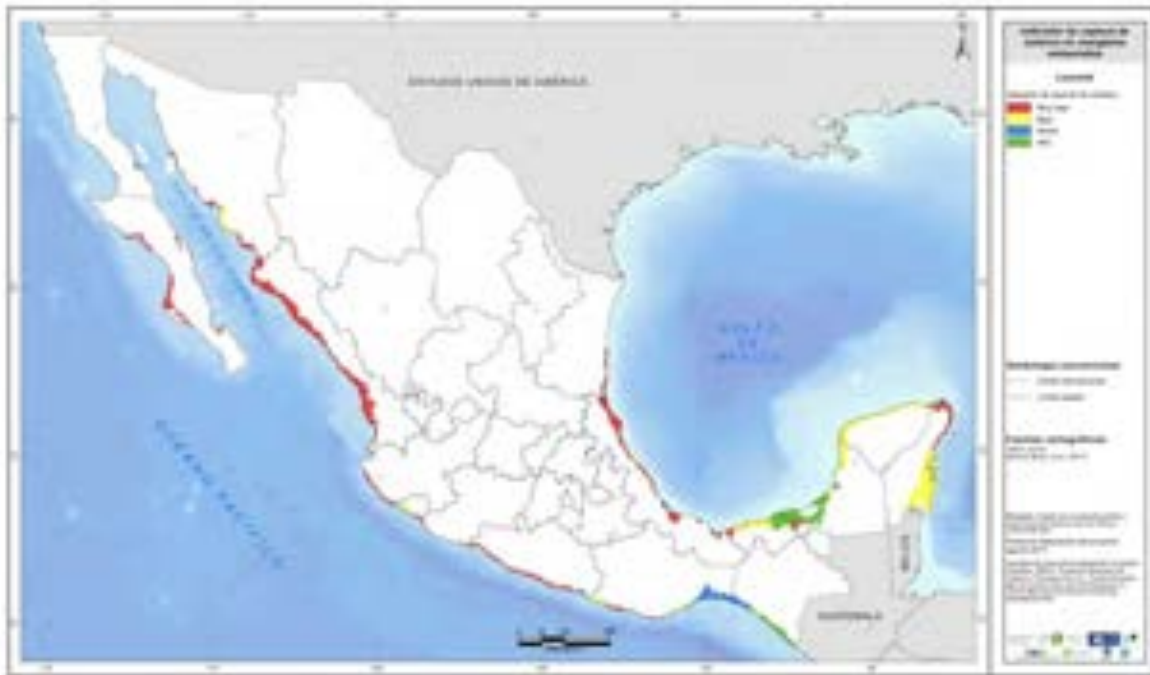
Balance financiero más positivo	A. Mitigación		
	1. Captura de carbono	(1) Captura promedio de C /ha año a nivel de subcuena. (2) Estandarización con respecto al valor máximo.	Moreno-Baez et al 2017
	2. Reservas de carbono	(1) Reserva promedio de C /ha año a nivel de subcuena. (2) Estandarización con respecto al valor máximo.	
	B. Permanencia		
	3. Permanencia ante eventos climáticos y el CC.	(1) Promedio del no riesgo a eventos climáticos y al CC de los municipios a nivel de subcuena. Este indicador es 1- Vulnerabilidad y (2) Estandarización respecto al valor máximo.	Promedio de 3 y 4
	4. Riesgo de deforestación	(1) # ha de manglar en la subcuena en 1970 / # ha de manglar en la subcuena en 2015. (2) Valor estandarizado con respecto al valor máximo.	CONABIO 2005, 2015
	C. Capacidad de gestión		
	5. Gestión Institucional	(1) # ha de manglar en ANP en la subcuena / # de ha de manglar total en la subcuena en 2015.	Promedio 5 y 6
	6. Gestión local y concurrencia institucional	(1) # ha de manglar bajo programas federales para la protección, reforestación y restauración en la subcuena / # ha de manglar total en la subcuena 2015.	
	D. Derechos de carbono		
	7. ZOFEMAT	0: sin delimitación y 1: con delimitación existente	Promedio 7, 8 y 9
8. Acuerdo de destino	0: sin delimitación y 1: con delimitación existente		
9. Núcleos agrarios	(1) # ha de manglar en núcleos agrarios en la subcuena/# ha de manglar total en la subcuena		
Valor ecológico	E. Prioridades ecológicas		
	10. Estado de conservación	(1) # ha de manglar perturbada /# ha de manglar total en la subcuena	Promedio 10 y 11
11. Sitios de manglar con relevancia biológica y con necesidades de rehabilitación ecológica.	(1) # ha de manglar en sitios con relevancia biológica y con necesidades de rehabilitación hidrológica /# ha de manglar total en la subcuena		

8.3 Indicador de mitigación

Según Moreno-Báez et al. (2017) a escala nacional existen 18 sub-cuencas con alto potencial de mitigación ante el cambio climático; en conjunto estas albergan el 4% de los manglares de México localizándose en el Pacífico Sur de México (Figura 6.2).



a.



b.



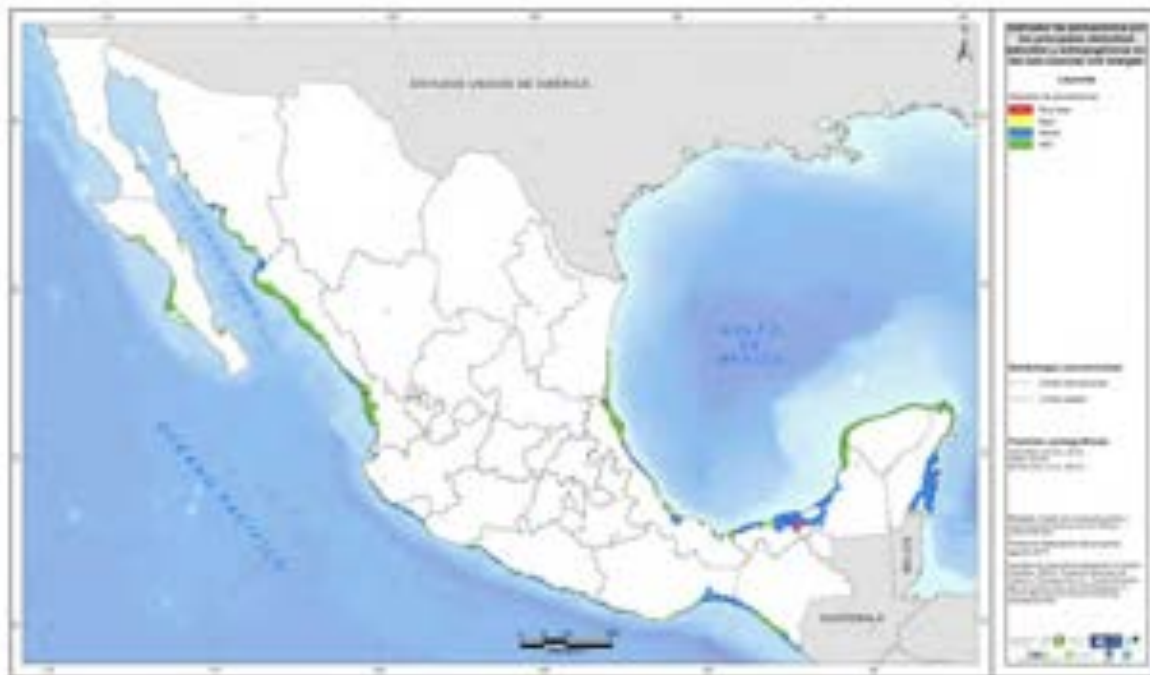
c.

Figura 6.2.a. Indicador de mitigación en las sub-cuencas costeras con presencia de manglar b. Indicador de captura de carbono en manglares restaurados y, c. Indicador de retención de carbono en manglares conservados Según Moreno-Baéz et al. (2017).

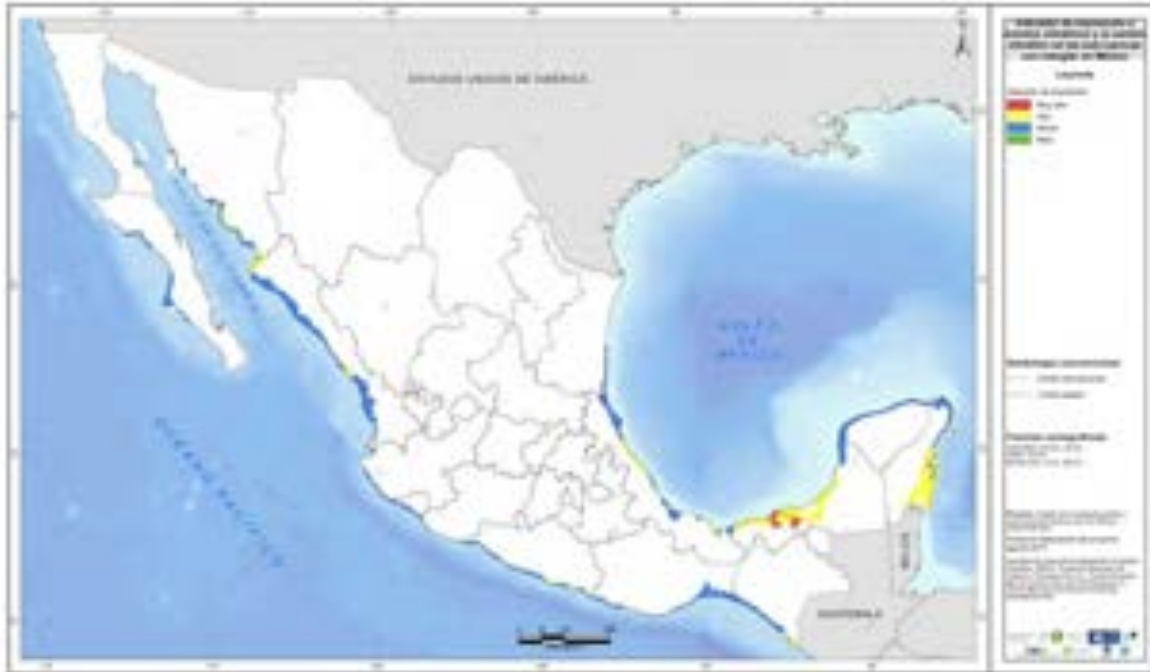
8.4

8.5 Indicador de permanencia

El 61 % de manglares de México, agrupados en 108 sub-cuencas tienen un indicador “muy alto” de permanencia, el cual promedia los indicadores de probabilidad de deforestación futura y, exposición a fenómenos climáticos y al cambio climático (ver Figura 6.3).



a.



b.



c.

Figura 6.3.a. Indicador de permanencia por los principales disturbios naturales (climáticos) y antropogénicos (deforestación) en las sub-cuencas de México con presencia de manglares. b. Indicador de exposición a eventos climáticos y al Cambio Climático (Monterroso et al. 2012) y, c. Indicador de riesgo futuro de deforestación (CONABIO 2013a, 2016).

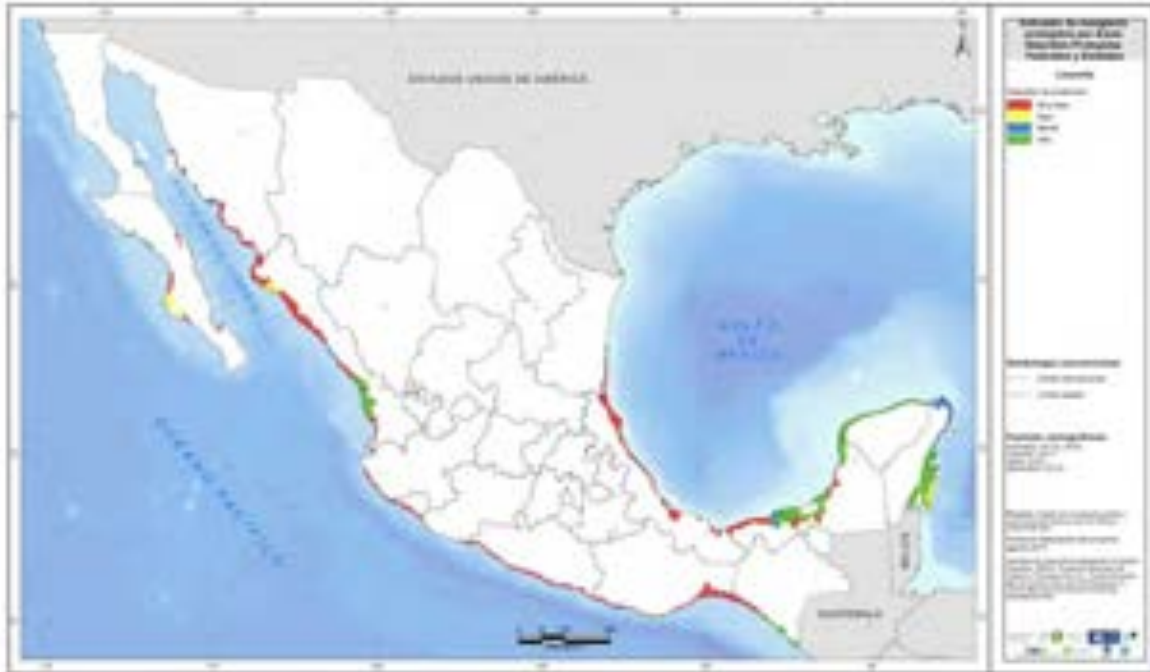
8.6 Indicador de capacidad de gestión

Ninguna de las sub-cuencas fue asignada a las categorías de gestión “alta”; la categoría de nivel de gestión “medio” incluyó a 34% de la extensión de los manglares en 22 sub-cuencas distribuidas en el Golfo de México, la Costa del Pacífica y en menor cantidad en la Península de Yucatán (Figura 6.4). Cada una de las categorías de gestión “bajo” y “muy bajo” agruparon 33% de los manglares de México (Figura 6.4).

Es importante notar que, aunque las sub-cuencas de la Península de Yucatán tienen un indicador de gestión institucional de “alto –medio”, debido a la cobertura de ANP’s, el indicador de manglares atendidos por programas es “muy bajo” en esta región; y en general a lo largo de toda la república (Figura 6.4c). En específico, el indicador de programas necesita ser mejorado a través de la sistematización y proyección de los polígonos de atención pasados y actuales que actualmente no se encuentran dentro de la base de datos espacial de CONAGUA, fuente de información para esta consultoría. Sin embargo, también es importante encontrar mecanismos para que los usufructuarios y no poseedores de los manglares puedan acceder a programas que promuevan su reforestación y conservación; actualmente 22% de los manglares de México podrían ser atendidos por programas diseñados para los poseedores (núcleos agrarios⁵⁷), no se cuenta con datos oficiales acerca de la sobreposición con la propiedad privada por lo que esta cifra podría ser mayor.



a.



b.



c.

Figura 6.4.a. Indicador de capacidad de gestión institucional y local en las sub-cuencas de México con presencia de manglares. b. Indicador de manglares protegidos por ANP's federales y estatales e, c. Indicador de manglares atendidos por programas federales o estatales (CONABIO 2013a, 2016).

8.7 Indicador de asignación de derechos de carbono

El 10 % de los manglares de México tienen un indicador “alto” para la asignación de los derechos de carbono (61 sub-cuencas) y 48% tienen un indicador “medio” (54 sub-cuencas). A excepción de dos sub-cuencas que se encuentran en el Golfo de México y la Península de Yucatán, una en cada una de las regiones, las otras sub-cuencas con índice alto de asignación de derechos de carbono se encuentran en la Costa del Pacífico (Figura 6.5).



a.



b.

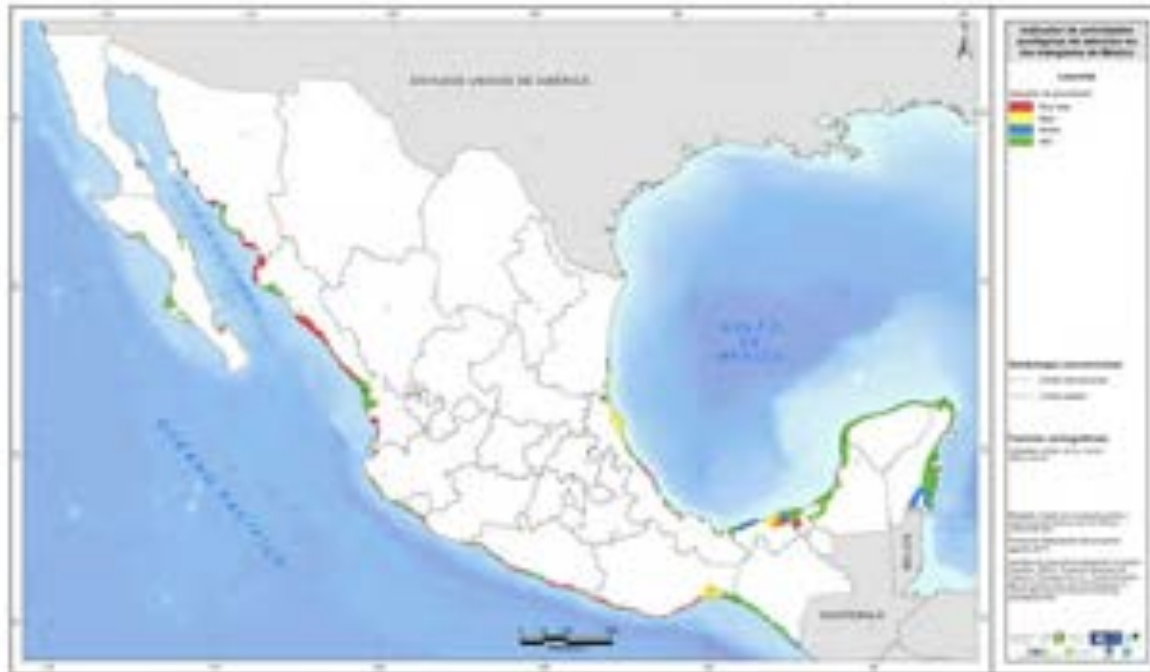


c.

Figura 6.5.a. Indicador facilidad en la asignación de derechos de carbono en las sub-cuencas de México con presencia de manglares, b. Indicador de ausencia o presencia de delimitación de ZOFEMAT o de la existencia de acuerdos de destino, c. Indicador de la proporción de manglares dentro de núcleos agrarios (CONABIO 2013a, 2016).

8.8 Indicador de áreas prioritarias para la conservación

El 70 % de los manglares de México tienen un indicador “alto” como áreas prioritarias para la conservación o restauración (Figura 6.6).



a.



b.



c.

Figura 6.6.a. Indicador de sub-cuencas de manglar priorizadas para su restauración o conservación. b. Índice de prioridades ecológicas de atención (CONABIO 2009), c. Índice de perturbación actual (CONABIO 2013a, 2016).

8.9 Indicador global de factibilidad de los manglares para el ingreso a proyectos de mitigación a escala de sub-cuenca

El 56% de los manglares de México, agrupados en 32 sub-cuencas, tiene un indicador “medio” de factibilidad para el ingreso a proyectos de mitigación y adaptación; de éstas, 13 se encuentran en la Costa del Pacífico Sur y Norte (abarcando 4 % y 11 % de los manglares de México, respectivamente), 4 en el Golfo de México (abarcando 1 % de los manglares) y 7 en la Península de Yucatán (abarcando 40 % de los manglares) (Figura 6.7). En la Tabla 6.2 se enlistan las sub-cuencas priorizadas agregadas para cada una las cinco regiones.

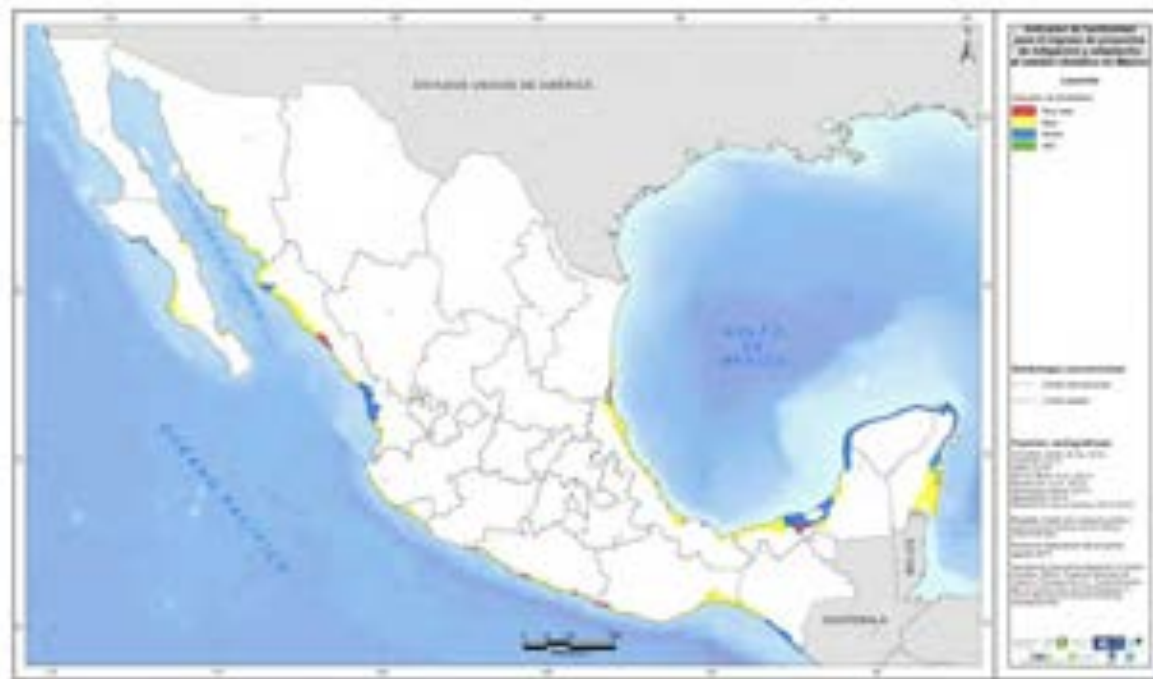


Figura 6.7. Indicador de factibilidad de las sub-cuencas con presencia de manglar para el ingreso de proyectos de mitigación y adaptación al cambio climático en México.

8.10 Consideraciones finales

El indicador de factibilidad estimado requiere ser mejorado a través de la generación de las siguientes capas prioritarias: (1) el costo de oportunidad de la línea costera de México, que podría ser estimado a partir del valor de la propiedad privada, entendiendo que, a mayor valor más difícil se hace la conservación, (2) la propiedad privada y las áreas de delimitación de ZOFEMAT previas al 2013 y posteriores al 2015, para completar la información analizada en el indicador de distribución de beneficios, y (3) los polígonos de programas federales (ver indicador de gestión).

A pesar de la ausencia de esta información, el análisis espacial realizado permite identificar áreas prioritarias para el pilotaje de proyectos de Carbono Azul Costero e identificar cuáles son los retos

específicos, relativizados entre los indicadores que tendría que enfrentar las sub-cuencas prioritarias para la implementación de estos (Tabla 6.2).

- Las sub-cuencas con mayor factibilidad del Golfo de México requieren atención urgente para poder realizar la adjudicación de los derechos de carbono e incrementar la gestión institucional y local.
- Las sub-cuencas con mayor factibilidad del Pacífico Norte tienen indicadores favorables de permanencia y gestión, pero un indicador bajo de mitigación con respecto a las otras regiones. Por abarcar 11% de la extensión de los manglares de México, una estrategia a probar con un proyecto de Carbono Azul Costero en esta región es la agrupación de grandes áreas que permita compensar en el análisis financiero el indicador “bajo” de mitigación.
- Las sub-cuencas con mayor factibilidad en la región Pacífico Sur y Península de Yucatán tienen indicadores de altos a medios para la mitigación y la permanencia de las actividades, sin embargo, los retos para la implementación se enfocan en la asignación de los derechos de carbono y en la gestión. Una estrategia que podría ser probada en estas regiones es la selección de polígonos de manglar dentro de ANP’s, lo que podría hacer eficiente la delimitación de la ZOFEMAT y la solicitud de acuerdos de destino, al ser gestionado por una institución del gobierno. Así mismo, el reto que significa la gestión local puede ser enfrentado con estrategias sociales de inclusión de las comunidades; en este sentido las ANP’s son también una estructura a partir de la cual se pueden consolidar estos procesos de construcción del tejido social.
- Este análisis no detectó sub-cuencas prioritarias entre las 17 con cobertura de manglar en la región Pacífico Centro.

Tabla 6.2. Sub-cuencas priorizadas para las regiones de manglar de México. Los círculos de colores presentan la categoría a la que fue asignada cada uno de los indicadores: Alto es verde (1- <0.75), Medio es amarillo (>0.75 - <0.50), Rojo es bajo (>0.50 - <0.25) y Muy bajo es blanco (>0.25-0.00). La asignación a cada uno de los colores incluyó hasta seis decimales.

Region	Subcuenca	Manglar 2015 (ha)	Indicador Permanencia	Indicador Importancia Ecológica	Indicador Distribución de Beneficios	Indicador de Gestión	Indicador de Mitigación	Indicador de factibilidad global
Golfo de México	L. de Pomil y Atasta 1	1905.0	0.602	0.667	0.489	0.500	0.729	0.597
	R. San Francisco y Puerto de Veracruz	129.6	0.813	0.333	0.995	0.265	0.574	0.596
	R. Teocolapilla	797.9	0.875	0.669	0.020	0.500	0.699	0.553
Pacífico Norte	R. San Pedro y San Pablo 1	4,332.1	0.722	0.502	0.230	0.516	0.729	0.540
	E. Palote y Higueras	5,432.7	0.875	0.698	0.776	0.621	0.187	0.632
	A. San Benito	1,031.1	0.875	0.667	0.557	0.500	0.320	0.584
	A. San Patrocinio	1,126.9	0.875	0.667	0.513	0.500	0.332	0.577
	A. San José de la Gracia	942.0	0.832	0.637	0.501	0.465	0.321	0.551
	A. del Vigía	1,104.3	0.866	0.348	0.519	0.500	0.417	0.530
	R. San Pedro	2,123.2	0.760	0.674	0.442	0.555	0.185	0.523
	L. San Ignacio	1,316.6	0.875	0.402	0.500	0.500	0.307	0.517
Pacífico Sur	B. Dhaira	3,577.4	0.875	0.644	0.659	0.028	0.315	0.504
	R. San Diego	1,262.5	0.875	0.611	0.483	0.417	0.910	0.659
	R. Pijiapan	1,423.0	0.798	0.667	0.396	0.500	0.910	0.654
	R. Coatán	1,506.6	0.792	0.634	0.434	0.494	0.910	0.653
	R. Huehuetán	2,746.3	0.708	0.666	0.329	0.500	0.910	0.623
	R. Margaritas y Coapa	6,728.9	0.837	0.667	0.178	0.500	0.910	0.618
	R. Sesecapa	2,422.2	0.852	0.667	0.145	0.500	0.910	0.615
	R. Des poblado	1,354.4	0.725	0.667	0.172	0.500	0.910	0.595
	Puerto Madero	1,441.6	0.591	0.539	0.751	0.425	0.661	0.593
	R. Cacaluta	7,559.5	0.867	0.669	0.005	0.500	0.910	0.590
	R. Huixtla	1,389.4	0.708	0.667	0.133	0.500	0.910	0.584
	Península del Yucatán	L. del Viejo y Tembladeras	7,362.9	0.792	0.669	0.000	0.500	0.910
R. Novillero		2,130.5	0.793	0.667	0.000	0.500	0.910	0.574
R. Cozoloapan		1,556.5	0.750	0.662	0.475	0.496	0.370	0.551
L. de Pomil y Atasta 2		4,097.6	0.717	0.668	0.662	0.500	0.729	0.655
L. de ériminos		2,010.5	0.718	0.589	0.584	0.389	0.729	0.602
L. Chunyaché y Varias		7,911.2	0.747	0.617	0.565	0.429	0.568	0.585
Mérida		67,348.4	0.798	0.550	0.533	0.545	0.422	0.570
Quintana Roo		19,986.8	0.762	0.413	0.666	0.347	0.403	0.518
R. San Pedro y San Pablo 2	2,662.1	0.660	0.667	0.001	0.500	0.729	0.511	
L. del Este	7,380.9	0.646	0.666	0.004	0.499	0.729	0.509	

9 VII. SÍNTESIS DEL TALLER DE RETROALIMENTACIÓN CON ACTORES CLAVE

El objetivo del taller realizado el viernes 21 de julio de 2017 en la Ciudad de México fue Presentar los resultados relevantes del “Análisis de la situación política y económica del Carbono Azul en México” así como recibir retroalimentación de los actores claves entorno a la política de gestión y conservación de los ecosistemas de Carbono Azul. Se contó con la asistencia de 17 representantes de instituciones gubernamentales y de investigación, interesados en contribuir al diseño e implementación de una política nacional de Carbono Azul, entre los que se encontraban: SEMARNAT, INECC, CONABIO, CONANP, UNAM, COSTASALVAJE A.C., Pronatura Sur A.C., CEMDA A.C. y FMCN (Anexo 1).

La reunión de trabajo inició con palabras de bienvenida por parte de las instituciones organizadoras, seguido de una presentación del objetivo general de la consultoría y del enfoque de trabajo. Dado que la consultoría tomo como base los resultados obtenidos por la CCA (2017) dentro del “Análisis de las oportunidades para la integración del concepto de Carbono Azul en la política pública mexicana”, se presentó una síntesis de los principales instrumentos que podrán servir como detonadores para este tipo de proyectos, además de presentar el desarrollo de las condiciones requeridas para el desarrollo de esta política sin los cuales no sería posible, entre las que se encuentra: (1) Factibilidad financiera, (2) Norma Oficial Mexicana y (3) Asignación y distribución de beneficios. Finalmente para integrar todos estos conceptos y lecciones aprendidas se presentó el Estudio de Caso “Corredor de Manglares” así como en análisis geoespacial de “Priorización de los manglares de México con base en su factibilidad de acceso a mercados voluntarios de carbono.

Una vez terminada la ronda de preguntas y respuestas, trabajó con los asistentes en mesas de trabajo, divididas en los temas de las condiciones requeridas para la implementación de proyectos de Carbono Azul, las cuales fueron espacios sumamente ricos para el intercambio de ideas, entre los que se buscó definir: (1) oportunidades, (2) barreras y (3) siguientes pasos. A continuación se presenta el resumen de la discusión de cada una de las mesas en base a estos términos.

9.1 Coincidencias en las propuestas y la retroalimentación

La mesa de factibilidad financiera resultó muy provechosa, sobre todo por la diversidad de sectores y profesionales involucrados. En general, los comentarios fueron propositivos y bien fundamentados, sobre todo en relación al balance financiero y fuentes alternativas de financiamiento. Existieron varias coincidencias en la mesa con puntos ya sugeridos en el documento y merecedores de mención aquí por su importancia. En primer lugar, los servicios ecosistémicos de adaptación (protección costera, seguridad alimentaria, filtrado de sedimentos...) y de soporte a la biodiversidad, al igual que en otras mesas, tuvieron un papel relevante entre los comentarios. En este caso su consideración fue dentro del cálculo de los beneficios como incentivo para la inversión en proyectos de Carbono Azul en México, pero también con sus costos asociados. Siguiendo con los incentivos para la inversión, se recordó los incentivos no financieros como los fiscales y la certidumbre sobre el derecho de propiedad como estímulos para el sector privado hacia la conservación de los ecosistemas de Carbono Azul.

En la mesa de la Norma Oficial Mexicana (NOM), se tenía la inquietud de poder definir que este instrumento se basará en las acciones de mitigación y adaptación basada en ecosistemas, que incluyen

tanto manglares, marismas como pastos marinos, a fin de que desde un primer esfuerzo pueda definirse la línea base para la conservación y restauración de estos ecosistemas. También fue importante puntualizar que la NOM podrá definir las regulaciones técnicas, sin embargo las acciones deberán de ir acompañada de una política nacional de Carbono Azul, además de continuar con los esfuerzos de protección de los tres ecosistemas a través de los Programas de Ordenamiento Ecológico Local, los Programas de Manejo de las Áreas Naturales Protegidas, y demás instrumentos.

En la mesa de asignación y distribución de beneficios se tuvo como consenso que para ser beneficiario de un proyecto de conservación o restauración de ecosistemas de Carbono Azul era necesario que fueras propietario o usufructuario de un territorio con este tipo de ecosistemas, por lo que es necesario contar con la certeza jurídica de la delimitación y tenencia de los bienes que constituyen ecosistemas de Carbono Azul, a fin de poder tener una base de los derechos de carbono que serán asignados a cada propietario. Asimismo es importante definir el objeto del beneficio, ya que podremos encontrar tanto beneficios económicos, sociales y ambientales, como también servicios que brindan beneficios culturales, de soporte o regulación que podrán ser valorados y contabilizados dentro de los co-beneficios.

9.2 Propuestas de las mesas de trabajo

9.2.1 Factibilidad financiera

9.2.1.1 Oportunidades

- * Diversificar las fuentes de financiamiento a largo plazo del fondo público-privado a través de fondos patrimoniales, revolventes o de un fideicomiso.
- * Segmentar las actividades de los proyectos de Carbono Azul en fases de financiamiento subsecuentes, cada una de las cuáles con financiamiento distinto y con objetivos específicos. Esta segmentación apoyaría la iniciativa de la diversificación de la cartera de inversión.

9.2.1.2 Barreras

- Dificultad para valorar los servicios ecosistémicos de adaptación al cambio climático provistos por los ecosistemas de Carbono Azul Costero, lo cual dificulta su internalización dentro de las actividades económicas de cada zona. Es necesario avanzar en los estudios de valoración económica de estos servicios, así como en la comunicación de los mismos hacia los sectores clave.
- Reducción de los costos de transacción en los procesos de distribución de beneficios.
- Presupuestar costos de transacción y de operación propios del fondo.

9.2.1.3 Sigüientes pasos

- Estudios de valoración de beneficios y costos asociados a los servicios no solo de mitigación, pero también de adaptación, e incluirlos en el balance financiero.
- Cambio de paradigma: dejar de considerar los proyectos de conservación como susceptibles exclusivamente de financiamiento filantrópico, y comenzar a verlos como inversiones de sociales que necesitan ser profesionalizadas.

9.2.2 Norma Oficial Mexicana

9.2.2.1 Oportunidades

- Desarrollar criterios técnicos para la certificación de proyectos de Carbono Azul, que incluyan lineamientos para las acciones de restauración y conservación, como para los métodos de monitoreo de estos ecosistemas.
- Incluir criterios para la protección de pastos marinos y marismas, que contrapesen las principales amenazas.
- Definir dentro de las especificaciones de la NOM metodologías para la estimación de la tasa de captura y emisión por degradación de los ecosistemas, como línea base para un entendimiento común y la comparación entre diversas regiones.
- Ofrecer una propuesta de anteproyecto puntual a la SEMARNAT para el diseño de la NOM.
- Incluir dentro de los mensajes de comunicación la vinculación de la conservación y restauración de estos ecosistemas al cumplimiento de compromisos internacionales como el Acuerdo Sendai (Vulnerabilidad y riesgo) y los Objetivos de Desarrollo Sostenible).

9.2.2.2 Barreras

- Definición de metodologías nacionales en concordancia con las internacionales para definir el potencial de carbono.
- Considerar los retos que podría representar el desarrollo de la Manifestación de Impacto Regulatorio, así como la postura por parte de la Secretaría de Hacienda.
- Falta de posicionamiento del tema en todas las secretarías involucradas y los gobiernos estatales costeros, así como en la sociedad en general.
- Vacíos legales en torno al otorgamiento de concesiones en la porción marina donde se distribuyen los pastos marinos.

9.2.2.3 Sigüientes pasos

- Trabajo multisectorial de una definición común sobre Carbono Azul que pueda ser integrada dentro de la NOM.
- Involucramiento con otras instituciones y secretarías para homogenizar criterios de protección de los ecosistemas de Carbono Azul.

9.2.3 Asignación y distribución de beneficios

9.2.3.1 Oportunidades

- Considerar el bien común como base para el desarrollo de proyectos voluntarios de Carbono Azul.
- Rescatar, conservar y considerar los modos de vida tradicionales y que sean sustentables de las comunidades.
- Considerar la reducción de la vulnerabilidad en consonancia con mayor capacidad de adaptación y respuesta por parte de los beneficiarios tanto directos como indirectos.

9.2.3.2 Barreras

- Identificación y valoración económica de todos los co-beneficios asociados a la conservación y restauración de ecosistemas de Carbono Azul.

- Crear los esquemas de transparencia y rendición de cuentas para los fondos de financiamiento de proyectos de Carbono Azul.
- Garantizar la continuidad de los proyectos por parte de las comunidades mediante la construcción de capacidades para la ejecución de proyectos de Carbono Azul.

9.2.3.3 *Siguientes pasos*

- Registro o inventario nacional de tipos de propiedad que ubicadas dentro de ecosistemas de Carbono Azul.

9.3 Recomendaciones finales

- Foro permanente de discusión virtual, que permita acercar a los actores políticos necesarios para iniciar la gestión y socialización institucional.
- Identificación de sitios prioritarios para la conservación de patos marinos.
- Diseñar una Estrategia Nacional para Carbono Azul, siguiendo las lecciones aprendidas de la ENAREDD+, encaminado al diseño e implementación de una NAMA de Carbono Azul.
- Diseño de instrumentos fiscales.
- Revisión y regulación de actividades que promuevan la conservación de ecosistemas de Carbono Azul en la cuenca alta.
- Inventario de proyectos y lecciones aprendidas en México sobre proyectos de Carbono Azul. Basados en la vulnerabilidad actual, y su grado de participación comunitaria.
- Identificar los grados de vulnerabilidad al cambio climático para priorizar áreas con potencial
- Dado que la organización social de las comunidades implementadoras de los proyectos es una condición previa en los proyectos de venta de carbono, se han de generar sinergias con la Secretaría de Desarrollo Social y sus proyectos con el fin común de reforzar la resiliencia de estas comunidades de cara al cambio climático, no tanto para resolver problemas estructurales como la corrupción o la desigualdad.

10 GLOSARIO

Actor clave	Un individuo, grupo u organismo que tiene una participación o un interés legítimo en el proyecto y que participa o es probable que sea afectado o influenciado por el proyecto.
Adicionalidad	Requisito según el cual, en virtud del Protocolo de Kyoto y de un mercado, los créditos de carbono solo se otorgarán a las actividades del proyecto en las que las reducciones sean "adicionales a las que de otro modo se producirían", es decir, en comparación con el "escenario base".
Agricultura, Silvicultura y Otros Usos del Suelo (AFOLU <i>por sus siglas en inglés</i>)	Ámbito sectorial que abarca las emisiones de GEI y la reducción y/o remoción de emisiones a partir de proyectos o actividades de programa en los sectores agricultura, silvicultura y otros usos del suelo/cambio de uso del suelo, para los cuales el Programa VCS establece reglamentos y requerimientos de acuerdo a categorías específicas de proyecto.
Beneficios de carbono	La cantidad de emisiones evitadas o el carbono secuestrado por encima del escenario BAU, después de que se hagan deducciones apropiadas para fugas e impermanencia. Normalmente se mide en toneladas de equivalentes de dióxido de carbono (tCO ₂ e).
Bono de carbono	Unidad de intercambio principal en los distintos mercados de carbono y que equivale a una tonelada métrica de CO ₂ equivalente (CO ₂ e) reducida o secuestrada mediante un proyecto de reducción de emisiones o captura de carbono y que ha sido certificada de acuerdo al estándar correspondiente.
Carbono retenido	Carbono orgánico que permanece almacenado por la biomasa o el sedimento de manglares, marismas y pastos marinos durante milenios. El carbono retenido se reporta en unidades de masa por área; generalmente tC ha ⁻¹ .
Captura de carbono	Proceso a través del cual ingresa carbono orgánico al ecosistema. El carbono en ecosistemas de Carbono Azul Costero puede ingresar por dos vías. Por vía autóctona, lo que significa que el carbono ingresa a través de la producción primaria vía fotosíntesis; o por vía alóctona, cuando el carbono orgánico proveniente de otros ecosistemas es fijado en el sedimento del ecosistema de Carbono Azul Costero a través de procesos orgánicos. La captura de carbono se reporta en unidades de masa por área por tiempo; generalmente tC ha ⁻¹ año ⁻¹ .
Certificación	Una fase en el proceso de certificación de un proyecto MDL o JI (Voluntario) cuando los permisos se emiten sobre la base de reducciones de emisiones calculadas, verificadas por un tercero acreditado.
Co-beneficios	Los beneficios derivados de los esquemas REDD además de reducir las emisiones de GEI, como aliviar la pobreza, proteger el medio ambiente, mejorar la biodiversidad, mejorar la gobernanza de los bosques y proteger los derechos humanos.

Costo de oportunidad	Es el valor de la elección de la alternativa más lucrativa en una decisión.
Contabilidad ex-ante	Método de contabilización de las reducciones de emisiones en las que el dinero se entrega por adelantado para garantizar que una determinada actividad se llevará a cabo y se producirán reducciones de emisiones en el futuro.
Convención Marco de las Naciones Unidas para el Cambio Climático (CMNUCC)	Acuerdo internacional establecido en 1992 en la Cumbre de la Tierra de Río de Janeiro. Es el marco general que guía las negociaciones internacionales sobre el clima. Su objetivo principal es "la estabilización de las concentraciones de gases de efecto invernadero en la atmósfera a un nivel que evite una interferencia antropogénica peligrosa con el sistema climático".
Créditos ex-ante	La emisión de créditos en previsión de futuras reducciones de emisiones (no elegibles en virtud de Kyoto).
Cumplimiento	El logro por una Parte cuando cumple con sus compromisos cuantificados de limitación y reducción de emisiones bajo el Protocolo de Kyoto.
Deforestación	Es la conversión antrópica directa de tierras forestales a no forestales
Deforestación evitada	Esto ocurre cuando tierra que habría sido demostrablemente deforestada no lo es debido a un cambio en la política, financiamiento, acciones, metas, etc.
Deforestación planeada evitada (APD por sus siglas en inglés)	La reducción de las emisiones de GEI mediante la detención de la deforestación en tierras forestales legalmente autorizadas y documentadas para ser convertidas en tierras no forestales. Esta práctica de REDD puede ocurrir en bosques degradados a maduros. Los proponentes del proyecto APD deben proporcionar al verificador pruebas que demuestren que se planeó convertir el área del proyecto.
Deforestación y degradación no planeada evitada (AUFDD <i>por sus siglas en inglés</i>)	La reducción de las emisiones de gases de efecto invernadero al detener la deforestación / degradación de bosques degradados a maduros en la frontera forestal, que se ha expandido históricamente o se expandirá en el futuro como resultado del mejoramiento del acceso forestal, a menudo mediante la construcción de carreteras.
Deforestación y degradación no planeada evitada en mosaico (AUMDD <i>por sus siglas en inglés</i>)	La reducción de las emisiones de gases de efecto invernadero al detener la deforestación / degradación de bosques maduros degradados que ocurren en un patrón de mosaico. Esta deforestación / degradación típicamente ocurre cuando la presión de la población y las prácticas locales de uso de la tierra producen un mosaico de tierras despejadas, bosques degradados, bosques secundarios de varias edades y bosques maduros donde los bosques son accesibles y donde los agentes de deforestación / degradación típicamente están presentes dentro de la región que contiene el área a ser protegida.

Degradación	Reducción persistente del dosel arbóreo y/o las existencias de carbono en un bosque debido a actividades humanas tales como el pastoreo o la extracción de leña y madera que no llevan a la conversión de un bosque a tierras no forestales (deforestación), perteneciendo así a la categoría Bosque que Permanece Bosque según el IPCC 2003 Orientación sobre las buenas prácticas para uso de la tierra, cambio de uso de la tierra y silvicultura.
Degradación (degradación forestal)	El término utilizado para describir la condición de un bosque que ha sido reducido por debajo de su capacidad natural, pero no por debajo del umbral del 10% de la cubierta de la corona.
Degradación ecosistémica	Proceso gradual o persistente de pérdida de capacidad de un ecosistema para proporcionar servicios ecosistémicos.
Derechos de carbono	Los derechos de carbono se refieren a las reclamaciones sobre los flujos de beneficios de los almacenes de carbono, por ejemplo, el beneficio de una parcela específica de bosque. Cuando existe un mercado para las reducciones de emisiones de GEI, los derechos de carbono pueden tener un valor financiero. Los derechos de carbono también pueden definir las responsabilidades de gestión asociadas con un área específica de bosque. Las cuestiones relacionadas con los derechos de carbono incluyen cómo se definen los derechos, cómo funcionan en lugares donde la propiedad de la tierra no está clara y si las instituciones legales son lo suficientemente fuertes como para proteger los derechos.
Documento de Diseño de Proyectos (PDD <i>por sus siglas en inglés</i>)	El/los documento/s que describe/n el diseño de un proyecto y las formas en que cumple con cada uno de los requisitos de los estándares CCB.
Eficiencia	Se define como lograr el objetivo con un costo, esfuerzo y tiempo mínimos.
Emisiones reducidas por deforestación y degradación (REDD <i>por sus siglas en inglés</i>)	Actividades que reducen las emisiones de GEI al desacelerar o detener la conversión de bosques a suelos no-forestales y/o que reducen la degradación de bosques o tierras forestales en las que se ha perdido biomasa forestal.
Equivalente de Dióxido de Carbono (CO ₂ e)	No todos los gases de efecto invernadero calientan la atmósfera igualmente, algunos gases (como el metano) tienen un mayor potencial de calentamiento global, o efecto de calentamiento, que el dióxido de carbono. Para tener en cuenta esto, se utiliza el término CO ₂ e y significa que los gases de efecto invernadero distintos del dióxido de carbono pueden convertirse o normalizarse a la cantidad equivalente de CO ₂ en base a su contribución relativa al calentamiento global. Esto proporciona un medio único y uniforme de medir las reducciones de emisiones para múltiples gases de efecto invernadero.
Escenario base	Al tratar de medir si los gases de efecto invernadero han aumentado o disminuido es necesario contar con una cantidad conocida anteriormente emitida (a menudo conectada a una fecha o año base), con la que hacer una comparación a lo largo del tiempo. A menudo se denomina "escenario de referencia" o "línea de base", es decir, las emisiones esperadas si no se aplican las actividades de reducción de emisiones. En el caso de REDD, las principales opciones son las líneas de base históricas

(emisiones medias durante un período pasado), líneas de base modeladas (especialmente explícitas, por ejemplo, modelos de uso del suelo o modelos de procesos no espacialmente explícitos, por ejemplo, modelos econométricos).

Escenario normal (BAU <i>por sus siglas en inglés</i>)	El perfil de uso de la tierra y emisiones de una zona de proyecto de carbono forestal antes de la intervención sirve como punto de referencia para medir el impacto de las acciones de REDD. También se conoce como "línea de base".
Forestación (aforestación)	Conversión antrópica directa de predios que no han presentado cobertura forestal por un período mínimo de 50 años a predios con uso forestal mediante el cultivo, siembra y/o la utilización de semilleros naturales.
Fugas	La pérdida inesperada de beneficios anticipados de carbono debido al desplazamiento de actividades en el área del proyecto hacia áreas fuera del proyecto, lo que resulta en emisiones de carbono. La fuga puede anular algunos o todos los beneficios de carbono generados por un proyecto. Aunque no se reconoce a menudo, las fugas también pueden ser positivas si se adoptan las mejores prácticas fuera del área del proyecto y se aprovechan ampliamente el desplazamiento de la tala debido a las actividades de conservación del bosque.
Instancia de Actividad de Proyecto (Instancia)	Un conjunto en particular de tecnologías y/o medidas aplicadas que constituyen una unidad mínima de actividad necesaria para cumplir con el criterio y procedimientos aplicables a una actividad de proyecto bajo una metodología aplicada al proyecto.
Manglar perturbado	Incluye humedales conformados por parches de árboles y/o arbustos de manglar muerto o en regeneración. Esta categoría se refiere a la cubierta forestal perturbada por huracanes, tormentas, ciclones y por la construcción de infraestructura hidráulica, carreteras y caminos.
Mecanismo de Desarrollo Limpio (MDL)	Una instalación creada en virtud del Protocolo de Kyoto que permite a los países del Anexo I financiar proyectos de reducción de emisiones en los países en desarrollo que son parte en el Protocolo de Kioto y utilizar las "reducciones certificadas de emisiones" para compensar sus propias emisiones.
Mercado de carbono	Las transacciones para la venta de permisos, reducciones o compensaciones forman parte del mercado del carbono. De hecho, el dióxido de carbono es solo uno de los varios gases de efecto invernadero que pueden ser 'comercializados'. Todavía no existe un mercado único y unificado para las compras de reducción de emisiones. En cambio, hay varios mercados en funcionamiento en todo el mundo que pueden clasificarse como mercados «reguladores» o «voluntarios» y que interactúan entre sí de diferentes maneras.
Mercado de cumplimiento (regulado)	El mercado de créditos de carbono utilizados para alcanzar objetivos de emisiones bajo un régimen regulatorio.

Mercados voluntarios	El término utilizado para describir los mercados de carbono fuera del marco regulatorio y que por tanto no implica acuerdos internacionales. Estos mercados están impulsados por compromisos voluntarios de organizaciones y particulares.
Pago por servicios ecosistémicos (ambientales) (PSA)	El pago voluntario por parte de un comprador (mínimo) a un proveedor (mínimo) para "comprar" un servicio medioambiental (o un uso de la tierra probable para asegurar ese servicio), si y solo si el proveedor asegura el servicio ambiental.
Panel Intergubernamental para el Cambio Climático (IPCC <i>por sus siglas en inglés</i>)	Establecido en 1988 como un organismo especial por el Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente y la Organización Meteorológica Mundial para proporcionar evaluaciones a los responsables políticos de los resultados de la investigación en curso del cambio climático. El IPCC es responsable de proporcionar las bases científicas y técnicas de la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático (CMNUCC), principalmente mediante la publicación de informes periódicos de evaluación.
Permanencia	Prerequisito clave para la credibilidad de cualquier actividad de captura de carbono, en particular la siembra de árboles, que tiene salvaguardas para cubrir la posibilidad de que el carbono retirado de la atmósfera pueda ser liberado en el futuro, por ejemplo, debido a incendios, enfermedades o tala. En la práctica, la verificación permanente de los árboles plantados debe tener lugar cuando se han generado créditos de compensación de carbono para esas reducciones de carbono.
Proponente de proyecto	Las entidades o individuos que organizan, proponen o abogan por un proyecto de compensación de carbono en particular. Los proponentes del proyecto podrían ser el (los) diseñador (es) del proyecto, desarrollador (es) y / o inversionista (s), u otras partes que trabajen en nombre del proyecto.
Propiedad	El poder que una persona física o moral ejerce de manera directa e inmediata sobre bienes, muebles e inmuebles y derechos para aprovecharlos en el ámbito jurídico, siendo oponible a terceros
Propietario	Individuo o una persona jurídica colectiva (ejidal y/o comunal) que tenga propiedad o posesión legal del predio donde se pretenda realizar las actividades de un proyecto de Carbono Azul.
Protocolo de Kyoto	Acuerdo subsidiario de la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático que fue firmado en la COP-3 de la UNFCCC en Kyoto, Japón, en diciembre de 1997. Especifica las obligaciones de emisión para los países del Anexo B y define los tres mecanismos llamados Mecanismos de Kyoto o Mecanismos flexibles (JI, MDL y el comercio de emisiones). Entró en vigor en 2005.
Proyecto de conservación (de Carbono Azul)	Proyectos que buscan evitar la degradación de los ecosistemas de Carbono Azul causados por cambios en el drenaje, el confinamiento o la interrupción del suministro de sedimentos.
Proyecto de Gran Escala	Proyecto que genera al menos 300.000 toneladas CO ² e de reducciones o remociones de emisiones de GEI por año

Proyecto de restauración (de Carbono Azul)	Cualquier proyecto que crea, restaura o maneja las condiciones hidrológicas, alteran la disponibilidad de sedimentos o cambian las características de salinidad, mejoran la calidad de agua o introducen comunidades de plantas nativas.
Proyecto grupal / agrupado	Proyecto que permite la adición de nuevas instancias tras la validación de una instancia base inicial que sirve para establecer/definir un criterio de elegibilidad (condiciones específicas) para agregar esas instancias futuras. De esta manera, un proyecto puede ampliarse o agruparse en el tiempo sin necesitar una nueva validación de la descripción de proyecto (PDD)
Reforestación	Conversión antrópica directa de tierras no-forestales a tierras forestales mediante la plantación, siembra y/o promoción inducida de semilleros naturales en áreas que alguna vez albergaron bosques, pero terminaron convertidas en tierras no forestales.
Salvaguardas	Medida adoptada para proteger a alguien o algo o para evitar algo indeseable (es decir, no hacer daño). Tienen un amplio mandato y pueden aplicarse a un proyecto, conjunto de proyectos o más ampliamente a los programas, así como actuar como políticas.
Salvaguardas de Cancún	<p>Quando se emprendan actividades [de REDD+], se deben promover y apoyar las siguientes salvaguardas:</p> <p>(a) Que las acciones complementen o sean compatibles con los objetivos de los programas forestales nacionales y los convenios y acuerdos internacionales pertinentes;</p> <p>(b) Estructuras nacionales transparentes y eficaces de gobernanza forestal, teniendo en cuenta la legislación y la soberanía nacionales;</p> <p>(c) El respeto por el conocimiento y los derechos de los pueblos indígenas y los miembros de las comunidades locales, teniendo en cuenta las obligaciones internacionales pertinentes y las circunstancias y leyes nacionales, y tomando nota de que la Asamblea General de las Naciones Unidas ha adoptado la Declaración de las Naciones Unidas sobre los Derechos de los Pueblos Indígenas;</p> <p>(d) La participación plena y efectiva de los interesados, en particular los pueblos indígenas y las comunidades locales, en las acciones [...] REDD +;</p> <p>(e) Que las acciones son consistentes con la conservación de los bosques naturales y la diversidad biológica, asegurando que las acciones [REDD +] no se utilizan para la conversión de los bosques naturales, sino que se utilizan para incentivar la protección y conservación de los bosques naturales y sus servicios de los ecosistemas, y mejorar otros beneficios sociales y ambientales;</p> <p>(f) Acciones para hacer frente a los riesgos de reversiones;</p> <p>(g) Acciones para reducir el desplazamiento de emisiones.</p>

Servicios ecosistémicos (ambientales)	Beneficios que las personas obtienen del medio ambiente. Los servicios ecosistémicos son la transformación de los bienes naturales, incluidos el suelo, las plantas, los animales, el aire y el agua, en cosas que valoramos. Pueden ser vistos como provisiones, tales como alimentos y agua; regulatorios, como el control de inundaciones y enfermedades; culturales, tales como beneficios espirituales, recreativos y culturales; o de apoyo, al ciclo de nutrientes por ejemplo pues mantienen las condiciones para la vida en la tierra.
Tasa de deforestación	Tasa de variación anual de la cubierta forestal.
Usufructuario	Dicho de una persona que posee y disfruta una cosa; que posee derecho real de usufructo sobre alguna cosa en que otro tiene nuda propiedad.

11 BIBLIOGRAFÍA

- Adame, M. & Kauffman, J., 2012. Determinación de la estructura y almacenes de carbono en manglares de la Reserva de la Biosfera de Sian Ka'an,
- Adame, M.F. et al., 2015. Carbon stocks and soil sequestration rates of tropical riverine wetlands. *Biogeosciences*, 12(12), pp.3805–3818.
- Adeel, Z. & Pomeroy, R.S., 2002. Assessment and management of mangrove ecosystems in developing countries. *Trees*, 16(2), pp.235–238.
- AGEDI, 2013. Blue Carbon in Abu Dhabi – Protecting our Coastal Heritage: The Abu Dhabi- Blue Carbon Demonstration Project, Finance Feasibility Assessment Report,
- Aguilar, J., 2015. Caracterización de actividades económicas productivas en las regiones Istmo-Costa y Soconusco, Chiapas, y Mar Muerto, Oaxaca. , p.63.
- Alongi, D.M., 2014. Carbon cycling and storage in mangrove forests. *Annual Review of Marine Sciences*, 6, pp.195–219.
- Alongi, D.M., 2008. Mangrove forests: Resilience, protection from tsunamis, and responses to global climate change. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 76(1), pp.1–13.
- Amico, A.L. & Trench, T., 2016. Bosques y suelos en el contexto de REDD+: entre gobierno y gobernanza en México. *Terra Latinoamericana*, 34, pp.113–124.
- Angelsen, A., 2009. Realising REDD+: National Strategy and Policy Options A. Angelsen, ed., Bogor: CIFOR.
- Baldocchi, D., 2014. Measuring fluxes of trace gases and energy between ecosystems and the atmosphere - the state and future of the eddy covariance method. *Global Change Biology*, 20(12), pp.3600–3609.
- Barbier, E.B., 2006. Natural barriers to natural disasters: replanting mangroves after the tsunami. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 4, pp.124–131.
- Barnes, M., 2014. Developing a framework for blue carbon payments. Nicholas School of the Environment of Duke University.
- Bejarano, C., Covalada, S. & Vaca, R., 2015. Potencial REDD+ del Corredor de Manglares Chiapas-Oaxaca. , p.53.
- Bejarano, M., Carillo, O. & Herrera-Silveira, J., 2014. Estimación de almacenes de carbono en manglares: una adaptación para la costa de Chiapas. , p.63.
- Bezaury-Creel, J. et al., 2012. Bases de Datos Geográficas de las Áreas Naturales Protegidas Estatales, del Distrito Federal, Municipales y Áreas de Valor Ambiental en México - Versión 3.0. In *Áreas Naturales Protegidas y Otros Espacios Destinados a la Conservación, Restauración y Uso Sustentable de la Biodiversidad en México*. The Nature Conservancy-México.
- Blancas, N., 2016. Síntesis de la experiencia de restauración en áreas del Corredor de Manglares Chiapas-Oaxaca. , p.34.
- Bosire, J.O. et al., 2008. Functionality of restored mangroves: A review. *Aquatic Botany*, 89(2), pp.251–259.
- Butt, M., 2016. An additionality approach to global blue carbon conservation. George Mason University.
- Calderon, D. & Valencia, C., 2016. Diagnóstico socio-económico del Corredor de Manglares y Cambio Climático. , p.56.
- CARDIQUE et al., 2016. Plan de acción del subsistema de áreas marinas protegidas (SAMP) 2016-2023,

- Cardona, J.B., 2014. Avances en la inclusión de los manglares y otros ecosistemas costeros en las estrategias de mitigación al cambio climático. *Cambium*, 10(1), pp.2–9.
- Carrillo, F.J., 2015. Distribución equitativa de beneficios REDD+ en México. Universidad de Alicante.
- Casillas, G., 2007. El programa nacional de microcuencas: una estrategia de desarrollo integral. In H. Cotler, ed. *El manejo integral de cuencas en México*. Ciudad de México, México: SEMARNAT.
- CCA, 2017. Análisis de las oportunidades para la integración del concepto de carbono azul en la política pública mexicana, Montreal, Canadá.
- CCA, 2014. Greenhouse gas offset methodology criteria for tidal wetland conservation, Montreal, Canadá.
- CCBA, 2008. Estándares para el Diseño de Proyectos de Clima, Comunidad y Biodiversidad. , p.55.
- CIFOR, 2014. Distribución de beneficios REDD+. , p.4.
- CONABIO, 2013a. Distribución de los manglares de México 2005. Catálogo de metadatos geográficos.
- CONABIO, 2013b. Distribución de los manglares de México en 1970-1981. Catálogo de metadatos geográficos.
- CONABIO, 2013c. Distribución de los manglares en México 2010. Catálogo de metadatos geográficos.
- CONABIO, 2016. Distribución de los manglares en México en 2015. Catálogo de metadatos geográficos., México Distrito Federal: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.
- CONABIO, 2009. Sitios de manglar con relevancia biológica y con necesidades de rehabilitación ecológica. Catálogo de metadatos geográficos, México, Distrito Federal: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.
- CONAFOR, 2015a. Estrategia Nacional para REDD+ (ENAREDD+), Zapopan.
- CONAFOR, 2015b. Propuesta del nivel de referencia de las emisiones forestales para México. , p.sn.
- CONAFOR, 2013. Protocolo de estimación de modelos alométricos.
- Cooley, J., 2015. Carbon storage and credits: landowners/developer and aggregators. Available at: <http://valuwetlands.tamu.edu/2015/04/10/carbon-storage-and-credits-landownerdeveloper-and-aggregators/>.
- Danemann, G. et al., 2010. Valor económico de las pesquerías generadas por el ecosistema de manglar en Marismas Nacionales, México. , p.4.
- DOF, 2003. NOM-022-2003. Que establece las especificaciones para la preservación, conservación, aprovechamiento sustentable y restauración de los humedales costeros en zonas de manglar, Diario Oficial de la Federación.
- DOF, 2005. NOM-146-SEMARNAT-2005, Que establece la metodología para la elaboración de planos que permitan la ubicación cartográfica de la zona federal marítimo terrestre y terrenos ganados al mar que se soliciten en concesión, Diario Oficial de la Federación.
- DOF, 2010. NOM-059-SEMARNAT-2010, Protección ambiental-Especies nativas de México de flora y fauna silvestres-Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio-Lista de especies en riesgo, Diario Oficial de la Federación.
- DOF, 2015. Norma Mexicana NMX-AA-173-SCFI-2015. Para el registro de proyectos forestales de carbono y la certificación del incremento en el acervo de carbono, Diario Oficial de la Federación.

- Donato, D. et al., 2012. Whole-island carbon stocks in the tropical Pacific: Implications for mangrove conservation and upland restoration. *Journal of Environmental Management*, 97, pp.89–96.
- Emmer, I. et al., 2017. Blue carbon in practice: Bringing coastal wetlands into the US National Inventory of GHG emissions, Available at: <https://estuaries.org/bluecarbon-webinars>.
- Espinoza, T.A., 2011. An integrative planning approach for ecosystems-based fisheries management: two Mexican case studies. , p.219.
- Estrada, M., 2011. Standards and methods available for estimating project-level REDD+ carbon benefits, Bogor: CIFOR.
- Flores-Verdugo, F. et al., 1990. Mangrove ecology, aquatic primary productivity, and fish community dynamics in the Teacapán-Agua Brava Lagoon-Estuarine System (Mexican Pacific). *Estuaries*, 13(2), pp.219–230.
- FMCN, 2010. Fondo para Áreas Naturales Protegidas: Manual de Operaciones. , p.230.
- Fox, J.C. et al., 2010. Protocols for field sampling of forest carbon pools for Monitoring, Reporting and Verification Of REDD. Geoscience and Remote Sensing Symposium (IGARSS), 2010 IEEE International.
- García, E. & Duarte, C., 2001. Sediment retention by a Mediterranean *Posidonia oceanica* meadow: the balance between deposition and resuspension. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 52(4), pp.505–514.
- González-Becerril, A. & Salgado, M., 2015. Análisis de producción pesquera, cadena productiva de valor y estudio de mercado de las organizaciones pesqueras en zonas lagunares y estuarinas de la Costa de Chiapas. , p.290.
- Grimsditch, G., 2011. Options for blue carbon within the international climate change framework. *Sustainable Development Law & Policy*, 6(2), pp.22–24.
- Guerrero, P., García, S. & Hernández, A., 2016. Metodología para guiar el proceso de construcción participativa de los arreglos de distribución de beneficios a nivel local en el contexto de la Iniciativa de Reducción de Emisiones (IRE) de México,
- Gutiérrez-Granados, G. et al., 2014. Evaluación espacio-temporal de los ecosistema forestales de la costa Pacífico Sur de México: Tasas de cambio, degradación y conectividad. , p.42.
- Herr, D; Trines, E; Howard, J.S.M.P.E., 2014. Keep it fresh or salty. An introductory guide to financing wetland carbon programs and projects. , p.46.
- Herrera-Silveira, J. et al., 2017. Síntesis basada en el análisis y diagnóstico documental sobre Carbono Azul en México,.
- Howard, J. et al., 2014. Coastal blue carbon: methods for assessing carbon stocks and emissions factors in mangroves, tidal salt marshes, and seagrasses M. Howard, Jennifer; Hoyt, Sarah; Isensee, Kirsten; Pidgeon, Emily; Telszewski, ed., Arlington, Virginia, USA: Conservation International, Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO, International Union for Conservation of Nature.
- IPCC, 2013. Wetland supplement,
- Kauffman, J. & Donato, D., 2012. Protocols for the measurment, monitoring and reporting of structure, biomass and carbon stocks in mangrove forests, Bogor: CIFOR.
- Kauffman, J.B. et al., 2014. Carbon stocks of intact mangroves and carbon emissions arising from their conversion in the Dominican Republic. *Ecological Applications*, 24(3), pp.518–527.
- Kristensen, E. et al., 2011. Microbial carbon oxidation rates and pathways in sediments of two Tanzanian mangrove forests. *Biogeochemistry*, 103, pp.143–158.

- Laffoley, D.d'A.; Grimsditch, G., 2009. The management of natural coastal carbon sinks. , p.53.
- Lawlor, K. et al., 2013. Community participation and benefits in REDD+: a review of initial outcomes and lessons. *Forest*, 4, pp.296–318.
- Locatelli, T. et al., 2014. Turning the Tide: How Blue Carbon and Payments for Ecosystem Services (PES) Might Help Save Mangrove Forests.
- Lovelock, C. et al., 2017. Assessing the risk of carbon dioxide emissions from blue carbon ecosystems. *Frontiers in Ecology and the Environment*, pp.1–9.
- Lugo, A; Snedaker, S., 1974. The ecology of mangroves. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 5, pp.39–64.
- Macreadie, P. et al., 2017. Can we manage coastal ecosystem to sequester more blue carbon? *Frontiers in Ecology and the Environment*, 15(4), pp.206–213.
- Martin, A. et al., 2016. Blue Carbon - Nationally Determined Contributions Inventory,
- Matsui, N. et al., 2010. Mangrove rehabilitation dynamics and soil organic carbon changes as a result of full hydraulic restoration and re-grading of a previously intensively managed shrimp pond. *Wetlands Ecology and Management*, 18, pp.233–242.
- McFarland, B., 2011. Carbon Reduction Projects and the Concept of Additionality. *Sustainable Development Law & Policy*, 6(2), pp.15–18.
- McNeely, J.A., 1988. Economics and Biological Diversity: Developing and Using Economic Incentives to Conserve Biological Resources. , p.232.
- Monterroso, R.A. et al., 2012. Mapa virtual interactivo sobre vulnerabilidad y medidas de adaptación a los efectos del cambio climático en las 32 entidades federativas de la república mexicana C. C. Gay & C. Conde, eds., Ciudad de México, México.
- Moreno-Báez, M., 2017. Análisis espacial del potencial de los ecosistemas de carbono azul en México. , p.55.
- Murray, B. et al., 2011. Green payments for blue carbon, Economic incentives for protecting, Threatened coastal habitats, North Carolina: Nicholas Instituto for environmental policy solutions, Duke University.
- Murray, B. & Vegh, T., 2012. Incorporating Blue Carbon as a Mitigation Action under the United Nations Framework Convention on Climate Change: Technical Issues to Address. , p.22.
- Narasimhan, P. et al., 2014. Guidance for the use of the CCB Standards. Washington, DC: Climate, Community and Biodiversity Alliance and the Rainforest Alliance. , p.126.
- Nellemann, C. et al., 2009. Blue Carbon, the role of healthy oceans in bidding carbon. , p.80.
- ONU-REDD, 2015a. Bosques, secuestro de carbono y cambio climático. , p.28.
- ONU-REDD, 2015b. Entender REDD+ y la CMNUCC. , p.24.
- PA-SEDATU, 2014. Ley Agraria y Glosario de Términos Jurídico-Agrarios, Ciudad de México, México.
- Pendleton, L. et al., 2012. Estimating global “Blue carbon” emissions from conversion and degradation of vegetated coastal ecosystems. *PlosOne*, 7, p.e43542.
- Peters-Stanley, M. & Yin, D., 2013. Maneuvering the mosaic. State of the voluntary carbon markets 2013. , p.126.
- Ranero, A., 2015. Programa de inversión de la región Istmo-Costa en el estado de Chiapas. , p.83.

- Rodriguez, E. & Montero, J., 2015. Bases legales y de políticas públicas para el reconocimiento de derechos de carbono en los manglares de México. , p.67.
- Rodríguez-Zúñiga, M.T. et al., 2013. Manglares de México/Extensión, distribución y Monitoreo, México, Distrito Federal: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.
- SecreratiaEconomia, 2015. Norma mexicana NMX-AA-173-SCFI-2015 para el registro de proyectos forestales de carbono y la certificación del incremento en el acervo de carbono. , p.92.
- Skutch, M. & Trines, E., 2010. Understanding permanence in REDD. , p.11.
- SNA, 2015. Proyecto de sostenibilidad financiera (PSF) para el Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SNAP). , p.www.http://areasprotegidas.ambiente.gob.ec/es/sear.
- Sommers, G., 2007. El cooperativismo y las cooperativas pesqueras del Soconusco. Antecedentes, desarrollo y praxis. In L. Moguel, ed. Reflexiones sobre experiencias de investigación en algunas organizaciones en Chiapas. Tuxtla Gutiérrez, pp. 63–85.
- Spalding, M., 2016. The new blue economy: the future of sustainability. *Journal of Ocean and Coastal Economics*, 2(2), p.8.
- Spergel, B. & Taleb, P., 2008. Revisión rápida de los fondos ambientales. Alianza para el financiamiento de la conservación, CFA.
- Standard, T.G., 2013. Afforestation/Reforestation (A/R) Requirements,
- Tapia-García, M., 2011. Subsistemas hidrológicos de la laguna Mar Muerto, Oaxaca-Chiapas, México. *Lacandonia*, 5(1), pp.97–112.
- Thom, B.G., 1982. Mangrove ecology: a geomorphological perspective. In B. F. Clough, ed. *Mangrove ecosystems in Australia: structure, funcion and management*. Australia: Instituto de Ciencias Marinas y Universidad Nacional de Australia, pp. 3–17.
- Thomas, S., 2014. Blue carbon: knowledge gaps, critical issues, and novel approaches. *Ecological Economics*, 107, pp.22–38. Available at: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2014.07.028>.
- Thompson, C. & Bejarano, M., 2016. Análisis de componentes para una propuesta de un mecanismo de distribución equitativa de beneficios por financiamiento climático en la Iniciativa Manglar en la Costa Pacífico Sur. , p.54.
- Troche-Souza, C. et al., 2016. Manglares de México. Extensión, distribución y monitoreo (1970/1980-2015), C.D. México: CONABIO.
- Twilley, R.R. & Rivera-Monroy, V.H., 2005. Developing performance measures of mangrove wetlands using simulation models of hydrology, nutrient biogeochemistry, and community dynamics. *Journal of Coastal Research*, pp.79–93.
- Ullman, R., Bilbao-Bastida, V. & Grimsditch, G., 2013. Including blue carbon in climate market mechanisms. *Ocean & Coastal Management*, 83, pp.15–18.
- UNEP, 2012. Blue carbon initiative fact sheet,
- UNEP & CIFOR, 2014. Guiding principles for delivering coastal wetland carbon projects. , p.57.
- Vaca, R., Castillo-Santiago, M. & Taylor-Aquino, N., 2015. Análisis de causas y agentes de deforestación y degradación del corredor de manglares Chiapas-Oaxaca. , p.313.
- Valderrama-Landeros, L. et al., 2017. Manglares de México: actualización y exploración de los datos del sistema de monitoreo 1970/1980–2015, Ciudad de México, México.

- VCS, 2010. Approved VCS Methodology VM0006 Methodology for Carbon Accounting in Project Activities that Reduce Emissions from Mosaic Deforestation and Degradation Sectoral Scope 14. Voluntary Carbon Standard, pp.1–182. Available at: <http://v-c-s.org/methodologies/VM0006>.
- VCS, 2015. Coastal Blue Carbon in Practice: A Manual for Using the VCS Methodology for Tidal Wetland and Seagrass Restoration V 1.0.
- VCS, 2013. Requerimientos AFOLU (Agricultura, Silvicultura, y otros Usos de Suelo) V 3.4.
- Weiss, C. et al., 2016. Soil organic carbon stocks in estuarine and marine mangrove ecosystems are driven by nutrient colimitation of P and N. *Ecology and Evolution*, 6(14).
- Wylie, L., Sutton-Grier, A. & Moore, A., 2016. Keys to successful blue carbon projects: lessons learned from global case studies. *Marine Policy*, 65, pp.76–84.
- Yáñez-Arancibia, A. & Lara-Dominguez, A., 1999. Los manglares de América Latina en La Encrucijada. In A. Yáñez-Arancibia & A. Lara-Domínguez, eds. *Ecosistemas de Manglar en América Tropical*. Instituto de Ecología A.C., pp. 9–16.
- Yee, S., 2010. REDD and BLUE Carbon: Carbon payments for mangrove conservation,
- Zaldivar-Jimenez, M. et al., 2010. Conceptual framework for mangrove restoration in the Yucatan Peninsula. *Ecological Restoration*, 28(3), pp.333–342.
- Zuñiga, I. & Deschamps, P., 2014. Elementos para el diseño del mecanismo de distribución de beneficios para REDD+ en México, México, Distrito Federal.