



ISSN 1405-0471

# Madera y Bosques

Vol. 24, Núm. Especial ■ Invierno 2018 ■ Xalapa, Ver.



Programa Mexicano del Carbono

RED TEMÁTICA DEL CONACYT



INECOL  
INSTITUTO DE ECOLOGÍA, A.C.



# Contenido

## Editorial

### [Editorial](#)

Alma S. Velázquez Rodríguez, Oscar Briones, Ben de Jong

## Sección 1

### [Biomasa y productividad en las zonas áridas mexicanas](#)

Oscar Briones, Alberto Búrquez, Angelina Martínez-Yrizar, Numa Pavón, Yareni Perroni

### [Almacenes y flujos de carbono en humedales de agua dulce en México](#)

María Elizabeth Hernández, Patricia Moreno-Casasola Barceló

### [El carbono de la biomasa aérea medido en cronosecuencias: primera estimación en México](#)

Marcos Casiano-Domínguez, Fernando Paz-Pellat, Marlén Rojo-Martínez, Sara Covaleda-Ocon, Deb Raj Aryal

### [Camas de combustibles forestales y carbono en México](#)

J. Germán Flores-Garnica, Julio C. Wong-González, Fernando Paz-Pellat

### [Ecuaciones de biomasa aérea y volumen para \*Pinus halepensis\* Mill., en Coahuila, México](#)

Juan C. Montoya Jiménez, Jorge Méndez González, Librado Sosa Díaz, Cecilia G. Ruíz González, Alejandro Zermeño González, Juan A. Nájera Luna, Mario G. Manzano Camarillo, Alma S. Velázquez Rodríguez

## Sección 2

### [Bioenergía a partir de residuos forestales y de madera](#)

Neydeli Ayala-Mendivil, Georgina Sandoval

## Sección 3

### [Escenarios de mitigación de emisiones para el sector rural del Estado de Chiapas utilizando modelos de estados y transiciones](#)

Sara Covaleda, Fernando Paz-Pellat, Alejandro Ranero

### [Experiencias de gobernanza multinivel en México: innovación para la reducción de emisiones de carbono de los ecosistemas terrestres](#)

Antoine Libert-Amico, Tim Trench, Abelardo Rodríguez, María del Pilar Martínez-Morales

### [Contradicciones socioambientales en los procesos de mitigación, asociados al ciclo del carbono en sistemas agroforestales](#)

Lorena Soto-Pinto, Guillermo Jiménez-Ferrer

### [El financiamiento de los proyectos de carbono forestal: Experiencias existentes y oportunidades en México](#)

Alejandro Ranero, Sara Covaleda

### [Del papel a la acción en la mitigación y adaptación al cambio climático: la roya del cafeto en Chiapas](#)

Antoine Libert-Amico, Fernando Paz-Pellat

## Dinámica del Carbono en la Biomasa de los Ecosistemas Terrestres

La revista *Madera y Bosques* y el Programa Mexicano del Carbono, presentan el primer número sobre la dinámica del carbono en la biomasa de los ecosistemas terrestres de México. El objetivo de esta colaboración es ofrecer a los lectores una serie de trabajos que abordan distintos aspectos de la biomasa -viva y muerta- en los ecosistemas terrestres y su papel en el ciclo del carbono, tanto desde un punto de vista ambiental-climático como social. El primer número está conformado por tres secciones: i) almacenes y flujos de carbono en la biomasa de los ecosistemas terrestres mexicanos; ii) análisis de estrategias biotecnológicas en la disminución de emisiones de gases de efecto invernadero provenientes de la biomasa y iii) análisis económico y socio-ambiental de la dinámica del carbono de la biomasa para el diseño de políticas públicas.

En la primera sección se incluyen cinco artículos que muestran un diagnóstico sobre el carbono en la biomasa en algunos de los principales ecosistemas terrestres, con un análisis de los factores que controlan su dinámica. El primero de ellos se enfoca en la biomasa aérea y subterránea de las zonas áridas, en las que el contenido de carbono supera al de cualquiera de los desiertos del mundo y, en algunos casos, alcanza valores cercanos a los característicos del bosque tropical caducifolio; se analiza la producción de hojarasca, sus tasas de descomposición y la respiración microbiana, además se destaca la influencia de la disponibilidad de agua en la regulación de la productividad primaria. El segundo trabajo es un meta análisis sobre los almacenes y flujos de carbono en humedales de agua dulce, ecosistemas de notoria fragilidad, a través del estudio de dos de los principales almacenes, biomasa aérea y radical; se pone de manifiesto la escasa información respecto a los flujos de carbono, pero destaca el significativo incremento en las emisiones de bióxido de carbono y metano, cuando los humedales son transformados a potreros. En el tercero se presenta la información disponible respecto al contenido de carbono en biomasa y su variación temporal, en diferentes ecosistemas terrestres, con un enfoque de cronosecuencias para 21 tipos de vegetación, de los 50 reconocidos para México, lo que constituye una referencia sólida para establecer los compromisos en relación a mercados de carbono y escenarios en que se conseguirían metas de mitigación y adaptación al cambio climático. En el cuarto artículo se analiza el contenido de carbono y su dinámica en las camas de combustibles forestales, a través de su cuantificación en mantillo y material leñoso caído, ya que representa un factor importante en el calentamiento global. El quinto se centra en el ajuste de ecuaciones alométricas para estimar la biomasa aérea en *Pinus halepensis* en el estado de Coahuila, Méx., como paso esencial para minimizar la incertidumbre en la evaluación de carbono en especies forestales y poder analizar su influencia en la mitigación del cambio climático.

La segunda sección está constituida por un artículo que destaca la importancia del desarrollo biotecnológico en la disminución de la emisión de gases de efecto invernadero a partir del manejo de la biomasa. Se describen los procesos de obtención de energía a partir de residuos de biomasa forestal, así como su potencial en la producción de diferentes tipos de bioenergía, señalando los desafíos y problemas que aún faltan por resolverse, para su uso eficiente a nivel nacional.

La tercera sección presenta cinco trabajos que abarcan la parte económica y social del manejo de la biomasa en la disminución de gases de efecto invernadero y la importancia de incluir información con un sólido sustento científico como base de las políticas públicas. En el primero se generaron curvas de costos de abatimiento y escenarios de mitigación para el estado de Chiapas, Méx., utilizando modelos de estados y transiciones para ocho regiones, con la finalidad de conocer los impactos asociados a la transición entre un tipo de vegetación inicial y otro final, en términos de carbono y factores socioeconómicos; se consideraron costos de oportunidad positivos y negativos, subsidio, crédito y

tasa de interés. El segundo aporta elementos de discusión alrededor del tema de gobernanza, a través de los resultados de un estudio sobre gobernanza multinivel y gestión del carbono a nivel de paisaje, realizado en México en el marco de las acciones tempranas para reducir emisiones por deforestación y degradación forestal (REDD+); se abarca la relación entre gobernanza y gobernabilidad al mostrar las innovaciones y obstáculos que enfrentan las iniciativas de coordinación entre diferentes niveles de gobierno y actores de la sociedad civil. El tercero, presenta una detallada visión de las contradicciones socio ambientales que se presentan en el proceso de mitigación de gases de efecto invernadero en sistemas agroforestales, ya que desde la perspectiva de la producción de alimentos y madera, así como desde las funciones ecosistémicas, los sistemas agroforestales manejados en pequeña escala son estratégicos, pero presentan limitaciones severas desde la perspectiva de los productores, imposibles de omitirse para el establecimiento de beneficios locales y globales. El cuarto presenta una síntesis de los mecanismos de financiamiento empleados para la mitigación de emisiones en el sector forestal a nivel internacional y las experiencias desarrolladas en México; se analizan las oportunidades de mitigación del sector Uso del Suelo, Cambio de Uso del Suelo y Silvicultura, para cumplir con los compromisos de México ante la comunidad internacional. Para cerrar este número, el quinto artículo presenta un estudio en el que se analizan los planes y programas de respuesta al cambio climático para el sector cafetalero en el contexto de la epidemia de roya del cafeto en Chiapas, Méx.; se discuten las sinergias entre mitigación y adaptación al cambio climático por medio del análisis de la campaña a favor de los almacenes de carbono y la biodiversidad en cafetales bajo sombra, con énfasis en la deforestación, degradación forestal y pérdida de servicios ecosistémicos que ha generado la actual crisis del café bajo sombra, con propuestas de atención que benefician tanto a ecosistemas como a comunidades cafetaleras.

Las conclusiones generales que surgen de estos trabajos son: i) existen numerosos vacíos y sesgos en las investigaciones sobre carbono en la biomasa de los ecosistemas terrestres de México, por lo que es importante tomar en cuenta esas áreas de oportunidad y fomentar el desarrollo de investigación enfocada a la satisfacción de las carencias; ii) el aprovechamiento de la biomasa vegetal constituye una importante fuente de reducción de emisiones, proceso en el que los desarrollos biotecnológicos desempeñan un papel fundamental y iii) la biomasa como almacén de carbono y sus flujos, constituyen una parte fundamental en la reducción de emisiones a la atmósfera y la mitigación del cambio climático, pero no pueden considerarse al margen de las componentes económica y social que son las que, finalmente, determinan el éxito o fracaso de las iniciativas locales, regionales o nacionales.

La perspectiva multidimensional que se presenta en esta síntesis del estado del conocimiento del almacén de la biomasa y del ciclo de carbono y sus interacciones en los ecosistemas terrestres de México, permite aproximar el desarrollo de políticas públicas fundamentadas en conocimiento científico desde una perspectiva de obtener balances entre la visión global (cambio climático) y la local (productores y comunidades), requiriendo construir puentes con enfoques de “abajo hacia arriba” y de “arriba hacia abajo”, que converjan en mecanismos multinivel que sean viables en el contexto de país y sus diferencias locales y regionales. La tarea no es fácil y requiere colaboraciones multidisciplinarias y multiinstitucionales para reducir la brecha entre el conocimiento científico, las políticas públicas y la realidad social y económica de los productores y comunidades de las diferentes regiones del país.

Alma S. Velázquez Rodríguez, Oscar Briones y Ben de Jong  
Editores



# Biomasa y productividad en las Zonas áridas mexicanas

## Biomass and productivity in Mexican arid lands

Oscar Briones<sup>1\*</sup>, Alberto Búrquez<sup>2</sup>, Angelina Martínez-Yrizar<sup>2</sup>, Numa Pavón<sup>3</sup> y Yareni Perroni<sup>4</sup>

<sup>1</sup> Instituto de Ecología, A.C. Xalapa, Veracruz, México.

<sup>2</sup> Universidad Nacional Autónoma de México. Instituto de Ecología. Hermosillo, Sonora, México.

<sup>3</sup> Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo. Centro

de Investigaciones Biológicas. Pachuca, Hidalgo, México. npavon@uaeh.edu.mx

<sup>4</sup> Universidad Veracruzana. Instituto de Biotecnología y Eco-

logía Aplicada, Xalapa, Veracruz, México. yperroni@uv.mx  
\* Autor de correspondencia. oscar.briones@inecol.mx

### RESUMEN

Las zonas áridas mexicanas ocupan 54% de la superficie y las habita más de 40% de la población nacional. Aunque existen pocos estudios sobre la biomasa y flujo de energía de las zonas áridas mexicanas, estos muestran que la biomasa aérea ( $23.2 \text{ Mg ha}^{-1} \pm 4.15 \text{ Mg ha}^{-1}$ , 23 sitios) y subterránea ( $11.2 \text{ Mg ha}^{-1} \pm 3.54 \text{ Mg ha}^{-1}$ , 7 sitios) fue superior al promedio de los desiertos del mundo y sus valores altos estuvieron cercanos al intervalo del bosque tropical caducifolio (BTC). La productividad primaria neta de las regiones más secas de las zonas áridas mexicanas ( $< 0.5 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1} - 3.4 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ ) fue similar al promedio de los desiertos del mundo, pero en las regiones menos secas fue casi cuatro veces mayor y similar a los BTC más secos. La producción de hojarasca ( $2.85 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1} \pm 0.64 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ , 12 sitios) fue mayor a los desiertos norteamericanos y en sitios mexicanos fue cercana al BTC. La producción de hojas, como en la mayoría de los ecosistemas terrestres, fue el componente que más contribuyó a la producción anual de hojarasca. La tasa de descomposición de la hojarasca ( $0.001 \text{ g C año}^{-1} - 0.44 \text{ g C año}^{-1}$ ) fue más lenta en comparación con bosques. La respiración microbiana del suelo ( $28.4 \mu\text{g C g}^{-1} \text{ d}^{-1} \pm 5.44 \mu\text{g C g}^{-1} \text{ d}^{-1}$ , 10 sitios) dependió principalmente de la precipitación y la concentración de carbono y nitrógeno. La disponibilidad de agua es el principal factor que regula la biomasa y productividad primaria en las zonas áridas mexicanas. Urge incrementar las investigaciones sobre la dinámica de los ecosistemas áridos, cuya sensibilidad/resiliencia al cambio de uso de suelo y otras presiones persistentes de cambio global es aún incierta.

**PALABRAS CLAVE:** carbono, descomposición, desiertos, hojarasca, productividad primaria, respiración de suelo.

### ABSTRACT

Arid lands cover 54% of Mexico where over 40% of the total population inhabit these areas. Studies on the ecosystem functioning of the Mexican arid lands are still very limited. These studies have shown that mean aboveground biomass ( $23.2 \text{ Mg ha}^{-1} \pm 4.15$ , 23 sites) and belowground biomass ( $11.2 \text{ Mg ha}^{-1} \pm 3.54 \text{ Mg ha}^{-1}$ , 7 sites) were higher than those of the deserts of the world and their higher values were within the range for tropical deciduous forests (TDF). Net primary productivity in the driest regions of Mexico ( $< 0.5 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ y}^{-1} - 3.4 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$ ) was similar to the mean of the deserts of the world, but in the less dry regions it was almost four times larger and similar to the drier TDF. Total litterfall ( $2.85 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ y}^{-1} \pm 0.64 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$ , 12 sites) was higher than in the North American deserts and close to the lower end of values for TDF's. Litter decomposition rate ( $0.001 \text{ g C y}^{-1} - 4 \text{ g C y}^{-1}$ ) was lower than in non-desert regions. Microbial respiration of soil ( $28.4 \mu\text{g C g}^{-1} \text{ d}^{-1} \pm 5.44 \mu\text{g C g}^{-1} \text{ d}^{-1}$ , 10 sites) depended mainly on precipitation and the concentration of carbon and nitrogen. Water availability is the main factor controlling biomass and productivity in the arid lands of Mexico. Since the sensitivity/resilience to land use change and other persistent global change pressures is still uncertain, more research on the dynamics of arid ecosystems is urgently needed.

**KEYWORDS:** carbon, decomposition, deserts, litterfall, primary productivity, soil respiration.

## INTRODUCCIÓN

Las zonas áridas se caracterizan por ser ambientes en donde la pérdida de agua por evaporación es mucho mayor que la entrada por la precipitación, las temperaturas son extremas y, en general, la disponibilidad de nutrientes en el suelo es baja (Whitford, 2002; Montaña *et al.*, 2016). A pesar de su apariencia desolada e improductiva, los ecosistemas áridos muestran una alta diversidad biológica y contienen una red importante de interacciones biológicas y de movimiento de materia y energía entre las especies y el medio abiótico. Las zonas áridas y semiáridas han provisto de recursos y servicios ambientales (*i.e.*, forraje para el ganado, productos alimenticios y medicinales, conservación de la biodiversidad, provisión de agua dulce, producción de energía, turismo y recreación) a una tercera parte de la humanidad (White y Nackoney, 2003). Esas zonas son uno de los principales reservorios terrestres de carbono y su capacidad de almacenamiento de carbono puede rivalizar con algunos ecosistemas forestales (Schlesinger, Belnap y Marion, 2009). En México, las zonas áridas y semiáridas cubren más de la mitad del territorio y se localizan principalmente en las regiones norte y centro. Sustentan una variada vegetación compuesta principalmente por plantas leñosas de porte bajo, así como por plantas suculentas y gramíneas que forman matorrales xerófilos y pastizales (Rzedowski, 1978).

Por sus características climáticas y biológicas, las zonas áridas y semiáridas de México fueron reconocidas a mediados del siglo pasado como Sonorense, Chihuahuense, Hidalguense y Poblana, así como la Tamaulipeca, Guerrerense, Tehuantepeca, Veracruzana y Yucateca. Las primeras cuatro zonas presentan un clima caliente y seco con una precipitación anual menor a 500 mm y fueron posteriormente reconocidas por Rzedowski (1973). Las últimas cinco zonas presentan un clima caliente seco y semiseco, con una precipitación anual de hasta 900 mm y una vegetación fisonómicamente similar a las asociaciones vegetales con menor precipitación del bosque tropical seco (Rzedowski, 1978). Las zonas áridas y semiáridas coinciden en lo general con las zonas climáticas áridas y semiáridas delimitadas con el Índice de Aridez (IA) esti-

mado con el método de Penmann (Comisión Nacional Forestal [Conafor] - Universidad Autónoma Chapingo [UACH], 2013). Al calcularse como el cociente entre la precipitación media anual y la evapotranspiración potencial, el IA expresa la disponibilidad hídrica para los ecosistemas. Las zonas áridas hiperáridas ( $IA < 0.05$ ) cubren 0.67%; las áridas ( $IA = 0.05 - 0.20$ ), 18.91%; y semiáridas ( $IA = 0.20 - 0.50$ ), 34.77% de los 1 960 189 km<sup>2</sup> del país (Conafor- UACH, 2013). La productividad primaria es el resultado de la cantidad de dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) que las hojas absorben a través de la fotosíntesis y es el proceso por el cual el carbono (C) y la energía entran al ecosistema. La productividad primaria neta (PPN) es la ganancia neta de C por la vegetación y es un indicador del balance de C entre la cantidad que ingresa al ecosistema y la cantidad liberada por las plantas durante la respiración (Chapin, Manson y Mooney, 2011). La PPN en los ecosistemas terrestres se correlaciona fuertemente con la precipitación y la asociación entre ambas variables es más estrecha en los ecosistemas áridos (Noy-Meir, 1985; Mares, 2017). Sin embargo, esa asociación puede modificarse por la intensidad, frecuencia y estacionalidad de la precipitación, infiltración y escurrimiento del agua de lluvia, evaporación, temperatura, fertilidad del suelo, topografía, densidad y composición de la vegetación y potencial de producción de las especies (Hadley y Szarek, 1981; Whitford, 2002; Mares, 2017). La evaluación de la PPN de las zonas áridas es de suma importancia dada su relevancia en términos de la superficie global que ocupan, la distribución heterogénea de la productividad y su efecto modificador en los modelos sobre la dinámica del C y calentamiento global (Búrquez, Martínez-Yrizar y Nuñez, 1999; Schlesinger y Bernhardt, 2013; Weathers, Strayer y Likens, 2013). La evaluación directa de la productividad primaria neta aérea (PPNA) y subterránea (PPNB) se realiza con base en cosechas múltiples de la biomasa. Sin embargo, la evaluación directa de la PPN regional o nacional es impráctica y costosa, por lo que también se han utilizado técnicas indirectas con base en modelos con variables climáticas o imágenes de satélite calibradas con mediciones directas de PPN en campo



(Huete, Solano-Barajas, Glenn y Restrepo-Coupe, 2011; Mendez-Estrella, Romo-Leon y Castellanos, 2017). Los escasos trabajos a escala global sobre PPNB (10% de los estudios sobre productividad en el planeta) han generado esfuerzos para la compilación de información en bases de datos y el uso de aproximaciones, tales como caracteres de las plantas, para realizar estimaciones de la PPNB (Chapin *et al.*, 2011; McCormack *et al.*, 2015; Iversen *et al.*, 2017).

La biomasa es la masa de los organismos vivos por unidad de superficie en un momento dado (Chapin *et al.*, 2011). La biomasa varía en función de la composición florística y la estructura de la vegetación y, al igual que la mayoría de los procesos ecosistémicos, está ligada a la disponibilidad de agua. La biomasa ha sido utilizada para cuantificar las entradas y salidas de C y de los gases de efecto de invernadero en el ecosistema (Escobar *et al.*, 2008; Chapin *et al.*, 2011). La determinación adecuada de la biomasa de un ecosistema permite determinar los almacenes de C y otros elementos químicos en cada uno de sus componentes y representa la cantidad potencial de C que puede ser liberado a la atmósfera o conservado y fijado en determinada superficie (Escobar *et al.*, 2008).

En los ecosistemas terrestres la producción de hojarasca (caída de hojas, ramitas, cortezas, flores, frutos), raíces finas muertas y su descomposición es la ruta principal de transferencia del carbono proveniente de la productividad primaria al suelo (Chapin *et al.*, 2011; Weathers *et al.*, 2013). Por ello, es fundamental conocer los factores físicos y biológicos que modifican la magnitud y velocidad del flujo del C de la vegetación al suelo, debido a que todos los procesos biológicos del suelo están sustentados por la entrada de energía a través de la hojarasca y raíces muertas y su subsecuente descomposición (Martínez-Yrizar, Núñez y Búrquez, 2007; Montaña *et al.*, 2016). El patrón de precipitación y cantidad de lluvia, la temperatura, la heterogeneidad espacial, el tiempo de caída y la calidad de hojarasca (cocientes C:N, lignina:N) han sido reconocidos como factores determinantes en la descomposición de hojarasca en ambientes áridos (Montaña, Ezcurra, Carrillo y Delhoume, 1988;

Whitford, 2002; Schlesinger y Bernhardt, 2013). La descomposición es un proceso por el cual la biomasa muerta de los organismos autótrofos y heterótrofos es degradada tanto por factores físicos como por la fauna y microorganismos del suelo y es un proceso fundamental del ciclo del C en los ecosistemas que tiene como consecuencia la liberación de nutrientes en el suelo y CO<sub>2</sub> a la atmósfera (Montaña *et al.*, 2016).

La respiración de los microbios y las raíces del suelo es la principal fuente de emisiones de C de los ecosistemas terrestres a la atmósfera (Weathers *et al.*, 2013). En los ecosistemas limitados por agua, la variación en el flujo estacional del CO<sub>2</sub> a la atmósfera -como otros procesos del ecosistema- depende de la sincronización e intensidad de la lluvia, la temperatura del suelo y la fenología de la vegetación, pero el tipo de vegetación, cobertura vegetal y textura y materia orgánica del suelo contribuyen con variación espacial (Schlesinger y Bernhardt, 2013).

A pesar de la importancia ecológica y económica de las zonas áridas mexicanas, los trabajos sobre la productividad primaria y la biomasa han sido escasos y se encuentran dispersos. Esfuerzos recientes de revisión sobre ambos temas en México son los de Escobar *et al.* (2008) sobre la dinámica energética de los ecosistemas, de Montaña *et al.* (2016) sobre los almacenes y flujos del carbono y de Cueva-Rodríguez, Robles-Zazueta, Garatuza-Payan y Yépez (2016) sobre la respiración del suelo.

## OBJETIVOS

El objetivo de este trabajo es compilar y sintetizar la información sobre las magnitudes y procesos que determinan la biomasa y la productividad primaria de los ecosistemas de las zonas áridas de México, así como la de sus destinos, la producción de hojarasca, descomposición y respiración microbiana del suelo. El conocimiento sobre cuáles han sido las regiones estudiadas, qué compartimentos y procesos del ecosistema han sido investigados y cuál ha sido la intensidad de los muestreos y duración de los estudios, permitirán identificar vacíos de información, planificar y dirigir los esfuerzos de investigación a escala regional y nacional.

## MATERIALES Y MÉTODOS

Se realizó una búsqueda de los artículos, libros, memorias en extenso, tesis e informes técnicos hasta diciembre del año 2017 en los siguientes motores de búsqueda: Web of Science (WoS, periodo 1980 – 2017, <https://apps.webofknowledge.com>), Red de Revistas Científicas de América Latina y el Caribe, España y Portugal (<http://www.redalyc.org/>), Scientific Electronic Library Online Mexico (<http://www.scielo.org.mx/scielo.php?lng=es>), Red Mexicana de Repositorios Institucionales (<http://www.remeri.org.mx/portal/index.html>) y Google Académico (<https://scholar.google.com.mx/>). Las palabras clave utilizadas en español e inglés fueron productividad, biomasa, hojarasca, descomposición, respiración de suelo, mineralización de carbono, desierto, zona árida y México. Los documentos se clasificaron en revistas, revistas indizadas en WoS, libros y capítulos de libro, memorias en extenso, informes técnicos y tesis. Se cap-

turó la información en bases de datos para su análisis y diagnóstico.

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La búsqueda arrojó 58 estudios con datos para las zonas áridas Sonorense, Chihuahuense, Tamaulipeca, Hidalguense y Poblana. Del total de estudios, 84% se produjeron en el presente siglo. Casi el doble de los estudios tuvo datos sobre biomasa, en comparación con los estudios sobre productividad primaria (Fig. 1). Ochenta y seis por ciento de los estudios fueron revisados por pares anónimos durante el proceso de publicación (60% revistas indizadas WoS, 21% otras revistas, 3% memorias en extenso y 2% libros).

### Biomasa aérea y subterránea

La cosecha directa de la biomasa de las plantas de una parcela y/o su estimación con ecuaciones alométricas han

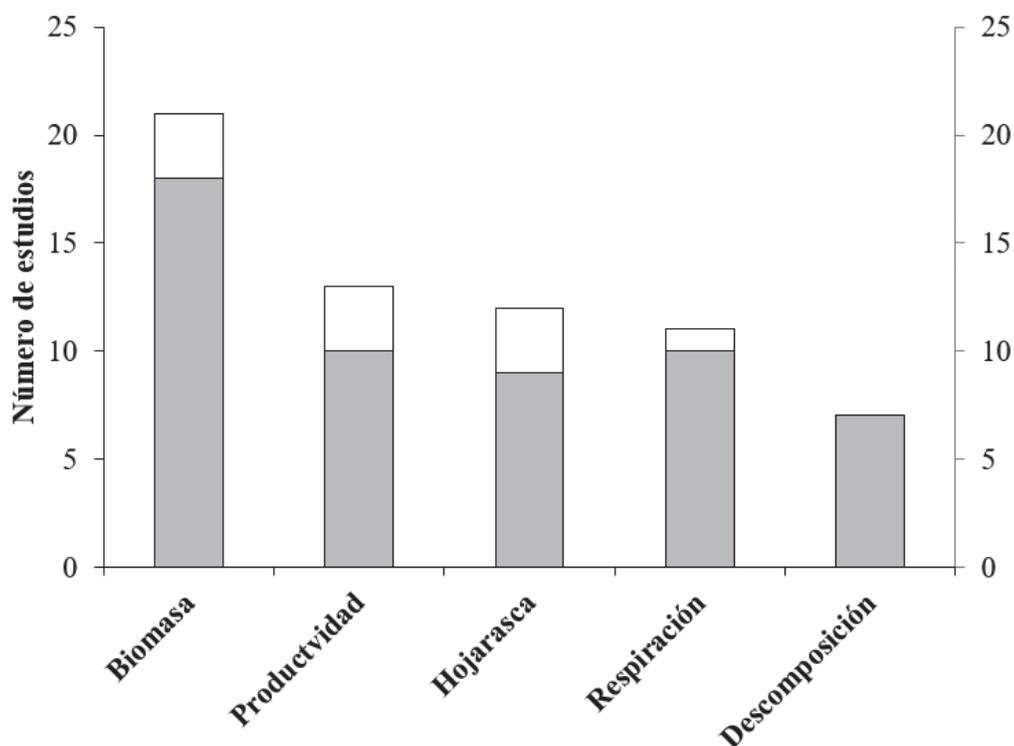


FIGURA 1. Número de estudios sobre la biomasa, productividad primaria, hojarasca, descomposición y respiración de suelo en las zonas áridas de México. Barras vacías y grises: publicados de 1995 a 2017 y de 2000 a 2017, respectivamente.



sido los métodos utilizados para estimar la biomasa aérea de las zonas áridas. La cuantificación de la biomasa de raíces se ha basado en la extracción de monolitos y cilindros de suelo (Jackson, Mooney y Schulze, 1997; Norby y Jackson, 2000; Pavón, 2005). Un método indirecto no destructivo para cuantificar la biomasa aérea y subterránea de la vegetación se basa en la relación entre el tamaño (diámetro, altura y densidad de la madera) y la biomasa de las plantas. Intentos recientes para reunir las ecuaciones alométricas de las especies mexicanas han sido los de Nívar (2009) y Rojas-García, De Jong, Martínez-Zurimendi y Paz-Pellat (2015). Ludwig, Reynolds y Whitson (1975), Gutierrez y Whitford (1987) y Whitford (2002) enlistaron ecuaciones alométricas para especies de las zonas áridas de los Estados Unidos que crecen en México, incluyendo ecuaciones alométricas para estimar la biomasa bajo el suelo a partir de la excavación del sistema radicular (Ludwig, Reynolds y Whitson, 1975). La biomasa aérea ha sido medida en una amplia variedad de ecosistemas de las zonas áridas Sonorense, Chihuahuense y Tamaulipeca, incluyendo matorrales micrófilos, espinosos, inerme parvifolios, crasirosulifolios y espinosos tamaulipecos, así como pastizales gipsófilo y halófilo (Suplemento 1). El esfuerzo de muestreo ha sido muy variable, dado que se han realizado estimaciones basadas en un solo cuadro de 600 m<sup>2</sup> y desde tres hasta 22 cuadros de 25 m<sup>2</sup> por sitio. La biomasa aérea promedio de los estudios realizados en la zonas áridas de México fue 23.2 Mg ha<sup>-1</sup> (error estándar, e.e. = 4.15 Mg ha<sup>-1</sup>, n = 23 sitios); muy superior al intervalo de 2 Mg ha<sup>-1</sup> a 5 Mg ha<sup>-1</sup> registrado para los ecosistemas desérticos del mundo (Ehleringer y Mooney, 1982). Esta amplia diferencia se explica parcialmente por los valores de biomasa de los ecosistemas de los desiertos intertropicales mexicanos, que podrían ser considerados semiáridos y cálidos en comparación con los desiertos áridos e hiperáridos de latitudes mayores (Noy-Meir, 1985). La biomasa aérea del matorral espinoso tamaulipeco (MET) mostró rápida capacidad de regeneración después del abandono del uso agrícola de la vegetación (Yerena-Yamalle *et al.*, 2015) y tuvo casi dos veces la biomasa aérea de los matorrales xerófilos de las zonas ári-

das Sonorense y Chihuahuense y más de 10 veces la biomasa aérea de los pastizales desérticos Chihuahuenses.

Los valores de biomasa aérea de cuatro sitios del MET (obtenidos de la cosecha de tres cuadros de 5 m × 5 m) están en el intervalo de biomasa aérea del bosque tropical seco en México (37 Mg ha<sup>-1</sup> - 117 Mg ha<sup>-1</sup>; Martínez-Yrizar, Búrquez y Maass, 2000) y uno de ellos en el intervalo de valores registrados para los bosques tropicales secos del mundo (78 Mg ha<sup>-1</sup> - 320 Mg ha<sup>-1</sup>; Murphy y Lugo, 1986). El MET se distribuye en regiones de baja elevación y alta exposición a los vientos del Golfo de México, con abundancia de pastos y hierbas y denso crecimiento de arbustos y árboles bajos, que le otorgan una fisonomía intermedia entre el bosque tropical caducifolio y el matorral xerófilo (Búrquez y Martínez-Yrizar, 2010). Con base en los estudios en las zonas áridas mexicanas que han determinado el contenido de nutrientes en la hojarasca, principalmente carbono y nitrógeno y, excluyendo valores registrados menores a 30% de C por ser muy bajos, el promedio de la proporción del contenido de C en las hojas de 30 especies desérticas fue 0.44, mientras que en los tallos fue 0.45 (Suplemento 2). El pastizal gipsófilo de la zona árida Chihuahuense mostró 293 mg C g<sup>-1</sup> peso seco de la raíz (Perroni, García-Oliva y Souza, 2014). El promedio de la proporción del contenido de nitrógeno en las hojas fue 2.3% y en el tallo fue 1.3%. Si la cantidad de C almacenado en la vegetación fue alrededor de 44.6% del peso de la biomasa, el carbono almacenado promedio en las zonas áridas mexicanas fue 10.3 Mg ha<sup>-1</sup> (e.e. = 1.84 Mg ha<sup>-1</sup>). Excluyendo los datos de biomasa aérea para sitios en estado sucesional, se observó que la biomasa aérea aumentó significativamente con el incremento en la lluvia y en la temperatura en las zonas áridas de México (Fig. 2a, b). Sin embargo, con la lluvia y la temperatura también aumentó la variabilidad en la biomasa aérea entre sitios, indicando que la importancia de otros factores, especialmente la topografía y el tipo de suelo, etc., aumentan a medida que disminuyen las limitaciones hídricas y térmicas para la producción de biomasa (Chapin *et al.*, 2011; Weathers *et al.*, 2013). Específicamente para los desiertos, el nitrógeno en el suelo puede ser un controlador

de la producción de biomasa una vez que la limitación hídrica disminuye (Whitford, 2002). Contrasta que la biomasa aérea de los pastizales no se incrementó con la lluvia o con la temperatura, aunque el tamaño de muestra fue muy bajo. También que con casi la misma cantidad de precipitación anual, la biomasa aérea del pastizal de *Distichlis spicata* creciendo en un suelo salino en la zona árida Chihuahuense fue 28 veces menor en comparación con un MET creciendo en los valles de Linares, Nuevo León (Long *et al.*, 1989). La fertilidad del suelo, luz, fuego y herbivoría, así como factores intrínsecos a la especie (asignación de recursos a tejidos aéreos y subterráneos, longevidad, ruta fotosintética e interacciones con microorganismos del suelo) son importantes para determinar la productividad y, por tanto, la biomasa aérea de los pastizales (Chapin *et al.*, 2011).

Las cactáceas columnares forman comunidades tipo bosque y son un componente importante en la estructura de muchas de las zonas áridas en México; sin embargo, por su forma, tamaño y complicaciones logísticas para estudiarlas, poco se sabe acerca de su aporte en biomasa y contenido de carbono. La cactácea columnar *Isolatoceus dumortieri* fue dominante en el matorral crasicale de la Barranca de Metztitlán, Hidalgo, con alrededor de 250 plantas  $\text{ha}^{-1}$  y una biomasa aérea de  $16.75 \text{ kg} \pm 7.07 \text{ kg}$  por planta, correspondiendo a  $1.25 \text{ kg C m}^{-2}$  (Pavón, Ayala y Martínez-Falcón, 2016). En un matorral xerófilo de la subdivisión Planicies de Sonora, la biomasa aérea de cactáceas (desde pequeñas y globosas hasta arbustivas) fue  $124.3 \text{ g m}^{-2}$  (e.e. =  $63.9 \text{ g m}^{-2}$ ) en sitios cercanos a arroyos, mientras que sitios planos y laderas tuvieron  $2.5 \text{ g m}^{-2}$  (e.e. =  $1.5 \text{ g m}^{-2}$ ) y  $15.0 \text{ g m}^{-2}$  (e.e. =  $12.2 \text{ g m}^{-2}$ ), respectivamente (Búrquez, Martínez-Yrizar, Núñez, Quintero y Aparicio, 2010). En los matorrales crasicales de Sonora y norte de Sinaloa, las cactáceas columnares presentaron densidades superiores a 400 individuos  $\text{ha}^{-1}$  y valores de biomasa cercanos a  $3 \text{ kg m}^{-2}$  (Búrquez y Martínez-Yrizar, datos no publicados). Valores similares de biomasa se esperarían en los densos matorrales con cactáceas columnares en otras regiones limitadas por agua, como el Valle de Tehuacán y la depresión del Balsas.

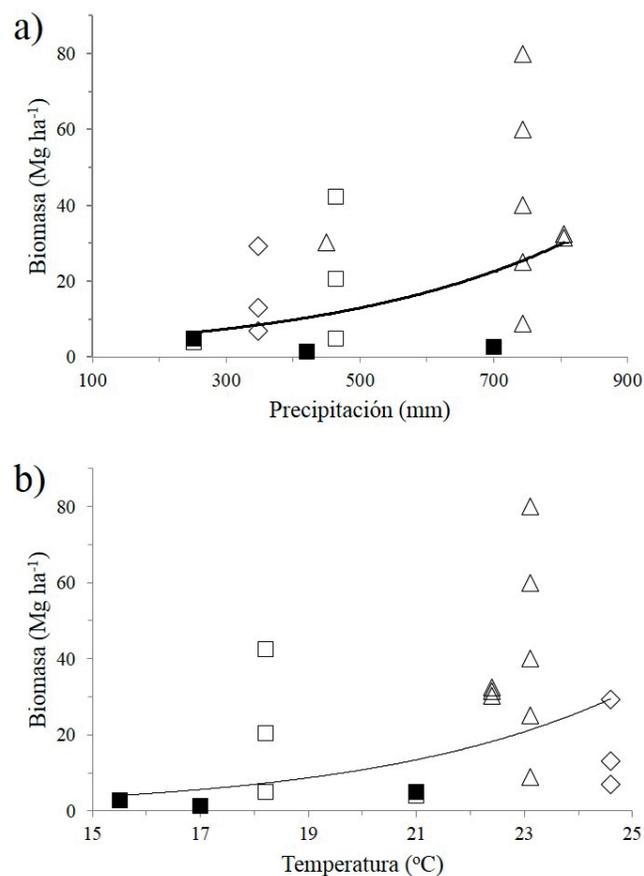


FIGURA 2. Relación entre la biomasa aérea con la precipitación media anual (a) y temperatura media anual (b) en matorrales xerófilos y pastizales de las zonas áridas Sonorenses (rombo), Chihuahuense (matorrales cuadro vacío, pastizales cuadro lleno) y Tamaulipeca (triángulo). Los datos se ajustaron significativamente a los modelos de regresión lineal:  $\log \text{biomasa (Mg ha}^{-1}) = 0.5099761 + 0.0012051 \times \text{Precipitación (mm)}$ ,  $r^2 = 0.23$ ,  $P = 0.0434$ ,  $n = 18$ ;  $\log \text{biomasa (Mg ha}^{-1}) = -0.859569 + 0.0946758 \times \text{Temperatura (}^\circ\text{C)}$ ,  $r^2 = 0.27$ ,  $P = 0.0252$ ,  $n = 18$ .

La biomasa subterránea promedio en seis estudios realizados en las zonas áridas Chihuahuense, Tamaulipeca, Hidalguense y Poblana fue  $11.2 \text{ Mg ha}^{-1}$  (e.e. =  $3.54 \text{ Mg ha}^{-1}$ ) (Tabla 1). Este promedio no considera el valor de biomasa estimado para el pastizal semiárido de *Bouteloua gracilis* en la zona árida Chihuahuense (Medina-Roldán, Arredondo, García-Moya y Huerta, 2007) por ser un valor atípicamente alto ( $23 \text{ Mg ha}^{-1}$ ) para este tipo de eco-



sistema. La biomasa subterránea de los matorrales crasicales con cactáceas columnares de los desiertos Hidalguense y Poblano fue tres veces inferior a la registrada para el MET en el noreste de México. Los matorrales xerófilos tuvieron una biomasa subterránea un poco superior al promedio, mientras que los pastizales tuvieron la mitad. El intervalo de valores de la biomasa subterránea de las zonas áridas mexicanas es mayor al valor global para los desiertos estimado en 2.7 Mg ha<sup>-1</sup> (Jackson *et al.*, 1997). Los valores de biomasa subterránea de las zonas áridas mexicanas están dentro del intervalo estimado para el bosque tropical seco en el mundo (8 Mg ha<sup>-1</sup> - 50 Mg ha<sup>-1</sup>, Murphy y Lugo, 1986) y la biomasa subterránea más alta documentada en la zona árida Tamaulipeca fue casi igual a la registrada para el bosque tropical seco de Jalisco (31 Mg ha<sup>-1</sup>; Castellanos, Maass y Kummerow, 1991). Finalmente, el cociente biomasa subterránea:biomasa aérea (Suplemento 1, Tabla 1) fue 0.9 y 0.6 en un matorral micrófilo y un matorral espinoso de las zonas áridas Chihuahuense y Tamaulipeca, respectivamente, pero en los pastizales halófilo y gipsófilo ese cociente fue mayor a la unidad (1.39 y 1.15), por lo que estos últimos pueden ser

importantes sumideros de carbono. El cociente biomasa subterránea/biomasa aérea de un MET fue un poco más alto que un bosque tropical caducifolio de Jalisco (0.42; Castellanos *et al.*, 1991).

### Productividad primaria neta aérea y subterránea

Las estimaciones de la productividad primaria neta aérea (PPNA) realizadas por el método de cosecha de la biomasa en las zonas áridas de México han sido sumamente escasas. La PPNA entre 1.6 m y 2.2 m de altura de un matorral sarcocaulés osciló estacionalmente entre 0.07 Mg ha<sup>-1</sup> y 0.133 Mg ha<sup>-1</sup> durante el otoño seco y entre 0.166 Mg ha<sup>-1</sup> y 0.65 Mg ha<sup>-1</sup> en la primavera relativamente húmeda (Osuna-Villavicencio, 2015). La PPNA de un matorral desértico en el Valle de México, que debe su aridez al sustrato rocoso y no a la precipitación media anual (814 mm - 925 mm), osciló entre 5.69 Mg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> y 6.8 Mg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> en sitios planos y abruptos (Cano-Santana, 1994). En un pastizal introducido de *Penisetum ciliaris* libre de pastoreo y sin arbustos en el noroeste de Sonora, la producción de biomasa aérea varió de 3.045 Mg ha<sup>-1</sup> en un verano con lluvia superior al promedio, a

TABLA 1. Biomasa y productividad primaria neta subterránea en los pastizales y matorrales xerófilos de las zonas áridas mexicanas. ZA = Zona árida, Ch = Chihuahuense, Ta = Tamaulipeca, Hi = Hidalguense, Po = Poblana.

ZA	Vegetación	Biomasa (Mg ha <sup>-1</sup> )	Carbono (Mg ha <sup>-1</sup> )	Productividad (Mg ha <sup>-1</sup> año <sup>-1</sup> )	Ref.
Ch	Matorral micrófilo	02.230	----	----	1
Ch	Pastizal gipsófilo	07.510	----	----	1
Ch	Pastizal halófilo	03.890	----	06.780	2
Ch	Pastizal semiárido	23.000	----	----	3
Ta	Matorral espinoso tamaulipeco	27.300	13.600	----	4
Hi	Matorral submontano	21.000	10.500	02.740	5
Hi	Matorral crasicale	06.600	03.300	03.760	6
Po	Matorral crasicale	09.710	04.850	00.346	7

Donde: Ref. = Referencia: 1, Perroni, García-Oliva y Souza (2014); 2, Long *et al.* (1989); 3, Medina-Roldán, Arredondo, García-Moya y Huerta (2007); 4, Návar, Méndez y Dale (2002); 5, Pavón (2007); 6, Pavón (2005); 7, Pavón y Briones (2000).

---- Sin dato.

Biomasa: Ref. 1, 2 extrajeron cilindros de suelo entre 0-0.15 m de profundidad; Ref. 4, 5, 6, 7 extrajeron monolitos de suelo entre 0-0.5, 0-0.6, 0-0.5, 0-1.0 m, respectivamente. Productividad: Ref. 2 extrajeron cilindros de suelo entre 0-0.15 m de profundidad; Ref. 5, 6 entre 0-0.2 m, Ref. 7 colocaron trampas para raíces entre 0.07-0.14 m.

0.465 Mg ha<sup>-1</sup> en el verano siguiente con precipitación menor al promedio (Martin-R., Cox e Ibarra-F., 1995). La PPN estimada como una función de la evapotranspiración real fue menor a 0.5 Mg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> en las regiones más áridas de la zona árida Sonorense, pero en las regiones menos áridas de la zona árida Sonorense y en el norte y centro de la zona árida Chihuahuense fue mayor (0.5 Mg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> - 1 Mg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>). En la porción sur de las zonas áridas Chihuahuense y Poblana y sus regiones colindantes con montañas, la PPN fue de 1 Mg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> a 7.5 Mg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>, mientras que en las restantes zonas áridas, relativamente más mésicas y colindantes con el bosque tropical caducifolio, la PPN fue de 7.5 Mg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> a 10 Mg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> (Gómez, Monterroso, Toledo y Tinoco, 2008). La PPN estimada a través del Índice Espectral de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI) durante un año cuando la precipitación fue similar a la media de largo plazo mostró valores similares: menores a 0.1 Mg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> en las regiones más áridas de la zona árida Sonorense, de 0.1 Mg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> a 1.6 Mg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> en las regiones menos áridas de la zona árida Sonorense y norte y centro de la zona árida Chihuahuense, de 1.6 Mg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> a 3.4 Mg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> en la porción sur y regiones colindantes con montañas de las zonas áridas Chihuahuense y Poblana y de 3.4 Mg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> a 9.7 Mg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> en las restantes y relativamente mésicas zonas áridas del país (Conafor- UACH, 2013). Con base en imágenes de satélite MODIS se encontró que las áreas agrícolas en el estado de Sonora tuvieron valores más altos de PPN ( $\geq 3.0$  Mg ha<sup>-1</sup>, promedio 10 años) en comparación con la vegetación potencial nativa y que el matorral xerófilo tuvo los valores más bajos de PPN ( $\leq 1.0$  Mg ha<sup>-1</sup>, promedio 10 años; Benítez, Yépez, Pérez-Ruíz, Garatuzza y Encinas, 2011). Sin embargo, con un modelo calibrado con valores de NDVI y tasas de crecimiento de pasturas con arbustos del suroeste de Australia e imágenes de satélite LANDSAT y MODIS, Franklin *et al.* (2006) mostraron que la productividad aérea estimada de la vegetación nativa (2.64 Mg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> en tierras planas; 5.78 Mg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> en colinas) fue mayor a la del pastizal introducido de *Pennisetum ciliaris* (1.58 Mg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>) en la zona árida Sonorense y

la PPN estuvo significativamente relacionada con la precipitación. En el matorral xerófilo de Baja California Sur, las mediciones de los índices NDVI e Índice Mejorado de Vegetación (EVI) de MODIS se correlacionaron con los valores de la producción bruta del ecosistema estimada con un sensor de CO<sub>2</sub> en una torre de flujo turbulento (Huete *et al.*, 2011). Mendez-Estrella *et al.* (2017) también usaron los valores de NDVI de MODIS como un índice de la productividad del matorral desértico de la región centro-norte de Sonora y encontraron que la productividad disminuyó gradualmente durante el periodo 2001-2012, posiblemente por el incremento en la temperatura del aire y la reducción de la precipitación anual observada en ese periodo. Por otro lado, la biomasa e índice de área foliar estuvieron linealmente relacionados con los valores de NDVI en pastizales de *Bouteloua* en el norte de Sonora (Cayrol *et al.*, 2000). La biomasa y cobertura vegetal en zona de pastizal y matorral en el centro del país también estuvieron relacionados con el NDVI y otros índices espectrales de vegetación (Chávez-Castillo, Bolaños-González y Paz-Pellat, 2014). En el pastizal introducido de *P. ciliaris* en Sonora, se observó con el índice NDVI de imágenes MODIS que el periodo con mayor entrada neta de C coincidió con el pico de desarrollo fenológico del pastizal en el verano (Hinojo-Hinojo *et al.*, 2016). La diferencia en NDVI de julio a noviembre usada como estimador del desarrollo del dosel estuvo linealmente relacionada con la cantidad de precipitación en el matorral sarcocaulescente de Baja California (Bell, Menzer, Troyo-Diéquez y Oechel, 2012). Considerando la información anterior, se observa que los valores de PPN en la región norte de las zonas áridas Sonorense y Chihuahuense de México son similares a los valores hallados por Le Houérou (1984; en Smith, Monson y Anderson, 1997) para el Desierto Sonorense (0.52 Mg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>) y Chihuahuense (1.19 Mg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>) en Norteamérica. La PPN estimada para las comunidades áridas del mundo oscila entre 0.03 Mg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> y 8.16 Mg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>, correspondiendo el valor más bajo a una comunidad de dunas de Namibia en un año seco (Seeley y Louw, 1980, en Hadley y Szarek, 1981) y el valor más alto a una comunidad que recibió agua de escorrentía en un



arroyo en la zona árida Chihuahuense en Norteamérica en un año húmedo (Ludwig and Smith, 1978, en Hadley y Szarek, 1981). Para las zonas áridas relativamente más méxicas del país, los valores de PPN están dentro del intervalo de valores de la PPNA del bosque tropical caducifolio de la región de Chamela, Jalisco ( $6.11 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$  -  $8.08 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ ; Martínez-Yrizar, Maass, Pérez-Jimenez y Sarukhán, 1996) y bosques tropicales secos del mundo ( $6 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$  -  $16 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ ; Murphy y Lugo, 1986).

Para estimar la productividad primaria neta subterránea o bajo el suelo (PPNB) se ha considerado la diferencia entre periodos en la biomasa radicular extraída directamente de monolitos de suelo o trampas para raíces, considerando de 0 cm a 30 cm de profundidad. Las trampas para raíces consisten en tubos de PVC perforados con suelo sin raíces que son enterrados por cierto periodo de, por ejemplo, dos meses. Así como en México, las estimaciones de la PPNB de los ecosistemas desérticos también son escasas a escala mundial. La PPNB promedio para dos matorrales xerófilos de la zona árida Hidalguense fue  $3.3 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ , e.e. =  $0.51 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$  (Tabla 1). Ese valor contrasta con la PPNB casi nueve veces menor estimada para la zona árida Poblana. Es posible que la diferencia en la PPNB entre los matorrales hidalguenses y poblanos se explique en parte por la técnica utilizada. En la zona árida Hidalguense la PPNB se estimó de la diferencia entre los valores máximo y mínimo de la biomasa radicular cosechada entre periodos, mientras que en la Poblana se estimó con la cosecha periódica de las raíces que penetraron cilindros perforados. Por lo tanto, las metodologías utilizadas en las estimaciones de biomasa en los ecosistemas es un tema que requiere mayor atención de estudio en México. Por otro lado, la PPNB de un pastizal halófilo de la zona árida Chihuahuense fue dos veces más alta que la de los matorrales hidalguenses. La PPNB de los matorrales de la zona árida Hidalguense están en el ámbito de valores de los matorrales desérticos fríos de Utah ( $1.86 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$  -  $4.43 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ ; Caldwell y Camp, 1974). El conocimiento de la PPNB es, en general, uno de los vacíos de información más importantes para el entendimiento de los flujos de carbono en los ecosistemas.

Aunque existen evaluaciones globales de la biomasa de raíces a nivel ecosistémico (Jackson *et al.*, 1997; Norby y Jackson, 2000), aún se carece de estimaciones mundiales de la PPNB. El uso de nuevos métodos como rizotrones, aproximaciones estructurales y la generación de bases de datos globales podrían generar avances significativos en las estimaciones de la PPNB (Jackson *et al.*, 2001; McCormac *et al.*, 2015; Iversen *et al.*, 2017).

### Producción de hojarasca y su descomposición

En los estudios revisados sobre producción de hojarasca en las zonas áridas mexicanas, la metodología consistió en utilizar trampas de hojarasca, siguiendo un protocolo estándar, para la colecta de hojas, ramas delgadas, flores, frutos, semillas e insectos muertos que caen de la vegetación al suelo. Los estudios se centraron en el componente fino ("*fine litterfall*") que incluyó, además del componente foliar y reproductivo, fragmentos de ramas y ramitas con un diámetro menor a 1 cm, por lo que no se tiene conocimiento sobre la entrada al suelo de la biomasa muerta de ramas gruesas y troncos. La superficie de colecta de las trampas ha oscilado entre  $0.0025 \text{ m}^2$  y  $1.0 \text{ m}^2$ , el número de trampas por sitio entre 7 y 100 y las muestras han sido colectadas de las trampas cada 30 o 15 días durante un lapso de 1 a 3 años. Una fuente de variación a tomar en cuenta en la estimación de la producción de hojarasca es la técnica de muestreo. Con trampas de 10 cm y 18 cm de diámetro posicionadas a nivel del suelo, en el área de captura de la hojarasca se obtuvo una producción anual de hojarasca de  $3.34 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$  y  $3.61 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ , respectivamente, mientras que con trampas de mayor diámetro (0.5 m) pero a una altura de 1 m se obtuvo un valor de  $2.77 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$  en la zona árida Sonorense (Búrquez *et al.*, 1999).

La producción de hojarasca ha sido medida en 12 estudios y 16 sitios distribuidos en las zonas áridas Sonorense, Chihuahuense, Tamaulipeca y Poblana. La producción promedio de hojarasca en las zonas áridas de México fue  $2.85 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ , e.e. =  $0.640 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$  (excluyendo el sitio del matorral mediterráneo de la zona árida Sonorense debido a que la hojarasca se colectó directa-

mente del suelo en dos ocasiones y se promediaron los valores registrados en diferentes años para los mismos sitios del estudio del MET; Suplemento 3). Si la biomasa de las hojas y tallos de la hojarasca contiene 44.6% de carbono (Suplemento 2), la entrada anual de carbono por flujo de hojarasca a los ecosistemas desérticos mexicanos fue  $1.27 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ . Los valores más altos ( $6.52 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ ) de producción de hojarasca se registraron en la zona árida Tamaulipeca, mientras que los más bajos ( $0.20 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ ) en la zona más árida Sonorense. Los valores más bajos de producción anual de hojarasca en los desiertos han sido registrados para el Desierto de Mojave ( $0.194 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ , en 1975; Strojan, Turner y Castetter, 1979) y los desiertos fríos de *Artemisia tridentata* ( $0.15 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ ) en los Estados Unidos. En contraste, para comunidades arbustivas perennifolias con clima mediterráneo y desiertos fríos de ese país, se encontró un valor más alto, de  $7.83 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$  (Ehleringer y Mooney, 1982). En los desiertos de México la producción anual promedio de hojarasca estuvo significativamente asociada con la precipitación promedio anual (Fig. 3a), pero no estuvo correlacionada con la temperatura promedio anual, ni con la latitud. La producción de hojas, como en la mayoría de los ecosistemas terrestres, fue el componente que más contribuyó a la producción anual de hojarasca de los desiertos mexicanos (Suplemento 3). Por lo anterior, no fue sorprendente encontrar que la producción de hojas en la hojarasca y la producción de hojarasca estuviesen significativamente relacionadas (Fig. 3b).

Un modelo similar de regresión lineal entre la producción de hojarasca y la producción de hojas en la hojarasca fue registrado para los ecosistemas terrestres a escala global (producción de hojas en hojarasca ( $\text{Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ ) =  $0.20006 + 1.38425 \times$  producción de hojarasca ( $\text{Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ );  $r^2 = 0.86$  (Meentemeyer, Box y Thompson, 1982). En las zonas áridas de México la producción de la hojarasca es marcadamente estacional y su magnitud depende principalmente de la cantidad de lluvia durante la época de crecimiento, normalmente concentrada en el verano, incluyendo el moznón del noroeste de México, que tiene una fuerte influencia en la dinámica de la vegetación

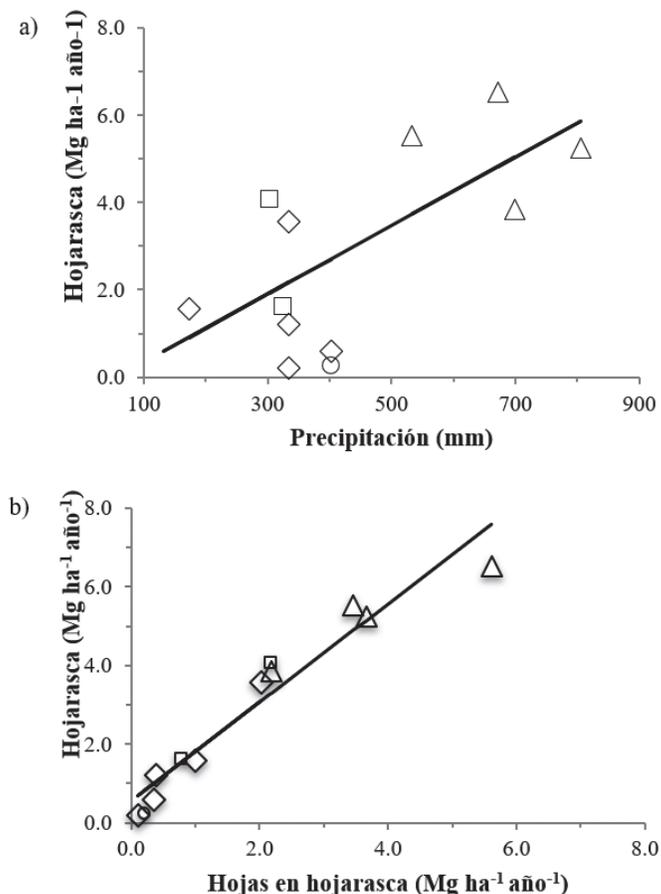


FIGURA 3. Relación entre la producción de hojarasca con la precipitación media anual (a) y con la producción de hojas en la hojarasca en (b) en matorrales xerófilos de las zonas áridas Sonorense (rombo), Chihuahuense (cuadro), Tamaulipeca (triángulo) y Poblana (círculo).

Los datos se ajustaron significativamente a los modelos de regresión lineal: producción de hojarasca ( $\text{Mg ha}^{-1}$ ) =  $-0.455467 + 0.0078571 \times$  Precipitación (mm),  $r^2 = 0.56$ ,  $P < 0.0001$ ,  $n = 12$ ; producción de hojarasca ( $\text{Mg ha}^{-1}$ ) =  $0.5615294 + 1.2519858 \times$  producción de hojas en hojarasca ( $\text{Mg ha}^{-1}$ ),  $r^2 = 0.93$ ,  $P < 0.0001$ ,  $n = 12$ .

y su productividad (Méndez-Barroso, Vivoni, Watts y Rodríguez, 2009). El estrés hídrico durante la sequía ocasiona la caída de las hojas, pero los eventos de lluvia en la época de crecimiento pueden disparar la producción de varias cohortes de hojas y ocasionar la abscisión de las hojas viejas. Sin embargo, la caída de hojarasca durante la época de crecimiento es mínima. Las temperaturas frías cercanas al punto de congelación ocasionaron el desprendimiento de las hojas en un matorral espinoso de la zona



árida Tamaulipeca (González-Rodríguez *et al.*, 2008). En una plantación con especies leñosas del MET se encontró que la relación entre la biomasa foliar y la hojarasca foliar dependió de la especie y de la estación (Ngangyo-Heya *et al.*, 2017). Por otro lado, en un matorral con cactáceas columnares en la zona árida Poblana algunas especies suculentas producen y tiran sus flores regularmente en cierta época del año independientemente del patrón de lluvias (Pavón, Briones y Flores, 2005). Al depender de la productividad primaria, la producción de hojarasca varía espacialmente con la productividad de los sitios. En sitios planos y abiertos -y relativamente menos productivos en el desierto sonorenses-, la producción de hojarasca fue solamente de 0.6 Mg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>, pero en un sitio cercano con mayor cobertura vegetal en los cauces de un arroyo de curso temporal la producción fue de 3.57 Mg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> (Martínez-Yrizar, Nuñez, Miranda y Búrquez, 1999), muy cercana a la producción de hojarasca de los bosques tropicales caducifolios (Martínez-Yrizar *et al.*, 2000).

A pesar de la extensión y enorme variedad de ecosistemas áridos y semiáridos de México y la relevancia del proceso de descomposición en el ciclo del C y la fertilidad del suelo, son contados los estudios que hayan examinado la degradación y el destino de la hojarasca una vez que ingresa al suelo. En general, ha predominado en la literatura científica el interés de analizar el patrón temporal de la descomposición y los factores que controlan el proceso en las condiciones altamente heterogéneas en estos ambientes. Se ha analizado la contribución relativa de la descomposición biótica (microflora y fauna del suelo) y la abiótica (fotodegradación), vía el efecto de la radiación UV que es particularmente intensa en los desiertos. A este respecto, un solo trabajo en México ha examinado la contribución relativa de estos dos agentes de descomposición en dos zonas climáticamente contrastantes, mostrando que factores como el intemperismo físico (oxidación fotoquímica) es responsable de la mayor pérdida de los residuos orgánicos en el ambiente árido (Montaña *et al.*, 1988). La calidad de la hojarasca (por ejemplo, cocientes C:N, lignina:N), las condiciones particulares donde ocurre la descomposición en el desierto (p.ej. áreas expuestas

vs. protegidas de la insolación) y el patrón de lluvia de corto plazo (p.ej. lluvias de verano) son los factores que mayormente explican los patrones de descomposición foliar observados en las zonas áridas Sonorenses y Tamaulipeca (Arriaga y Maya 2007; Martínez-Yrizar *et al.*, 2007; Marmolejo, Cantú y Gutiérrez, 2013). Sin embargo, se ha encontrado que, además de la fotodegradación, las termitas tienen una participación significativa en la descomposición en las áreas de suelo del desierto desprovistas de vegetación (Martínez-Yrizar *et al.*, 2007). Estos estudios han utilizado bolsas de malla en las que se confina una cantidad conocida de hojarasca, se colocan sobre o bajo la capa de hojarasca y se van retirando a intervalos regulares para estimar la tasa de pérdida del material en función del tiempo. En general, se ha encontrado que la tasa de descomposición anual de hojarasca es más lenta (intervalo 0.001 - 0.44; Montaña *et al.*, 2016) que ecosistemas mésicos, pero en las fases iniciales, bajo condiciones de humedad durante el verano, hay una rápida pérdida de material que disminuye con el tiempo. Otros enfoques de estudio han sido analizar el potencial microbiano del suelo y la mineralización de carbono mediante experimentos de incubación de suelo (Nuñez, Martínez-Yrizar, Búrquez y García-Oliva, 2001; Reyes-Reyes *et al.*, 2003) para determinar el aporte de C de la hojarasca de distintas especies y distribuir en el suelo secciones de brazos de cactus para analizar la contribución de las larvas de insectos (*Copestylum*) en la inmovilización de nutrientes y en la velocidad de descomposición (Martínez-Falcón, Marcos-García, Moreno y Rotheray, 2012), o bien añadir hojas directamente bajo la copa de especies selectas mostrando que la mineralización de este material incrementa la materia orgánica y el contenido de N en el suelo (Herrera-Arreola, Herrera, Reyes-Reyes y Dendooven, 2007).

### Respiración del suelo

El flujo de CO<sub>2</sub> del suelo a la atmósfera se debe a la respiración heterótrofa de la microbiota y fauna del suelo y a la respiración autótrofa de las raíces (Weathers *et al.*, 2013). Cueva-Rodríguez *et al.* (2016) mencionan que los factores controladores de la variación espacial y temporal de la res-

piración del suelo son la humedad del suelo, temperatura (cuando la humedad del suelo no es limitante), fotosíntesis y disponibilidad y calidad de la materia orgánica, además de la composición de la biota del suelo, las características físicas y nutrimentales del suelo y características heterogéneas intrínsecas de los procesos biogeoquímicos del suelo en el espacio y el tiempo. Cueva-Rodríguez, Yépez, Garatuzza-Payan, Watts y Rodríguez (2012); Leon *et al.* (2014) y Robles-Zazueta, Yépez, Rodríguez, Garatuzza-Payan y Watts (2014) estimaron el flujo de CO<sub>2</sub> por respiración del suelo a la atmósfera con la técnica de medición *in situ* de CO<sub>2</sub>. Cueva-Rodríguez *et al.* (2012) hallaron valores mínimos y máximos de 0.52 g C m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> y 9.43 g C m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> de respiración del suelo para un matorral subtropical en el desierto Sonorense. Para este mismo sitio, Robles-Zazueta *et al.* (2014) encontraron valores mínimos y máximos de 0.01 g C m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> y 3.31 g C m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> de respiración edáfica y mostraron que la variación estuvo controlada por los pulsos de la precipitación durante la estación lluviosa. Asimismo, Leon *et al.* (2014) encontraron valores mínimos y máximos de 0.41 g C m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> y 2.18 g C m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> de respiración de suelo para un matorral mediterráneo en Baja California y observaron que la variabilidad espacial se relacionó con la humedad del suelo y la acumulación de mantillo, siendo el primer factor el principal controlador del flujo de CO<sub>2</sub>. Como fue señalado por Cueva-Rodríguez *et al.* (2016), las tres investigaciones anteriores muestran la importancia de considerar otros controladores de la respiración edáfica cuando la humedad del suelo no es limitante en los ecosistemas desérticos, tales como la variabilidad espacial y el efecto de la vegetación. La técnica más empleada en México para la medición del flujo de CO<sub>2</sub> solamente ha incluido a la respiración heterótrofa de la microbiota del suelo bajo condiciones de laboratorio (Cueva-Rodríguez *et al.*, 2016). El flujo microbiano de CO<sub>2</sub> ha sido estimado como la tasa neta potencial de mineralización de carbono (TNPMC) con la técnica de trampas de NaOH (Coleman *et al.*, 1978). En las zonas áridas mexicanas, la TNPMC promedio fue 28.4 µg C g<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup>, e.e. = 5.44 (11 sitios, Suplemento 4). Los valores más bajo se registraron en Cuatro Ciénegas, Coahuila y

Mapimí, Durango, en la zona árida Chihuahuense, mientras el valor más alto se registró para suelo bajo costras biológicas en la zona árida Poblana (Montaño *et al.*, 2016). En coincidencia con los resultados sobre la respiración del suelo *in situ* documentados por Cueva-Rodríguez *et al.* (2016), los estudios sobre la TNPMC en los suelos de las zonas áridas de México muestran que la disponibilidad de agua es un factor controlador muy importante de la respiración microbiana (Fig. 4a), además de la fertilidad del suelo (Fig. 4b, c). La TNPMC estuvo asociada positivamente con la cantidad de lluvia y la concentración de C y N en el suelo, pero no con la temperatura del aire, pH y concentración de P (Fig. 4a, b, c). La ausencia de correlación de la TNPMC con la temperatura del aire también ha sido evidenciada en estudios de respiración de suelo a escala mundial (ver Cueva-Rodríguez *et al.*, 2016). La relación de la TNPMC con el C puede explicarse porque este último es el principal recurso energético para la actividad heterótrofa (Plante y Parton, 2007). Mientras que la relación de la TNPMC con el N podría deberse a que el proceso de mineralización de C conserva parte del N en el suelo en forma de amonio, que es desechado por la microbiota heterótrofa del suelo como consecuencia de la descomposición de la materia orgánica (Paul y Clark, 1996). Lo anterior sugiere la existencia de relaciones entre el flujo de CO<sub>2</sub> del suelo a la atmósfera en condiciones de relativamente alta concentración de C y N. Sin embargo, la relación altamente significativa de la TNPMC con la precipitación respalda que la disponibilidad de agua es esencial para el proceso de mineralización de C y de respiración del suelo (Cueva-Rodríguez *et al.*, 2016). Cabe mencionar que en el matorral semiárido Mediterráneo de Baja California, Leon *et al.* (2014) observaron con cámaras de suelo conectadas a un sistema de análisis de gases en infrarrojo que el flujo de CO<sub>2</sub> de las raíces y microbios del suelo estuvo determinado principalmente por la precipitación. Leon *et al.* (2014) también observaron que el flujo de CO<sub>2</sub> estuvo asociado con el contenido volumétrico de agua en el suelo durante la estación seca, pero estuvo relacionado con la distribución espacial de la biomasa radicular e índice de área foliar durante la estación



húmeda. White II, Welty-Bernard, Rasmussen y Schwartz (2009), en un sitio en la zona árida Sonorense localizado fuera de los límites mexicanos, encontraron que el tipo de vegetación ejerció un fuerte control en la respiración microbiana del suelo. Con base en lo anterior, es recomendable que los estudios futuros de respiración del suelo y de mineralización de C incluyan las características de la vegetación.

## CONCLUSIONES

A pesar de su extensión y diversidad, pocos han sido los estudios sobre la biomasa y productividad primaria aérea y subterránea de los ecosistemas de las zonas áridas mexicanas. Aun así, con la información disponible aquí presentada se pudieron identificar gruesamente los principales rasgos de la dinámica del C de las zonas Sonorense, Chihuahuense, Tamaulipeca, Hidalguense y Poblana. La magnitud de los valores de biomasa, productividad primaria y producción de hojarasca sitúan a los ecosistemas de las zonas áridas mexicanas en un lugar intermedio entre los desiertos del suroeste de los Estados Unidos y el bosque tropical caducifolio de México. Los factores ambientales que controlan la productividad primaria y la transferencia de carbono de la vegetación al suelo y atmósfera en las zonas áridas mexicanas son similares a los observados para ecosistemas similares limitados por agua en otras regiones del mundo. Es urgente un mayor número de estudios para mejorar nuestro entendimiento del proceso de asimilación de carbono, producción de biomasa y transferencia de materia y energía en las zonas áridas mexicanas, cuya sensibilidad/resiliencia al cambio de uso de suelo y otras presiones persistentes de cambio global es aún incierta.

## RECONOCIMIENTOS

Se dedica el trabajo al Dr. Carlos Montaña (1943-2015) por sus contribuciones al conocimiento de las poblaciones de plantas y la estructura y funcionamiento de los ecosistemas áridos de México.

Se agradece el apoyo del Dr. Claudio Mota en la elaboración de las figuras y tablas. Se agradecen los comentarios de dos revisores anónimos.

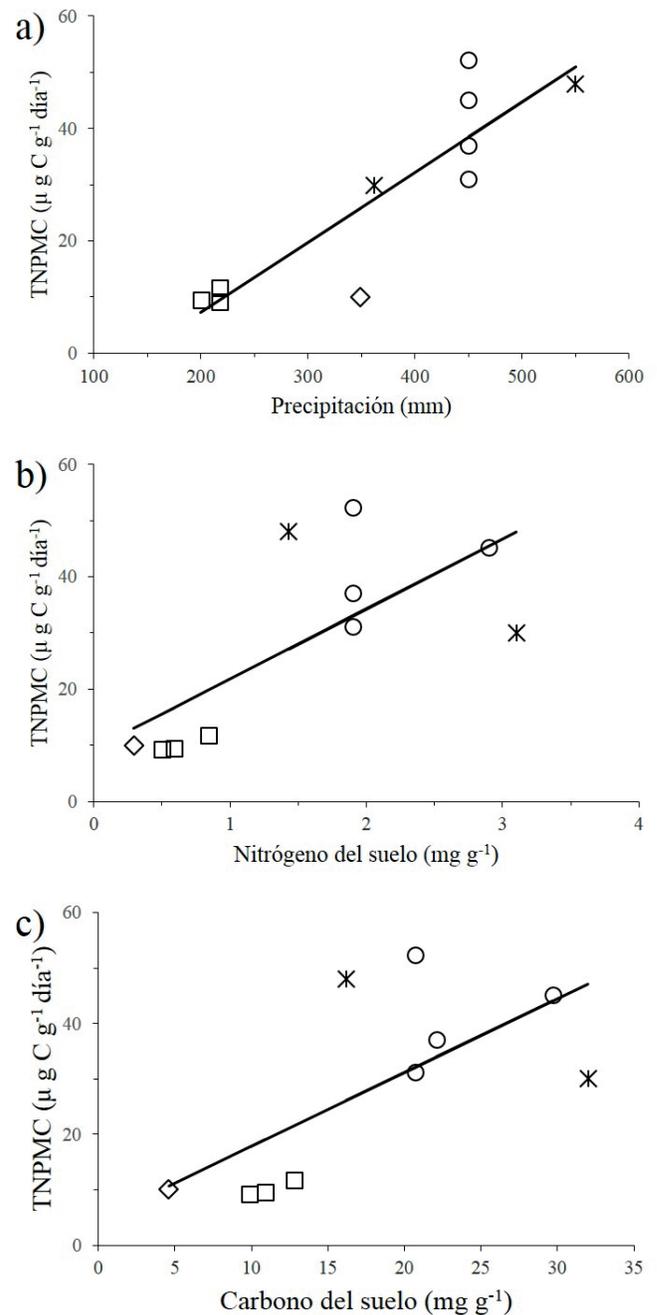


FIGURA 4. Relación entre la tasa neta potencial de mineralización de carbono (TNPMC) con la precipitación (a), contenido de nitrógeno (b) y carbono (c) en matorrales xerófilos de las zonas áridas Sonorense (rombo), Chihuahuense (cuadro), Hidalguense (asterisco) y Poblana (círculo).

Los datos se ajustaron significativamente a los modelos de regresión lineal:  $TNPMC (\mu g C g^{-1} día^{-1}) = -17.81214 + 0.1251066 \times Precipitación (mm)$ ,  $r^2 = 0.79$ ,  $P = 0.006$ ,  $n = 10$ ;  $TNPMC (\mu g C g^{-1} día^{-1}) = 9.29614468 + 12.454481 \times Nitrógeno (mg g^{-1})$ ,  $r^2 = 0.51$ ,  $P = 0.0021$ ,  $n = 10$ ;  $TNPMC (\mu g C g^{-1} día^{-1}) = 4.6135148 + 1.3254543 \times Carbono (mg g^{-1})$ ,  $r^2 = 0.45$ ,  $P = 0.0335$ ,  $n = 10$ .

## REFERENCIAS

- Arriaga, L., & Maya, Y. (2007). Spatial variability in decomposition rates in a desert scrub of Northwestern Mexico. *Plant Ecology*, 189, 213-225. doi: 10.1007/s11258-006-9178-4
- Becerril-Piña, R., González-Sosa, E., Mastachi-Loza, C. A., Díaz-Delgado, C., & Ramos-Salinas, N. M. (2014). Contenido de carbono en un ecosistema semiárido del centro de México. *Ecosistemas y Recursos Agropecuarios*, 1, 9-18.
- Bell, T. W., Menzer, O., Troyo-Diéquez, E., & Oechel W. C. (2012). Carbon dioxide exchange over multiple temporal scales in an arid shrub ecosystem near La Paz, Baja California Sur, Mexico. *Global Change Biology*, 18, 2570-2582. doi: 10.1111/j.1365-2486.2012.02720.x
- Benítez, J., Yépez, E. A., Pérez-Ruíz, E., Garatuzza, J., & Encinas, D. (2011). Estimación de la productividad primaria neta de ecosistemas sonorenses a partir de sensores remotos. En F. Paz, & R. Cuevas (eds.), *Estado actual del conocimiento del ciclo del carbono y sus interacciones en México Síntesis a 2011*. Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano del Carbono.
- Búrquez, A., Martínez-Yrizar, A., & Nuñez, S. (1999). Sonoran Desert productivity and the effect of trap size on litterfall estimates in dryland vegetation. *Journal of Arid Environments*, 43, 459-465. doi:10.1006/jare.1999.0547
- Búrquez, A., & Martínez-Yrizar, A. (2010). Límites geográficos entre las selvas bajas caducifolias y matorrales espinosos y xerófilos: ¿Qué conservar?. En G. Ceballos, L. Martínez, A. García, E. Espinosa, J. Bezaury, & R. Dirzo (eds.), *Diversidad, amenazas y prioridades para conservación de las Selvas Secas del Pacífico de México*. México, D. F. Fondo de Cultura Económica.
- Búrquez, A., Martínez-Yrizar, A., Nuñez, S., Quintero, T., & Aparicio, A. (2010). Aboveground biomass in three Sonoran Desert communities: Variability within and among sites using replicated plot harvesting. *Journal of Arid Environments*, 74, 1240-1247. doi:10.1016/j.jaridenv.2010.04.004
- Cano-Santana, Z. (1994). *Flujo de energía a través de *Sphenarium purpurascens* (Orthoptera: Acrididae) y productividad primaria neta aérea en una comunidad xerofita*. (Tesis de doctorado). Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad de México, México.
- Caldwell, M. M., & Camp, L. (1974). Belowground productivity of two cool desert communities. *Oecologia*, 17, 123-130.
- Castellanos, J., Maass, M., & Kummerow, J. (1991). Root biomass of a dry deciduous tropical forest in Mexico. *Plant and Soil*, 131, 225-228.
- Cayrol, P., Chehbouni, A., Kergoat, L., Dedieu, G., Mordelet, P., & Nouvellon, Y. (2000). Grassland modeling and monitoring with SPOT-4 VEGETATION instrument during the 1977-1999 SALSA experiment. *Agricultural and Forest Meteorology*, 105, 91-115.
- Coleman, D. C., Anderson, R. V., Cole, C. V., Elliott, E. T., Woods, L., & Champion, M. K. (1978). Trophic interactions in soil as they affect energy and nutrient dynamics IV. Flows of metabolic and biomass carbon. *Microbial Ecology*, 4, 373-380.
- Comisión Nacional Forestal [Conafor] - Universidad Autónoma Chapingo [UACH]. (2013). *Línea base nacional de degradación de tierras y desertificación*. Informe final. Comisión Nacional Forestal y Universidad Autónoma de Chapingo. Zapopan, Jalisco. Comisión Nacional Forestal.
- Cueva-Rodríguez, A., Yépez, E. A., Garatuzza-Payan, J., Watts, C. J., & Rodríguez, J. C. (2012). Diseño y uso de un sistema portátil para medir la respiración de suelo en ecosistemas. *Terra Latinoamericana*, 30, 327-336.
- Cueva-Rodríguez, A., Robles-Zazueta, C. A., Garatuzza-Payan, J., & Yépez, E. A. (2016). Soil respiration in México: Advances and future directions. *Terra Latinoamericana*, 34, 253-269.
- Chapin, S., Manson, P., & Mooney, H. (2011). *Principles of Terrestrial Ecosystem Ecology*. New York: Springer Science & Business Media, New York, Inc.
- Chávez-Castillo, E., Bolaños-González, M., & Paz-Pellat, F. (2014). Determinación de la producción de biomasa en zonas de pastizal y matorral, utilizando información radiométrica y de cobertura vegetal mediante imágenes digitales. En F. Paz, & J. Wong-González (eds.), *Estado actual del conocimiento del ciclo del carbono y sus inte-*



- racciones en México. *Síntesis a 2014. Serie Síntesis Nacionales* (pp. 249-260). Programa Mexicano del Carbono. Texcoco, Estado de México, México.
- Díaz-Martínez, A. M. (2001). *Variación espacial y temporal de la producción de hojarasca en la subdivisión Costa Central del Golfo del Desierto Sonorense en Sonora, México*. (Tesis de licenciatura). Centro de Estudios Superiores del Estado de Sonora, Hermosillo, México.
- Ehleringer, J., & Mooney, H. (1982). Productivity of desert and Mediterranean-climate plants. En O. L. Lange, P. S. Nobel, L. B. Osmond, & H. Ziegler (eds.), *Ecosystems process mineral cycling, productivity and man's influence*. Physiological Plant Ecology IV, Vol. 12 (205-231). Springer, Amsterdam.
- Escobar, E., Maass, M., Alcocer, D., Azpra, E., Flacón, L., Gallegos, A., García, F., García-Oliva, F., Jaramillo, V., Lecuanda, R., Magaña, V., Martínez-Yrizar, A., Muhlia, A., Rodríguez, R., & Zavala-Hidalgo, J. (2008). *Diversidad de procesos funcionales en los ecosistemas*. En *Capital Natural de México*, vol. I. Conocimiento Actual de la Biodiversidad. México. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad [Conabio]. Ciudad de México, México.
- Espinoza-Bretado, R., & Nívar, J. (2005). Producción de biomasa, diversidad y ecología de especies en un gradiente de productividad en el matorral espinoso tamaulipeco del nordeste de México. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 11, 25-31.
- Franklin, K. A., Lyons, K., Nagler, P. L., Lampkin, D., Glenn, E. P., Molina-Freaner, F., Markow, T., & Huete, A. R. (2006). Buffelgrass (*Pennisetum ciliare*) land conversion and productivity in the plains of Sonora, Mexico. *Biological Conservation*, 127, 62-71. doi:10.1016/j.biocon.2005.07.018.
- Frias-Hernández, J. T., Aguilar, L. L., Olalde, V. P., Balderas, J. A., Gutierrez, L. G., Alvarado, J. J., Castro, J., Vargas, H., Albores, A., & Dendooven, L. (1999). Research note soil characteristics in a semiarid highland of Central Mexico as affected by mesquite trees (*Prosopis laevigata*). *Arid Soil Research and Rehabilitation*, 13, 305-312. doi:10.1080/089030699263339.
- Gómez, D., J. D., Monterroso, A. I., Toledo, M. L., & Tinoco, J. A. (2008). *Impactos del cambio climático en el sector ganadero a nivel país*. Informe. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales - Instituto Nacional de Ecología - Universidad Nacional Autónoma de México - Universidad Autónoma Chapingo. 120 pp.
- González-Rodríguez, H., Cantú-Silva, I., Ramírez-Lozano, R. G., Gómez-Meza, M. V., Domínguez-Gómez, T. G., Bravo-Garza, J., & Maiti, R. K. (2008). Spatial and seasonal litterfall deposition pattern in the Tamaulipan thornscrub, Northeastern Mexico. *International Journal of Agriculture, Environment and Biotechnology*, 1, 177-181.
- González-Rodríguez, H., Domínguez-Gómez, T. G., Cantú-Silva, I., Gómez-Meza, M. V., Ramírez-Lozano, R. G., Pando-Moreno, M., & Fernández, C. J. (2011). Litterfall deposition and leaf litter nutrient return in different locations at Northeastern Mexico. *Plant Ecology*, 212, 1747-1757. doi: 10.1007/s11258-011-9952-9.
- González-Rodríguez, H., Ramírez-Lozano, R. G., Cantú-Silva, I., Gómez-Meza, M. V., Cotera-Correa, M., Carrillo-Parra, A., & Marroquín-Castillo, J. J. (2013). Producción de hojarasca y retorno de nutrientes vía foliar en un matorral desértico micrófilo en el noreste de México. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 19(2), 249-262. doi: 10.5154/r.rchscfa.2012.08.048.
- Gutierrez, J. R., & Whitford, W. G. (1987). Chihuahuan desert annuals: importance of water and nitrogen. *Ecology*, 68, 2032-2045. doi:10.2307/1939894.
- Hadley, N. F., & Szarek, S. R. (1981). Productivity of desert ecosystems. *BioScience*, 31, 747-753.
- Heiseke, D., & Foroughbackch, R. (1985). El matorral como recurso forestal. Facultad de Ciencias Forestales UANL, Linares, N.L., México. *Reporte Científico*, 1, 1-31.
- Herrera-Arreola, G., Herrera, Y., Reyes-Reyes, B. G., & Dendooven, L. (2007). Mesquite (*Prosopis juliflora* (Sw.) DC.), huisache (*Acacia farnesiana* (L.) Willd.) and cat-claw (*Mimosa biuncifera* Benth.) and their effect on dynamics of carbon and nitrogen in soils of the semi-arid highlands of Durango Mexico. *Journal of Arid Environments*, 69, 583-598. doi: 10.1016/j.jaridenv.2006.11.014.

- Hinojo-Hinojo, C., Castellanos, A. E., Rodríguez, J. C., Delgado-Balbuena, J., Romo-León, J. R., Celaya-Michel, H., & Huxman, T. E. (2016). Carbon and water fluxes in an exotic Buffelgrass savanna. *Rangeland Ecology and Management*, 69, 334-341. doi: 10.1016/j.rama.2016.04.002.
- Huete, A. R., Solano-Barajas, R., Glenn, E. P., & Restrepo-Coupe, N. (2011). Monitoreo de propiedades y procesos ecosistémicos con índices de vegetación MODIS. En J. F. Mas, (Ed). *Aplicaciones del sensor MODIS para el monitoreo del territorio*. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. D. F., México.
- Iversen, C. M., McCormack, M. L., Powell, A. S., Blackwood, C. B., Freschet, G. T., Kattge, J., Roumet S., Stover, D. B., Soudzilovskaia, N. A., Valverde-Barrantes, O. J., van Bodegom, P., & Violle, C. (2017). A global fine-root ecology database to address below-ground challenges in plant ecology. *New Phytologist*, 215, 15-26. doi:10.1111/nph.14486.
- Jackson, R., Mooney, H. A., & Schulze, E. D. (1997). A global budget for fine root biomass, surface area, and nutrient contents. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 94, 7362-7366. doi: 10.1073/pnas.94.14.7362.
- Jackson, R. B., Lechowics, M. J., Li, X., & Mooney, H. (2001). Phenology, growth, and allocation in global terrestrial productivity. En J. Roy, B. Saugier, & H. A. Mooney. *Terrestrial global productivity* (pp. 61-82). Academic Press, San Diego, USA.
- Jurado-Guerra, P., Saucedo-Terán, R. A., Morales-Nieto, C. R., & Martínez-Salvador, M. (2013). *Almacén y captura de carbono en pastizales y matorrales de Chihuahua*. Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación - Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias. México.
- Leon, E., Vargas, R., Bullock, S., López, E., Panoso, A. R., & La Scala, N. (2014). Hot spots, hot moments, and spatio-temporal controls on soil CO<sub>2</sub> efflux in a water-limited ecosystem. *Soil Biology and Biochemistry*, 77, 12-21. doi:10.1016/j.soilbio.2014.05.029.
- Long, S. P., Garcia-Moya, E., Imbamba, S. K., Kamnalrut, A., Piedad, M. T. F., Scurlock, J. M. O., Shen, Y. K., & Hall, D. O. (1989). Primary productivity of natural grass ecosystems of the tropics: a reappraisal. *Plant and Soil*, 115, 155-166.
- López-Hernández, J. M., González-Rodríguez, H., Ramírez-Lozano, R. G., Cantú-Silva, I., Gómez-Mesa, M. V., Pando-Moreno, M., & Estrada-Castillón, A. E. (2013). Producción de hojarasca y retorno potencial de nutrientes en tres sitios del estado de Nuevo León, México. *Polibotánica*, 35, 41-64.
- Ludwig, J. A., Reynolds, J. F., & Whitson, P. D. (1975). Size-biomass relationships of several Chihuahuan Desert shrubs. *The American Midland Naturalist*, 94, 451-461.
- Mares, M. A. (2017). *Encyclopedia of deserts*. University of Oklahoma Press. Norma, Oklahoma, USA.
- Marmolejo, J. G., Cantú A., C. A., & Gutiérrez, S. M. (2013). Degradación de la hojarasca en sitios con vegetación primaria y secundaria del Matorral Espinoso Tamaulipeco. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 4, 174-181.
- Martin-R., M. H., Cox, J. R., & Ibarra-F., F. (1995). Climatic effects on buffelgrass productivity in the Sonoran Desert. *Journal of Range Management*, 48, 60-63. doi: 10.2307/4002505.
- Martínez-Falcón, A. P., Marcos-García, M. A., Moreno, C. E., & Rotheray, G. E. (2012). A critical role for *Copestylum larvae* (Diptera, Syrphidae) in the decomposition of cactus forests. *Journal of Arid Environments*, 78, 41-48.
- Martínez-Yrizar, A., Maass, M., Pérez-Jiménez, L. A., & Sarukhán, J. (1996). Net primary productivity of a tropical deciduous forest ecosystem in western Mexico. *Journal of Tropical Ecology*, 12, 169-175. doi: 10.1017/S026646740000938X.
- Martínez-Yrizar, A., Núñez, S., & Búrquez, A. (2007). Leaf litter decomposition in a southern Sonoran Desert, northwestern Mexico: effect of habitat and litter quality. *Acta Oecologica*, 32, 291-300. doi:10.1016/j.actao.2007.05.010.
- Martínez-Yrizar, A., Nuñez, S., Miranda, H., & Búrquez, A. (1999). Temporal and spatial variation of litter production in Sonoran Desert communities. *Plant Ecology*, 145, 37-48.
- Martínez-Yrizar, A., Búrquez, A., & Maass, M. (2000). Structure and functioning of tropical deciduous forest in Wes-



- tern Mexico. En R. H. Robichaux, & D. Yetman (eds.), *The Tropical Deciduous Forest of Alamos: Biodiversity of a threatened ecosystem in Mexico* (pp. 19-35). University of Arizona Press. USA.
- Maya, Y., & Arriaga, L. (1996). Litterfall and phenological patterns of the dominant overstorey species of a desert scrub community in north-western Mexico. *Journal of Arid Environments*, 34, 23-35. doi:10.1006/jare.1996.0090.
- McCormack, M. L., Dickie, I. A., Eissenstat, D. M., Fahey, T. J., Fernandez, C. W., Guo, D., Helmisaari, H-S., Hobbie, E. A., Iversen, C.M., Jackson, R.B., Leppälammil-Kujansuu, J., Norby, R. J., Phillips, R. P., Pregitzer, K. S., Pritchard, S. G., Rewald, B., & Zadworny, M. (2015). Redefining fine roots improves understanding of below-ground contributions to terrestrial biosphere processes. *New Phytologist*, 207, 505-518. doi:10.1111/nph.13363.
- Medina-Roldán, E., Arredondo, T., García-Moya, E., & Huerta, M. (2007). Soil water dynamics along a range condition gradient in a shortgrass steppe. *Rangeland Ecology and Management*, 60, 79-87. doi:10.2111/05-219R2.1.
- Meentemeyer, V., Box, E. O., & Thompson, R. (1982). World patterns and amounts of terrestrial plant litter production. *BioScience*, 32, 125-128. doi: 10.2307/1308565.
- Méndez-Barroso, L. A., Vivoni, E. R., Watts, C. J., & Rodríguez, J. C. (2009). Seasonal and interannual relations between precipitation, surface soil moisture and vegetation dynamics in the North American monsoon region. *Journal of Hydrology*, 377, 59-70. doi:10.1016/j.jhydrol.2009.08.009.
- Mendez-Estrella, R., Romo-Leon, J. R., & Castellanos, A. E. (2017). Mapping changes in carbon storage and productivity series services provided by riparian ecosystems of semi-arid environments in Northwestern Mexico. *International Journal of Geo-Information*, 6, 298. doi:10.3390/ijgi6100298.
- Montaña, C., Ezcurra, E., Carrillo, A., & Delhoume, J. P. (1988). The decomposition of litter in grasslands of northern Mexico: a comparison between arid and non-arid environments. *Journal of Arid Environments*, 14, 55-60.
- Montaño, N. M., Ayala, F., Bullock, S. H., Briones, O., García-Oliva, F., García-Sánchez, R., Maya, Y., Perroni, Y., Siebe, C., Tapia-Torres, Y., Troyo, E., & Yépez, E. (2016). Almacenes y flujos de carbono en ecosistemas áridos y semiáridos de México: Síntesis y perspectivas. *Terra Latinoamericana*, 34, 39-59.
- Murphy, P. G., & Lugo, A. E. (1986). Ecology of tropical dry forests. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 17, 67-88.
- Návar, J. (2009). Biomass component equations for Latin American species and groups of species. *Annals of the Forest Science*, 66, 1-8. doi: 10.1051/forest/2009001.
- Návar, J. J., Méndez, E., & Dale, V. (2002). Estimating stand biomass in the Tamaulipan thornscrub of northeastern Mexico. *Annals of Forest Science*, 59, 813-821. doi: 10.1051/forest:2002079.
- Ngangyo-Heya, M., Foroughbakhch-Pournavab, R., Carrillo-Parra, A., Salas-Cruz, L., Alvarado-Vazquez, M., & Bustamante-García, V. (2017). Foliar biomass production and litterfall pattern of five timber species in forest plantations on semi-arid lands of the northeastern Mexico. *Botanical Sciences*, 95, 295-305. doi:10.17129/botsci.770.
- Norby, R. J., & Jackson, R. B. (2000). Root dynamics and global change: seeking an ecosystem perspective. *New Phytologist*, 147, 3-12.
- Northup, B. K., Zitzer, S. F., Archer, S., McMurtry, C. R., & Boutton, T. W. (2005). Above-ground biomass and carbon and nitrogen content of woody species in a subtropical thornscrub parkland. *Journal of Arid Environments*, 62, 23-43. doi: 10.1016/j.jaridenv.2004.09.019.
- Noy-Meir, I. (1985). Desert ecosystems structure and function. En M. Evenari, & I. Noy-Meir (eds.), *Hot desert and shrublands* (pp. 93-101). Ecosystems of the world 12A. Elsevier, Amsterdam.
- Núñez, S., Martínez-Yrizar, A., Burquez, A., & García-Oliva, F. (2001). Carbon mineralization in the southern Sonoran Desert. *Acta Oecologica*, 22, 269-276. doi: 10.1016/S1146-609X(01)01122-5.
- Osuna-Villavicencio, J. F. (2015). *Biomasa del matorral sarco-caulescente comestible, accesible a rumiantes bovinos en zonas áridas de Baja California Sur, México*. (Tesis de

- ingeniería). Universidad Autónoma de Baja California Sur, Baja California Sur, México.
- Paul, E. A., & Clark, F. E. (1996). *Soil microbiology and biochemistry*. Academic Press.
- Pavón, N. P. (2005). Biomass and root production of two plant life forms in a semiarid Mexican scrub: responses to soil nitrogen availability. *Canadian Journal of Botany*, *83*, 1317-1321. doi:10.1139/b05-113.
- Pavón, N. P. (2007). Fine root biomass and production in a semiarid Mexican shrubland. *The Southwestern Naturalist*, *52*, 116-119. doi:10.1894/0038-4909(2007)52[116:FRBAPI]2.0.CO;2.
- Pavón, N. P., Ayala, C. O., & Martínez-Falcón, A. P. (2016). Water and carbon storage capacity in *Isolatocereus dumortieri* (Cactaceae) in an intertropical semiarid zone in Mexico. *Plant Species Biology*, *31*, 240-243. doi:10.1111/1442-1984.12102.
- Pavón, N. P., & Briones, O. (2000). Root distribution, standing crop biomass and belowground productivity in a semidesert in Mexico. *Plant Ecology*, *146*, 131-136.
- Pavón, N. P., Briones O., & Flores J. (2005). Litterfall production and nitrogen content in an intertropical semiarid Mexican scrub. *Journal of Arid Environments*, *60*, 1-13. doi: 10.1016/j.jaridenv.2004.03.004.
- Perroni V., Y., Montaña, C., & García-Oliva, F. (2006). Relationship between soil nutrient availability and plant species richness in a tropical semi-environment. *Journal of Vegetation Science*, *17*, 719-728. doi:10.1658/1100-9233(2006)17[719:RBSNAA]2.0.CO;2.
- Perroni V., Y., Montaña, C., & García-Oliva, F. (2010). Carbon-nitrogen interactions in fertility island soil in a tropical semi-arid ecosystem. *Functional Ecology*, *24*, 233-242. doi: 10.1111/j.1365-2435.2009.01610.x.
- Perroni V., Y., Briones, O., & Montaña, C. (2013). Variabilidad en el ciclado de C por unidades funcionales de procesamiento de nutrientes en el suelo de dos desiertos mexicanos. Memorias en extenso. En F. Paz, J. Wong, M. Bazan, & V. Saynes (eds.), *Estado actual del conocimiento del ciclo del carbono y sus interacciones en México. Síntesis a 2013. Serie Síntesis Nacionales* (pp. 269-278). Programa Mexicano del Carbono. Texcoco, Estado de México, México.
- Perroni V., Y., García-Oliva, F., & Souza, V. (2014). Plant species identity and soil P forms in an oligotrophic grassland-desert scrub system. *Journal of Arid Environments*, *108*, 29-37. doi:10.1016/j.jaridenv.2014.04.009.
- Plante, A. F., & Parton, W. J. (2007). The dynamic of soil organic matter and nutrient cycling. En E. A. Paul (ed.), *Soil microbiology and biochemistry* (pp. 433-453). Third Edition. Elsevier Inc.
- Reyes-Reyes, B. G., Zamora-Villafranco, E., Reyes-Reyes, M. L., Frías-Hernández, V. Olalde-Portugal, V., & Dendooven, L. (2003). Decomposition of leaves of huisache (*Acacia tortuosa*) and mesquite (*Prosopis* spp) in soil of the central highlands of Mexico. *Plant and Soil*, *256*, 359-370.
- Robles-Zazueta, C. A., Yépez, E. A., Rodríguez, J. C., Garatuzza-Payan, J., & Watts, C. J. (2014). Estimación de la respiración de suelo mediante el método del gradiente en un matorral subtropical de Sonora. En F. Paz, & J. Wong-González (eds.), *Estado actual del conocimiento del ciclo del carbono y sus interacciones en México: Síntesis a 2014. Serie Síntesis Nacionales* (pp. 55-61). Programa Mexicano del Carbono. Texcoco, Estado de México, México.
- Rojas-García, F., De Jong, B. H. J., Martínez-Zurimendi, P. A., & Paz-Pellat, F. (2015). Database of 478 allometric equations to estimate biomass for Mexican trees and forests. *Annals of Forest Science*, *72*, 835-864. doi: 10.1007/s13595-015-0456-y.
- Rzedowski, J. (1973). Geographical relationships of the flora of Mexican dry regions. In: A. Graham (ed.), *Vegetation and vegetational history of northern Latin America* (pp. 61-72). Elsevier Scientific Publishing Co., Amsterdam, The Netherlands.
- Rzedowski, J. (1978). *Vegetación de México*. Limusa. 432 p.
- Schlesinger, W. H., Belnap, J., & Marion, G. (2009). On carbon sequestration in desert ecosystems. *Global Change Biology*, *15*, 1488-1490. doi: 10.1111/j.1365-2486.2008.01763.x.
- Schlesinger, W. H., & Bernhardt, E. (2013). *Biogeochemistry. An analysis of global change*. 3rd. Edition. Academic Press. 688 p.



- Smith, S. D., Monson, R. K., & Anderson, J. E. (1997). *Physiological ecology of North American desert plants*. Springer-Verlag.
- Strojan, C. L., Turner, F. B., & Castetter, R. (1979). Litterfall from shrubs in the northern Mojave Desert. *Ecology*, 60, 891-900. doi: 10.2307/1936857.
- Tapia-Torres, Y. (2010). *Efecto del tipo de vegetación en la dinámica de nutrientes y en la estructura de las comunidades bacterianas del suelo en el valle de Cuatro Ciénegas, Coahuila*. (Tesis de maestría). Universidad Nacional Autónoma de México, Morelia, México.
- Tapia-Torres, Y., López-Lozano, N. E., Souza, V., & García-Oliva, F. (2015). Vegetation-soil system controls soil mechanisms for nitrogen transformations in an oligotrophic Mexican Desert. *Journal of Arid Environments*, 114, 62-69. doi: 10.1016/j.jaridenv.2014.11.007.
- Weathers, K. C., Strayer, D. L., & Likens, G. E. (2013). *Fundamentals of ecosystem science*. Elsevier, USA. 312 p.
- White, R. P., & Nackoney, J. (2003). *Drylands, people, and ecosystem goods and services: A web-based geospatial analysis*. World Resources Institute. Washington, DC. 58 p.
- White II, A., Welty-Bernard, A., Rasmussen, C., & Schwartz, E. (2009). Vegetation controls on soil organic carbon dynamics in an arid, hyperthermic ecosystem. *Geoderma*, 150, 214-223. doi:10.1016/j.geoderma.2009.02.011.
- Whitford, W. G. (2002). *Ecology of desert systems*. Academic Press.
- Yerena-Yamallel, J. I., Jiménez-Pérez, J., Alanís-Rodríguez, E., Aguirre-Calderón, O. A., & Treviño-Garza, E. J. (2011). Contenido de carbono en la biomasa aérea en diferentes sistemas de uso de suelo, en el matorral espinoso tamaulipeco. *Revista Latinoamericana de Recursos Naturales*, 7, 71-77.
- Yerena-Yamallel, J. I., Jiménez-Pérez, J., Alanís-Rodríguez, E., Aguirre-Calderón, O. A., González-Tagle, M. A., & Treviño-Garza, E. J. (2014). Dinámica de la captura de carbono en pastizales abandonados el noreste de México. *Tropical and Subtropical Agroecosystems*, 17, 113-121.
- Yerena-Yamallel, J. I., Jiménez-Pérez, J., Alanís-Rodríguez, E., Pompa-García, M., Aguirre-Calderón, O. A., & Treviño-Garza, E. J. (2015). Contenido de carbono en la biomasa aérea del Mezquite con historial agrícola, en México. *Interciencia*, 40, 722-726.
- Manuscrito recibido el 6 de septiembre de 2017  
Aceptado el 22 de mayo de 2018  
Publicado el 4 de diciembre de 2018
- Este documento se debe citar como  
Briones, O., Búrquez, A., Martínez-Yrizar, A., Pavón, N., & Perroni, Y. (2018). Biomasa y productividad en las zonas áridas mexicanas. *Madera y Bosques*, 24(Núm. esp.), e2401898. doi: 10.21829/myb.2018.2401898
- Suplementos 1 – 4. Material suplementario disponible en *Maderas y Bosques* OnLine.



Madera y Bosques por Instituto de Ecología, A.C. se distribuye bajo una Licencia Creative Commons Atribución-No Comercial-Compartir Igual 4.0 Internacional.



## SUPLEMENTO 1. Biomasa aérea y contenido de carbono en las zonas áridas mexicanas.

ZA	Vegetación	Observaciones	Biomasa (Mg ha <sup>-1</sup> )	Carbono (Mg ha <sup>-1</sup> )	PMA (mm)	TMA (°C)	Altitud (m snm)	Ref.
So	Matorral micrófilo	Arroyo	29.24	13.158	348.0	24.6	200-600	1
So	Matorral espinoso	Ladera	13.03	5.8635	348.0	24.6	200-600	1
So	Matorral micrófilo	Plano	06.99	3.1455	348.0	24.6	200-600	1
Ch	Matorral micrófilo	Cobertura abierta	04.87	02.40	463.2	18.2	2069	2
Ch	Matorral micrófilo	Cobertura semiabierta	20.53	12.60	463.2	18.2	2069	2
Ch	Matorral micrófilo	Cobertura cerrada	42.4	21.20	463.2	18.2	2069	2
Ch	Matorral inerme parvifolio	----	----	04.00	2750.0	----	1200-1400	3
Ch	Matorral mediano subinerme	----	----	05.10	250-300	19.0	----	3
Ch	Matorral crasirosulifolio	Ladera	----	02.51	275.0	----	----	3
Ch	Matorral desértico	----	03.94	----	252.0	21.0	740	4
Ch	Pastizal gipsófilo	----	04.93	----	252.0	21.0	740	4
Ch	Pastizal halófilo	Quema cada 2-3 años	02.79	----	700.0	15.5	2220	5
Ta	Matorral espinoso tamaulipeco	Meseta	08.9	02.90	744.0	23.1	360	6
Ta	Matorral espinoso tamaulipeco	Derramadero intermitente	79.97	34.32	744.0	23.1	360	6
Ta	Matorral espinoso tamaulipeco	----	25.00	11.70	744.0	23.1	360	7
Ta	Matorral espinoso tamaulipeco	Planicie	59.89	----	744.0	23.1	435	8
Ta	Matorral espinoso tamaulipeco	Loma	39.98	----	744.0	23.1	450	8
Ta	Matorral espinoso tamaulipeco	Semiárido	30.16	15.08	400-500	----	----	9
Ta	Matorral espinoso tamaulipeco	Primaria	31.40	14.25	805.0	22.4	----	10
Ta	Matorral espinoso tamaulipeco	10 años de regeneración	09.09	4.13	805.0	22.4	----	10
Ta	Matorral espinoso tamaulipeco	20 años de regeneración	16.50	07.30	805.0	22.4	----	10
Ta	Matorral espinoso tamaulipeco	30 años de regeneración	17.70	08.03	805.0	22.4	----	10
Ta	Matorral espinoso tamaulipeco	Primaria	32.51	14.76	805.0	22.4	360	11
Ta	Matorral espinoso tamaulipeco	15 años de regeneración	11.55	05.24	805.0	22.4	360	11
Ta	Matorral espinoso tamaulipeco	30 años de regeneración	41.48	18.83	805.0	22.4	360	11
	Promedio		23.20	10.30				

Donde: ZA = zona árida, So = Sonorense, Ch = Chihuahuense, Ta = Tamaulipeco, PMA = Precipitación media anual, TMA = Temperatura media anual.

Ref. = Referencia: 1, Búrquez, Martínez-Yrizar, Núñez, Quintero y Aparicio (2010); 2, Becerril-Piña, González-Sosa, Mastachi-Loza, Díaz-Delgado y Ramos-Salinas (2014); 3, Jurado-Guerra, Saucedo-Terán, Morales-Nieto y Martínez-Salvador (2013); 4, Tapia-Torres, López-Lozano, Souza y García-Oliva (2015); 5, Long *et al.* (1989); 6, Espinoza-Bretado y Nívar, 2005; 7, Yerena-Yamalle, Jiménez-Pérez, Alanís-Rodríguez, Aguirre-Calderón y Treviño-Garza (2011); 8, Heiseke y Foroughbakhch (1985); 9, Nívar, Méndez y Dale (2002); 10, Yerena-Yamalle, *et al.* (2014); 11, Yerena-Yamalle *et al.* (2015).

---- Sin dato.

Suplemento 1 del original: Biomasa y productividad en las zonas áridas mexicanas.

Manuscrito recibido el 6 de septiembre de 2017

Aceptado el 22 de mayo de 2018

Publicado el 4 de diciembre de 2018

Este documento se debe citar como

Briónes, O., Búrquez, A., Martínez-Yrizar, A., Pavón, N., & Perroni, Y. (2018). Biomasa y productividad en las zonas áridas mexicanas. *Madera y Bosques*, 24(Núm. esp.), e2401898. Suplemento 1.



SUPLEMENTO 2. Contenido de carbono (%) y nitrógeno (%) en hojas y tallos de especies de zonas áridas mexicanas.

ZA	Especie	Familia	Hoja C (%)	Tallo C (%)	Hoja N (%)	Tallo N (%)	Ref.
Ta	<i>Acacia farnesiana</i>	Leguminosae	45.80	43.90	03.20	00.82	4
Ta	<i>Acacia farnesiana</i>	Leguminosae	48.06	45.83	----	----	7
Ta	<i>Acacia greggii</i>	Leguminosae	46.60	45.40	02.75	01.50	4
Ta	<i>Acacia rigidula</i>	Leguminosae	50.00	----	02.34	----	4
Ta	<i>Acacia rigidula</i>	Leguminosae	49.19	44.89	----	----	7
Ta	<i>Acacia schaffneri</i>	Leguminosae	50.14	44.44	----	----	7
Ch	<i>Acacia tortuosa</i>	Leguminosae	40.50	----	03.04	----	2
Ta	<i>Bumelia celastrina</i>	Sapotaceae	49.59	46.29	----	----	7
Ta	<i>Celtis pallida</i>	Sapotaceae	37.60	44.30	03.64	01.69	4
Ta	<i>Cercidium macrum</i>	Leguminosae	46.55	45.87	----	----	7
Ta	<i>Colubrina texensis</i>	Rhamnaceae	43.20	45.40	02.80	01.37	4
Ta	<i>Condalia hookeri</i>	Rhamnaceae	42.00	45.00	02.57	00.96	4
Ta	<i>Cordia boissieri</i>	Boraginaceae	43.09	46.43	----	----	7
So	<i>Cyrtocarpa edulis</i>	Anacardiaceae	23.06	----	00.87	----	5
Ta	<i>Diospyros texana</i>	Ebenaceae	43.90	44.30	02.05	00.97	4
Ta	<i>Diospyros texana</i>	Ebenaceae	----	44.40	----	00.92	4
Ta	<i>Diospyros texana</i>	Ebenaceae	47.32	45.51	----	----	7
So	<i>Encelia farinosa</i>	Asteraceae	38.70	----	01.09	----	6
Ta	<i>Euphorbia antisiphylitica</i>	Euphorbiaceae	----	40.5	----	01.40	4
Ta	<i>Eysenhardtia texana</i>	Leguminosae	43.10	44.40	02.50	01.27	4
Ta	<i>Eysenhardtia texana</i>	Leguminosae	46.54	46.54	----	----	7
Ta	<i>Forestiera angustifolia</i>	Oleaceae	49.82	47.39	----	----	7
So	<i>Fouquieria diguetii</i>	Fouquieriaceae	17.80	----	01.07	----	5
Ta	<i>Guaiaacum angustifolium</i>	Zygophyllaceae	44.00	41.70	02.50	02.70	4
Ta	<i>Havardia pallens</i>	Leguminosae	48.23	47.45	----	----	7
Ch	<i>Hilaria mutica</i>	Poaceae	44.05	----	00.70	----	1
So	<i>Jatropha cinerea</i>	Euphorbiaceae	30.0	----	01.19	----	5
So	<i>Jatropha cuneata</i>	Euphorbiaceae	19.89	----	01.13	----	5
Ta	<i>Lycium berlandieri</i>	Solanaceae	35.30	46.10	02.75	01.60	4
Ta	<i>Mahonia trifoliolata</i>	Berberidaceae	46.00	45.20	01.28	00.93	4
So	Mezcla de 5 especies	Fabaceae	41.10	----	01.26	----	6
Po	<i>Mimosa luisana</i>	Mimosaceae	----	----	02.43	----	3
So	<i>Olneya teosota</i>	Fabaceae	39.40	----	01.66	----	6
Ta	<i>Opuntia leptocaulis</i>	Cactaceae	----	41.40	----	00.90	4
Ta	<i>Opuntia lindheimeri</i>	Cactaceae	----	30.50	----	00.70	4

SUPLEMENTO 2. Contenido de carbono (%) y nitrógeno (%) en hojas y tallos de especies de zonas áridas mexicanas. Continuación...

ZA	Especie	Familia	Hoja C (%)	Tallo C (%)	Hoja N (%)	Tallo N (%)	Ref.
So	<i>Prosopis articulata</i>	Leguminosae	39.35	----	02.06	----	5
Ta	<i>Prosopis glandulosa</i>	Leguminosae	47.30	45.90	03.22	00.93	4
Ta	<i>Prosopis glandulosa</i>	Leguminosae	----	45.80	----	01.04	4
Ch	<i>Prosopis laevigata</i>	Leguminosae	38.50	----	03.28	----	2
Ta	<i>Schaefferia cuneifolia</i>	Hippocrateaceae	39.90	43.00	01.90	01.62	4
Ch	<i>Sporobolus airoides</i>	Poaceae	47.05	----	00.70	----	1
Ta	<i>Zanthoxylum fagara</i>	Rutaceae	43.60	45.80	02.36	01.29	4
Ta	<i>Ziziphus obtusifolia</i>	Rhamnaceae	42.40	45.60	02.78	01.50	4
	Promedio		44.20	45.00	02.29	01.30	

Donde: ZA = zona árida, So = Sonorense, Ch = Chihuahuense, Ta = Tamaulipeca, Po = Poblana.

Ref. = Referencia: 1, Montaña, Ezcurra, Carrillo y Delhoume (1988); 2, Reyes-Reyes *et al.* (2003); 3, Pavón, Briones y Flores (2005); 4, Northup, Zitzer, Archer, McMurtry y Boutton (2005); 6, Martínez-Yrizar, Núñez y Búrquez (2007); 7, Yerena-Yamalle, Jiménez-Pérez, Alanís-Rodríguez, Aguirre-Calderón y Treviño-Garza (2011).

Valores reportados de C < 35% no fueron considerados en el promedio.

---- Sin dato.

Suplemento 2 del original: Biomasa y productividad en las zonas áridas mexicanas.

Manuscrito recibido el 6 de septiembre de 2017

Aceptado el 22 de mayo de 2018

Publicado el 4 de diciembre de 2018

Este documento se debe citar como

Briones, O., Búrquez, A., Martínez-Yrizar, A., Pavón, N., & Perroni, Y. (2018). Biomasa y productividad en las zonas áridas mexicanas. *Madera y Bosques*, 24(Núm. esp.), e2401898. Suplemento 2.



## SUPLEMENTO 3. Producción de hojarasca en las zonas áridas de México.

ZA	Vegetación	Total (Mg ha <sup>-1</sup> año <sup>-1</sup> )	Hojas (%)	Ramas (%)	Fl. + Fr. (%)	Otros (%)	Altitud (m)	PMA (mm)	TMA (°C)	Ref.
So	Matorral sarcocauléscente	1.200	32.70	62.50	04.80	----	019	173.6	23.8	1
So	Matorral micrófilo (arroyo)	3.570	56.80	26.60	16.60	----	250	335	24.5	2
So	Matorral micrófilo (ladera)	1.574	63.60	24.50	11.90	----	250	335	24.5	2
So	Matorral micrófilo (planicie)	0.595	59.20	09.40	31.4	----	250	335	24.5	2
So	Matorral sarcocauléscente	0.200	53.10	36.20	08.10	----	010	132	20.5	3
So	Matorral mediterráneo	1.300	----	----	----	----	406	246.7	17.1	4
Ch	Matorral desértico microfilo	1.625	47.70	24.60	21.30	04.30	1863	325	16.7	5
Ch	Matorral desértico rosetófilo	4.071	53.20	20.30	20.20	07.60	1895	304	17.4	5
Ta	Matorral espinoso tamaulipeco	4.471	67.00	11.20	14.90	06.80	200	700	22.0	6
Ta	Matorral espinoso tamaulipeco	6.743	68.50	15.20	08.50	07.80	200	533.3	22.0	6
Ta	Matorral espinoso tamaulipeco	4.788	66.30	22.00	07.40	04.30	350	805	22.3	6
Ta	Matorral espinoso tamaulipeco	6.304	77.60	13.60	08.00	00.80	350	805	22.3	7
Ta	Matorral espinoso tamaulipeco	6.527	86.00	03.90	08.30	01.70	300	672	21.0	7
Ta	Matorral espinoso tamaulipeco	3.215	48.0	15.0	30.8	06.20	200	700	22.0	8
Ta	Matorral espinoso tamaulipeco	4.316	56.6	14.9	21.6	06.70	200	533.3	22.0	8
Ta	Matorral espinoso tamaulipeco	4.629	65.8	16.2	12.6	05.30	350	805	22.3	8
Po	Matorral crasicale	0.253	81.2	09.70	09.10	----	1520	402	21.4	9
	Promedio	2.852	60.3	21.9	14.90	05.10				

Donde: Fl. = Flores, Fr. = Frutos. ZA = zona árida, So = Sonorense, Ch = Chihuahuense, Ta = Tamaulipeca, Po = Poblana, PMA = Precipitación media anual, TMA = Temperatura media anual.

Ref. = Referencia: 1, Maya y Arriaga (1996); 2, Martínez-Yrizar, Nuñez, Miranda y Búrquez (1999); 3, Díaz-Martínez (2001); 4, Montaña *et al.* (2016); 5, González-Rodríguez *et al.* (2013); 6, González-Rodríguez *et al.* (2008); González-Rodríguez *et al.* (2011); 8, López-Hernández *et al.* (2013); 9, Pavón, Briones y Flores (2005).

Previo a la obtención del promedio, los registros para el mismo sitio en años distintos fue promediado. El valor del matorral mediterráneo fue excluido del promedio (ver texto).

---- Sin dato.

Suplemento 3 del original: Biomasa y productividad en las zonas áridas mexicanas.

Manuscrito recibido el 6 de septiembre de 2017

Aceptado el 22 de mayo de 2018

Publicado el 4 de diciembre de 2018

Este documento se debe citar como

Briones, O., Búrquez, A., Martínez-Yrizar, A., Pavón, N., & Perroni, Y. (2018). Biomasa y productividad en las zonas áridas mexicanas. *Madera y Bosques*, 24(Núm. esp.), e2401898. Suplemento 3.



SUPLEMENTO 4. Flujo microbiano de CO<sub>2</sub> estimado como la tasa neta potencial de mineralización de carbono (TNPMC) del suelo en las zonas áridas mexicanas.

ZA	Vegetación	Observaciones	TNPMC ( $\mu\text{g C g}^{-1} \text{d}^{-1}$ )	PMA (mm)	TMA (°C)	pH	C (mg g <sup>-1</sup> )	N (mg g <sup>-1</sup> )	P (mg g <sup>-1</sup> )	Ref.
So	Matorral desértico	Planicie abierta	10.0	349	24.5	7.8	04.61	0.295	0.535	1
Ch	Matorral micrófilo	Arco de vegetación	09.5	200	20.8	8.2	10.9	0.590	----	2
Ch	Matorral micrófilo	<i>Larrea tridentata</i>	09.2	217	21.2	9.5	09.9	0.500	0.228	3
Ch	Pastizal halófilo	<i>Sporobolus airoides</i>	11.7	217	21.2	8.6	12.8	0.840	0.087	4
Hi	Matorral micrófilo	<i>Prosopis laevigata</i>	30.0	362	22.3	7.6	32.0	3.100	----	5
Hi	Matorral crasicaule	<i>Acacia, Opuntia</i>	48.0	550	24.0	8.0	16.2	1.430	0.430	6
Po	Matorral crasicaule	Sitio abierto	31.2	450	22.0	7.8	20.7	1.900	0.820	7
Po	Matorral crasicaule	Bajo biocostras	52.3	450	22.0	7.8	20.7	1.900	0.820	7
Po	Matorral crasicaule	Bajo dosel de <i>Parkinsonia</i>	45.2	450	23.0	8.4	29.7	2.900	0.350	8, 9
Po	Matorral crasicaule	Bajo dosel de <i>Prosopis</i>	37.1	450	23.0	8.5	22.1	1.900	0.300	8, 9

Donde: ZA = zona árida, So = Sonorense, Ch = Chihuahuense, Hi = Hidalguense, Po = Poblana, PMA = Precipitación media anual, TMA = Temperatura media anual, C = Carbono, N = Nitrógeno y P = Fósforo del suelo.

Ref. = Referencia: 1, Núñez, Martínez-Yrizar, Búrquez y García-Oliva, 2001; 2, Perroni, Briones y Montaña, 2013; 3, Tapia-Torres, 2010; 4, Tapia-Torres, López-Lozano, Souza y García-Oliva, 2015; 5, Reyes-Reyes *et al.*, 2003; 6, Frias-Hernández *et al.*, 1999; 7, Montaña *et al.*, 2016; 8, Perroni, Montaña y García-Oliva, 2006; 9, Perroni, Montaña y García-Oliva, 2010.

----- Sin dato.

Suplemento 4 del original: Biomasa y productividad en las zonas áridas mexicanas.

Manuscrito recibido el 6 de septiembre de 2017

Aceptado el 22 de mayo de 2018

Publicado el 4 de diciembre de 2018

Este documento se debe citar como

Briones, O., Búrquez, A., Martínez-Yrizar, A., Pavón, N., & Perroni, Y. (2018). Biomasa y productividad en las zonas áridas mexicanas. *Madera y Bosques*, 24(Núm. esp.), e2401898. Suplemento 4.



# Almacenes y flujos de carbono en humedales de agua dulce en México

## Carbon fluxes and stocks in freshwater wetlands in Mexico

María Elizabeth Hernández<sup>1\*</sup> y Patricia Moreno-Casasola Barceló<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Instituto de Ecología A.C. Red de Manejo Biotecnológico de Recursos. Xalapa, Veracruz, México.

<sup>2</sup> Instituto de Ecología A.C. Red de Ecología Funcional. Xalapa, Veracruz, México.

\*Autor de correspondencia. elizabeth.hernandez@inecol.mx

### RESUMEN

Este trabajo hace una revisión bibliográfica sobre los almacenes y flujos de carbono en humedales de agua dulce en México. Se encontraron datos sobre almacenes de carbono en suelo, biomasa aérea y raíces en humedales herbáceos (popales, tulares y carrizales), humedales arbóreos (selvas inundables y palmares) y en humedales transformados en potreros que aún se inundan, para tres estados del sureste mexicano: Veracruz, Yucatán y Chiapas. El mayor almacén de carbono se ha registrado para el suelo de las selvas inundables ( $150 \text{ Mg C ha}^{-1}$  a  $650 \text{ Mg C ha}^{-1}$ ). Los almacenes de carbono en la biomasa aérea de las selvas inundables fueron de  $10 \text{ Mg C ha}^{-1}$  a  $162 \text{ Mg C ha}^{-1}$ , siendo también los valores más altos. Con respecto a los flujos de carbono medidos como caída de hojarasca en selvas inundables, solo se encontraron datos para Veracruz ( $6 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$  a  $9 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ ). Los flujos de metano y bióxido de carbono estuvieron en el intervalo de  $0.01 \text{ mg C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  a  $1244 \text{ mg C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  y  $0.009 \text{ g C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  a  $11 \text{ g C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  respectivamente, para Veracruz y Tabasco, y dichas emisiones aumentan hasta 10 veces en humedales transformados en potreros. Se concluye que aún son muy pocas las publicaciones y pocos los sitios estudiados sobre la dinámica del carbono en humedales de agua dulce, por lo que hay que incrementar la investigación en esta línea, ya que los humedales son importantes sumideros de carbono y es necesaria una legislación que proteja las reservas de carbono en estos ecosistemas.

**PALABRAS CLAVE:** cambio climático, gases de efecto invernadero, materia orgánica, secuestro de carbono, suelos, sumidero de carbono.

### ABSTRACT

In this study, we made a review about carbon stocks and fluxes in Mexican freshwater wetlands. Data for carbon storage in roots, soil and biomass have been reported for marshes, forested wetlands and flooded grasslands in southeast Mexico: Veracruz, Chiapas and Yucatan. The largest carbon stock in freshwater wetlands is in the soil ( $150 \text{ Mg C ha}^{-1}$  a  $650 \text{ Mg C ha}^{-1}$ ) and the forested wetlands showed the highest values. The carbon stock in the biomass ranges from  $10 \text{ Mg C ha}^{-1}$  to  $162 \text{ Mg C ha}^{-1}$ , and forested wetlands showed the highest values. Carbon fluxes measured as litter fall have been reported for forested wetlands in Veracruz ( $6 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$  a  $9 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ ) only. Methane and carbon dioxide fluxes ranged from  $0.01 \text{ mg C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  to  $1244 \text{ mg C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ , and  $0.009 \text{ g C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  to  $11 \text{ g C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  respectively for Veracruz and Tabasco wetlands. Such carbon fluxes increased up to ten times, when wetlands are transformed to grasslands. It is concluded that the number of publications and study sites on carbon dynamics in Mexican freshwater wetlands is still very small. Therefore, it is necessary to increase the research in this area and enact laws that protect these important carbon sinks.

**KEYWORDS:** climate change, greenhouse gases, organic matter, carbon sinks, soils, carbon sequestration.

## INTRODUCCIÓN

La Convención Internacional de Ramsar define a los humedales como: “*ecosistemas tanto naturales como artificiales que se hallan permanente o temporalmente inundados, ya sea por aguas dulces, salobres o salinas, estancadas o corrientes, y que incluyen regiones ribereñas, costeras o marinas, que no excedan los 6 m de profundidad*”. Dicha definición es amplia, en congruencia con la vocación de la convención, para incluir a varios cuerpos de agua con fines de conservación. Sin embargo, existe una definición más adecuada desde el punto de vista científico, en la cual se definen a los humedales como: “*zonas de transición entre los sistemas acuáticos y terrestres, que presentan inundaciones con agua dulce o salobre de forma temporal o permanente; dicha inundación puede ser sujeta o no a la influencia de mareas*”. La inundación debe ser lo suficientemente larga para permitir el desarrollo de suelos hídricos y, al menos periódicamente, mantener una vegetación predominante de hidrófitas, es decir, plantas adaptadas a vivir en condiciones de inundación (Mitsch y Gosselink, 2007).

México posee apenas 0.6% de los humedales de todo el mundo, es decir, aproximadamente 3 318 500 ha (Olmsted, 1993), de las cuales 1 567 000 ha corresponden a superficies estuáricas o humedales costeros (Contreras-Espinosa y Warner, 2004) y 1 751 500 ha a humedales continentales (De la Lanza-Espino y García-Calderón, 1995). La superficie continental y el perímetro litoral de la República Mexicana están cubiertos en 16.8% por humedales. México ha perdido o degradado 62.1% de sus humedales (Landgrave y Moreno-Casasola, 2012). A nivel nacional, los humedales se encuentran definidos dentro de la Ley de Aguas Nacionales (Diario Oficial de la Federación, 2013) como:

*zonas de transición entre los sistemas acuáticos y terrestres que constituyen áreas de inundación temporal o permanente, sujetas o no a la influencia de mareas, como pantanos, ciénagas y marismas, cuyos límites los constituyen el tipo de vegetación hidrófila de presencia permanente o estacional, las áreas en donde el suelo es predominantemente hídrico; y las*

*áreas lacustres o de suelos permanentemente húmedos por la descarga natural de acuíferos.*

Moreno-Casasola, Infante-Mata y López-Rosas (2012) clasificaron a los humedales mexicanos de acuerdo con el tipo de las comunidades vegetales; los humedales herbáceos identificados en el país son: carrizales, popales, juncales y potreros inundables; mientras que los humedales arbóreos incluyen: manglares, selvas y palmares inundables. En este trabajo se excluye del análisis a los manglares por tener una hidrología con influencia marina y, además, ya se ha registrado una síntesis sobre los flujos y almacenes de carbono en este tipo de humedales (Herrera-Silveira *et al.*, 2016).

Los humedales ocupan una pequeña porción de la superficie del planeta (aproximadamente 6%), pero se ha estimado que ellos contienen  $15 \times 10^{14}$  kg del carbono mundial (Kayranli, Scholz, Mustaf y Hedmark, 2010). En los humedales existen dos grandes almacenes de carbono: el que está almacenado en la biomasa aérea de árboles o vegetación herbácea (hojas, tallos, troncos y ramas) y en la biomasa subterránea (raíces), así como el carbono de la materia orgánica almacenada en el suelo. Los flujos de carbono en humedales comprenden la caída de hojarasca en humedales arbóreos, la exportación de carbono disuelto en agua y la emisión de gases como bióxido de carbono y metano. La descomposición del carbono orgánico en los humedales es un proceso complejo que envuelve procesos aeróbicos y anaeróbicos. La oxidación de la materia orgánica es lenta bajo condiciones anaerobias, lo que ocasiona una acumulación de materia orgánica en los sedimentos de los humedales, que a su vez depende del balance entre las entradas (materia orgánica autóctona (producida en el humedal) más la materia orgánica alóctona (producida *ex situ*), menos las salidas de la materia orgánica. Las salidas se deben a la descomposición bajo condiciones de inundación, la erosión y exportación de compuestos solubles y en suspensión. Múltiples reacciones bioquímicas que utilizan carbono se llevan a cabo en los humedales debido a la gran cantidad de materia orgánica, lo que promueve la actividad microbiana. Los procesos microbianos de transformación de carbono son la respira-



ción en la zona aerobia, la fermentación, la metanogénesis, la reducción de sulfato, hierro y nitrato en las zonas anóxicas y anaerobias (Hernández, 2010). Dichos procesos microbianos determinan los flujos de carbono en el agua y los flujos de carbono a la atmósfera ( $\text{CO}_2$  y  $\text{CH}_4$ ).

En México, el estudio de los humedales se ha centrado más en los humedales costeros de agua salobre como los manglares (López-Portillo y Ezcurra, 2002; Moreno, Guerrero, Gutiérrez, Ortiz y Palma, 2002; Moreno-Casasola *et al.*, 2002, Aké-Castillo, Vázquez y López-Portillo, 2006) y más recientemente se han empezado a estudiar los humedales herbáceos y arbóreos de agua dulce (López-Rosas, Moreno-Casasola y Mendelssohn, 2005; Escutia-Lara, Gómez-Romero y Lindig-Cisneros, 2009; Infante-Mata, Moreno-Casasola y Madero-Vega, 2012; Campos-Casaredo *et al.*, 2011; Marín-Muñiz, Hernández y Moreno-Casasola, 2014, 2015; Hernández, Marín-Muñiz y Moreno-Casasola, 2015). En cuanto a la dinámica de carbono, también los manglares han recibido más atención que los humedales de agua dulce. Para los manglares existen datos de almacenes de carbono en biomasa y suelo en las regiones propuestas por la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (Conabio): Pacífico Norte, Pacífico Centro, Pacífico Sur, Golfo de México y Península de Yucatán (Herrera-Silveria *et al.*, 2016), por lo que existe información para todo el país y para las distintas condiciones climáticas y edafológicas bajo las que se encuentran estos humedales. Por el contrario, para los humedales de agua dulce no existen registros a nivel nacional sobre las reservas de carbono en ellos. Los humedales de agua dulce comprenden un grupo de ecosistemas mucho más biodiversos que los manglares. Los humedales de agua dulce incluyen humedales arbóreos (selvas inundables, bosques riparios) y humedales herbáceos (popales, tulares y espejos de agua con vegetación flotante), con una distribución costera y continental. Este tipo de humedales proveen importantes servicios ambientales de regulación, como el mejoramiento de la calidad del agua y el secuestro de carbono, con un alcance más allá de las zonas costeras, por lo cual que es importante conocer la dinámica del carbono en estos ecosistemas en México.

## OBJETIVOS

El objetivo de este trabajo es presentar el estado del conocimiento sobre la dinámica del carbono (almacenes y flujos) en humedales de agua dulce en México a partir de una revisión de la literatura.

## MATERIALES Y MÉTODOS

Se realizó una búsqueda de bibliografía sobre estudios de almacenes y flujos de carbono en humedales de agua dulce en México. La búsqueda se efectuó en bases de datos de artículos científicos y tesis en español utilizando las palabras clave “carbono” y “humedales”, en buscadores como SciELO, base de datos de tesis –Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Ecología, A. C., Google Académico y publicaciones del Programa Mexicano del Carbono (PMC)-. Así mismo, se realizó una búsqueda de artículos en inglés utilizando las palabras clave “carbon wetlands Mexico” en el metabuscador de Conricyt. Es importante mencionar que de los resultados obtenidos se excluyeron los trabajos relacionados con manglares, ya que el objetivo de este estudio fue centrarse en humedales de agua dulce. Los trabajos se agruparon por entidad federativa y por temas (almacenes y flujos).

## RESULTADOS

Se encontró un total de 269 publicaciones sobre humedales de agua dulce en México, de las cuales solamente 6.6% correspondieron a estudios sobre almacenes y flujos de carbono en humedales de agua dulce (Fig. 1a). Los trabajos sobre carbono incluyeron en su mayoría artículos con factor de impacto, seguidos por capítulos de libro, artículos arbitrados sin factor de impacto y una tesis (Fig. 1b). La mayoría de los estudios se encontraron en las bases de artículos en inglés, incluidos en el meta buscador de Conricyt (9), seguida por SciELO (2) y las publicaciones de PMC (2) (Fig. 1c).

Las publicaciones encontradas se agruparon por entidad federativa (Fig. 2), encontrándose el mayor número de trabajos sobre almacenes y flujos de carbono en humedales de agua dulce en el estado de Veracruz, mientras que para los estados de Tabasco, Yucatán y

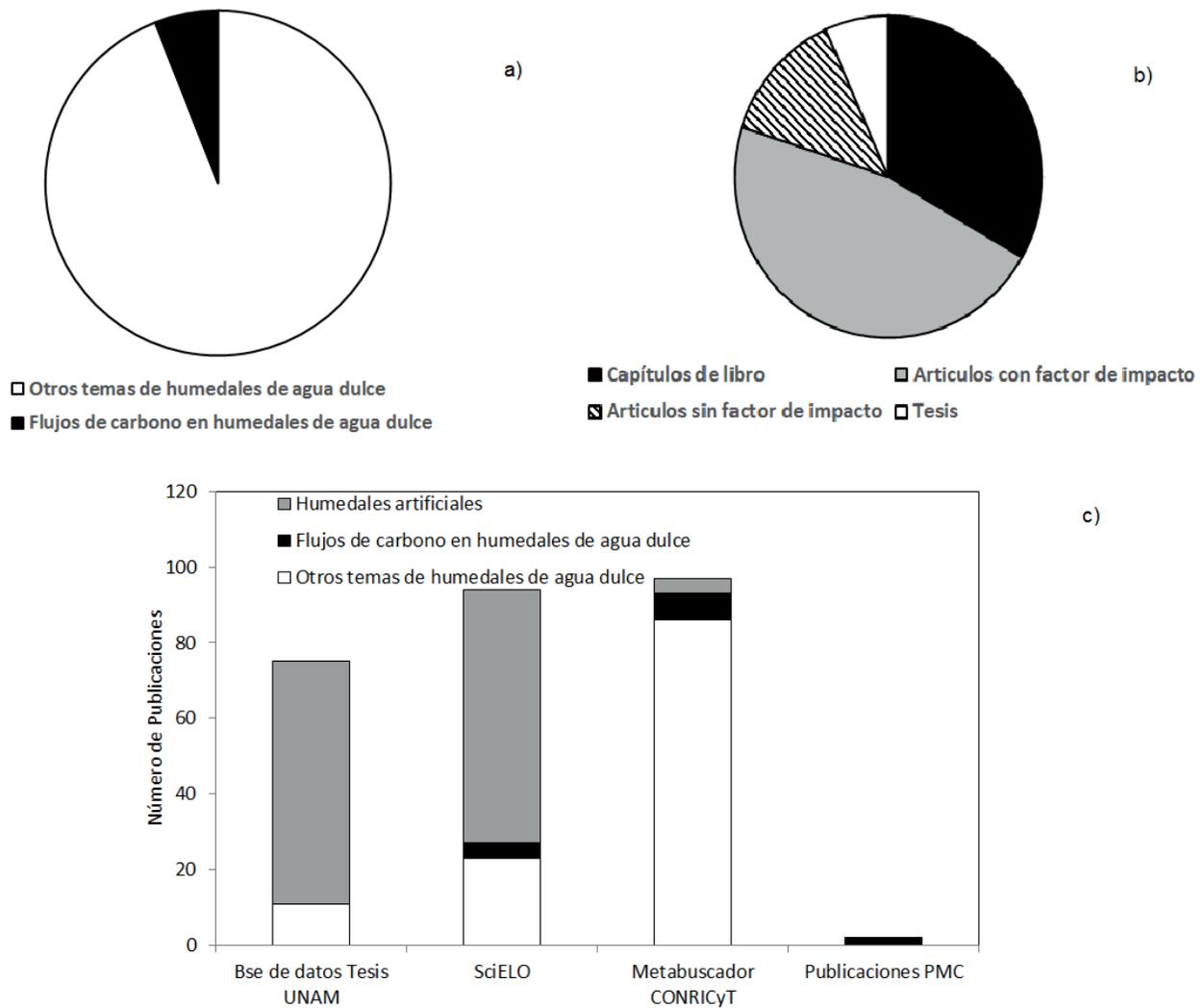


FIGURA 1. Trabajos publicados sobre almacenes y flujos de carbono en humedales de agua dulce en México.

a) porcentaje del total de trabajos, b) tipo de publicaciones y c) número de trabajos encontrados en distintas bases de datos.

Chiapas solamente se encontró una publicación respectivamente. En el caso de Tabasco fue sobre flujos de carbono y en el caso de Yucatán y Chiapas fueron sobre almacenes de carbono.

El número de publicaciones también se agrupó de acuerdo con el tipo de vegetación de los humedales, encontrándose que para los humedales herbáceos y arbóreos hay un total de ocho y siete publicaciones que abordan el tema, respectivamente, mientras que para potreros inundables hay tres y para palmares inundables hay una sola publicación.

### Almacenes de carbono en el suelo

Los mayores almacenes de carbono en los suelos de humedales de agua dulce mexicanos se han registrado para los humedales arbóreos, también llamados selvas inundables (Fig. 3), siendo mayores en las selvas inundables de Chiapas ( $610 \text{ Mg C ha}^{-1}$ ) que en las selvas inundables de Veracruz ( $390 \text{ Mg C ha}^{-1}$ ). En los humedales herbáceos se han encontrado almacenes de carbono en el suelo de  $360 \text{ Mg C ha}^{-1}$  en Veracruz y entre  $200 \text{ Mg C ha}^{-1}$  y  $250 \text{ Mg C ha}^{-1}$  en Chiapas y Yucatán. En los potreros inundables de Veracruz, los almacenes de carbono

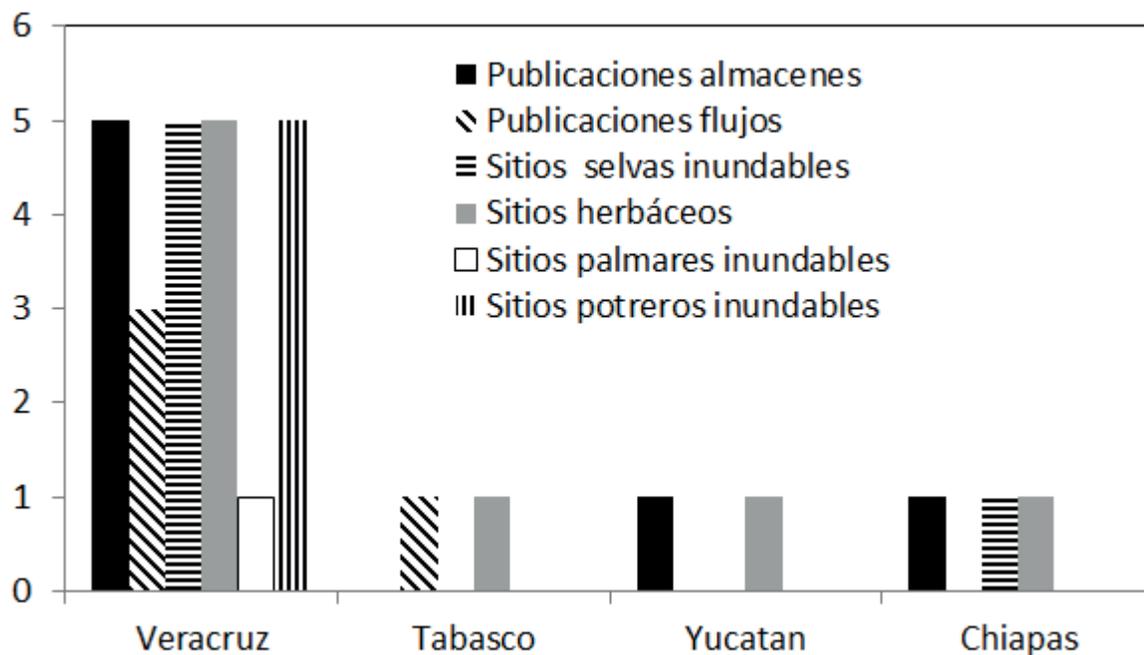


FIGURA 2. Clasificación de las publicaciones sobre almacenes y flujos de carbono por entidad federativa.

promedio son de 290 Mg C ha<sup>-1</sup>, mientras que en los palmares inundables son de 150 Mg C ha<sup>-1</sup> (Adame *et al.*, 2013; Adame *et al.*, 2015; Marín-Muñiz *et al.*, 2014; Hernández, Campos, Marín-Muñiz y Moreno-Casasola, 2016; Moreno-Casasola, Hernández y Campos, 2017).

#### Almacenes de carbono en la biomasa de raíces

Para las selvas inundables de Veracruz, se ha encontrado que los almacenes de carbono promedio en raíces son de 2 Mg C ha<sup>-1</sup> (Hernández *et al.*, 2016), mientras que para las selvas inundables de Chiapas, los valores registrados son de 18 Mg C ha<sup>-1</sup> (Adame *et al.*, 2015). Para los humedales herbáceos y potreros inundables, solo en Veracruz se tienen datos del carbono almacenado en raíces (11 Mg C ha<sup>-1</sup> y 5 Mg C ha<sup>-1</sup>).

#### Almacenes de carbono en biomasa aérea

El carbono almacenado en la biomasa aérea para las selvas inundables de Chiapas fue de 162 mg C ha<sup>-1</sup>, mientras que, para los humedales herbáceos, en Veracruz fue de 4

Mg C ha<sup>-1</sup> a 9 Mg C ha<sup>-1</sup>, en Yucatán de 10 Mg C ha<sup>-1</sup> y en Chiapas de 38 Mg C ha<sup>-1</sup> (Adame *et al.*, 2015; Adame *et al.*, 2013; Hernández *et al.*, 2016).

#### Flujos de carbono a la atmósfera

Existen datos de flujos de CH<sub>4</sub> y CO<sub>2</sub> para las selvas inundables, humedales herbáceos y potreros inundables en Veracruz (Marín-Muñiz *et al.*, 2015; Hernández *et al.*, 2015). En Tabasco se estudió la emisión de CO<sub>2</sub> y CH<sub>4</sub> en las lagunas Chaschoc que constituyen un humedal tropical, ribereño al borde del río Usumacinta, es una selva mediana y baja, con actividad agrícola, ganadera y urbana. Las emisiones se midieron en la zona de transición acuático/terrestre (en nivel hidráulico bajo, medio y alto), durante pulsos de inundación (Rojas-Oropeza, Ponce-Mendoza y Cabirol, 2016).

Para Veracruz (Tabla 1) se ha registrado que los mayores flujos de metano ocurrieron en la época de lluvias, sin diferencias entre los diversos humedales, encontrándose los siguientes valores: en las selvas inundables

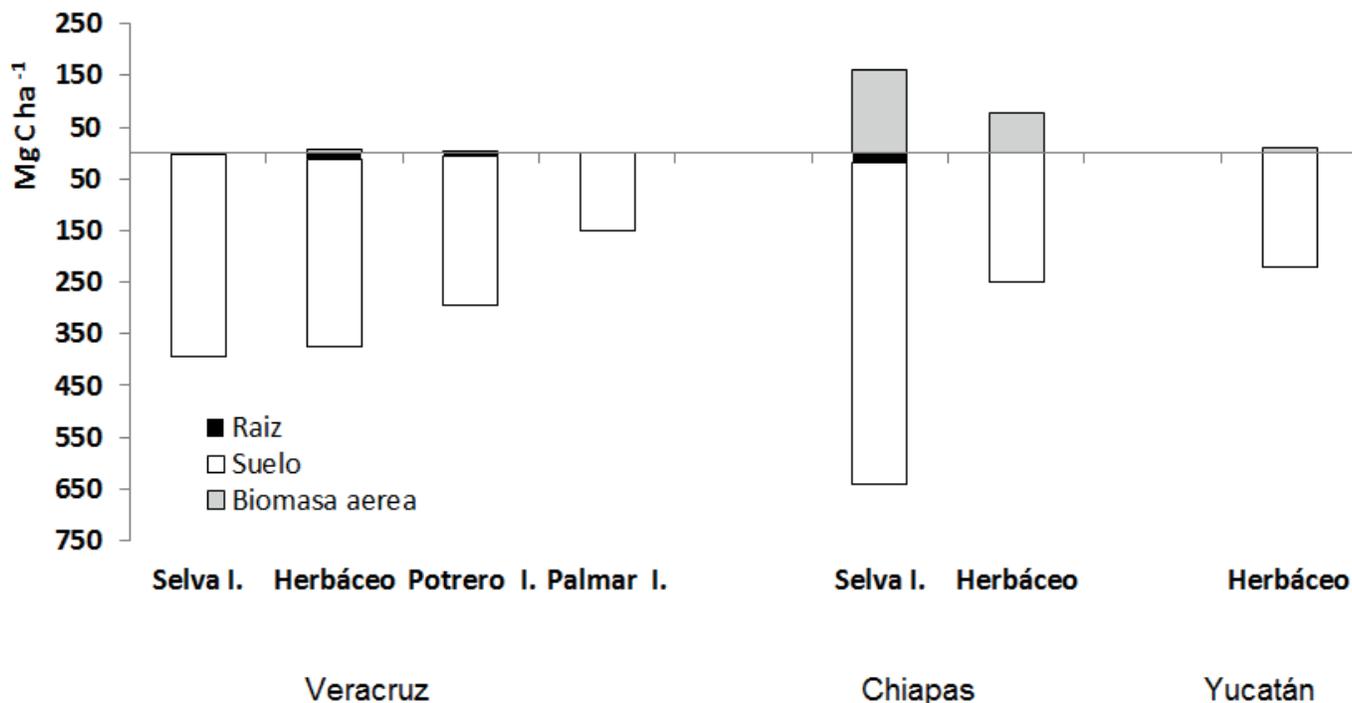


FIGURA 3. Almacenes de carbono en diferentes tipos de humedales de agua dulce en tres estados del sureste mexicano.

992 mg C - CH<sub>4</sub> m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> y en los humedales herbáceos 1244 mg C - CH<sub>4</sub> m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>. Las emisiones de este gas sí fueron significativamente más altas en los potreros inundables (4349 mg C - CH<sub>4</sub> m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>). En cuanto a las emisiones de CO<sub>2</sub>, las mayores se observaron en época de secas, sin diferencias entre los humedales arbóreos y herbáceos (10.8 g C - CO<sub>2</sub> m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> y 11 g C - CO<sub>2</sub> m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>) pero, al igual que el metano, las emisiones de bióxido de carbono fueron más altas en los potreros inundables (26.38 g C - CO<sub>2</sub> m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>). En Tabasco se observó que las más bajas emisiones de CO<sub>2</sub> se registraron en el suelo con un nivel de agua medio (9.2 mg m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>) y las mayores en nivel alto (76.57 mg m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>). La menor producción de CH<sub>4</sub> se presentó en el pulso de transición mínima (0.01 mg m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>) y la mayor en el pulso máximo (76.3 mg m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>). El suelo ganadero presentó la mayor producción de CO<sub>2</sub> durante el pulso de transición mínima y la menor durante el pulso máximo. La menor emisión de CH<sub>4</sub> se detectó en el suelo de tránsito urbano y agrícola; la mayor fue en el suelo ganadero.

### Flujos de carbono disuelto

El carbono disuelto en agua ha sido hallado en el intervalo de 25 mg L<sup>-1</sup> a 65 mg L<sup>-1</sup> para las selvas y humedales herbáceos en Veracruz (Marín-Muñiz *et al.*, 2015). Sin embargo, es importante mencionar que en este estudio no se mencionan los flujos, solo concentraciones; es decir, no se tomaron en cuenta los flujos de agua en los humedales estudiados.

### Flujos de carbono en hojarasca

La productividad medida como flujos de hojarasca en humedales arbóreos de agua dulce, con especies como *Pachira acuatica*, *Ficus* spp. y *Annona gabra*, ha sido registrada para cinco sitios en el Estado de Veracruz, con valores en el intervalo de 9 Mg a 15 Mg (Infante-Mata *et al.*, 2012). Sin embargo, en este trabajo no se relaciona dicha productividad con los flujos de carbono. En 2016, también en Veracruz, en humedales de agua dulce arbóreos, se registraron los flujos de carbono a través de la caída de hojarasca anual, en el



TABLA 1. Flujos de carbono como caída de hojarasca y como emisión de gases a la atmósfera en forma de CH<sub>4</sub> y CO<sub>2</sub> en diferentes tipos de humedales de agua dulce en México.

Tipo de Humedal	Flujo de carbono		
	Como caída de hojarasca Mg C ha <sup>-1</sup> año <sup>-1</sup>	CH <sub>4</sub> mg m <sup>-2</sup> d <sup>-1</sup>	CO <sub>2</sub> g m <sup>-2</sup> d <sup>-1</sup>
Selva inundable Veracruz	0006 - 0009	0027 - 1857	000.5 - 0015
Humedal herbáceo Veracruz	NA	0027 - 1933	000.5 - 0018
Humedal ribereño Tabasco	NA	00.01 - 0076	0.009 - 0.076
Humedal transformado a potrero Veracruz	NA	0800 - 4349	0004 - 0026

intervalo de 6 Mg C ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> a 9 Mg C ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> (Hernández *et al.*, 2016).

## DISCUSIÓN

La dinámica del carbono en humedales de agua dulce es muy compleja. Involucra la captación de CO<sub>2</sub> atmosférico por la vegetación, así como la acumulación de materia orgánica en los suelos debido a la baja tasa de descomposición bajo condiciones de inundación que, a su vez, ocasiona la emisión de metano que es un potente gas de efecto invernadero (Hernández, 2010).

Para el caso de los diferentes tipos de humedales de agua dulce costeros en México, el mayor almacén de carbono se encuentra en el suelo en las selvas y representa hasta 77% del carbono almacenado (Marín-Muñiz *et al.*, 2014). En los humedales herbáceos puede llegar hasta 98% del total de carbono almacenado (Marín-Muñiz *et al.*, 2014). Dichas reservas se ven drásticamente impactadas por el cambio de uso de suelo. Los humedales de agua dulce en Veracruz y, en general, en el trópico mexicano están fuertemente amenazados por la actividad ganadera (Moreno-Casasola *et al.*, 2010; Moreno-Casasola, López-Rosas y Rodríguez-Medina, 2014) y gran parte de ellos se han convertido en potreros. Los potreros inundables son humedales perturbados respecto a la vegetación nativa, ya sea porque han sido talados o porque se les han introducido pastos forrajeros para el pastoreo de ganado (López-Rosas *et al.*, 2005). En el Estado de Veracruz, la mayoría de los potreros inundables aún mantienen hidroperiodos y

vegetación similares a los de los humedales naturales, como es el caso de los humedales de Alvarado (Rodríguez-Medina, Moreno-Casasola y Yañez-Arenas, 2017), lo cual ha permitido que no todo el carbono almacenado en el suelo se pierda. Sin embargo, las emisiones de metano y bióxido de carbono en estos humedales transformados son hasta diez veces mayores a las de las selvas inundables (Hernández *et al.*, 2015). Este fenómeno es un foco rojo y deja ver la necesidad de una legislación para la protección y conservación de los humedales de agua dulce, para evitar que se pierdan las reservas de carbono en ellos.

Respecto al carbono almacenado en los suelos de los humedales de agua dulce costeros en Veracruz, Chiapas y Yucatán, aunque difieren entre sí, los valores se encuentran dentro del mismo orden. Sin embargo, para otros almacenes como el carbono almacenado en las raíces, los valores encontrados para las selvas de Chiapas son mucho mayores que para las selvas de Veracruz. Es importante mencionar que, para Chiapas, la cantidad de raíces se calculó mediante ecuaciones alométricas, mientras que, en Veracruz, la cantidad de raíces producidas en un año se calculó mediante la técnica de entierro de cilindros en el suelo con sustratos sin raíces. La diferencia en las metodologías utilizadas hace difícil la comparación; por ello que se deberían establecer protocolos nacionales para la cuantificación de almacenes y flujos de carbono.

Respecto a los flujos de carbono en humedales de agua dulce mexicanos, los datos son aún más escasos, solo hay datos para flujos de gases para dos estados: Tabasco y

Veracruz. Es importante resaltar que los flujos de  $\text{CH}_4$  y  $\text{CO}_2$  encontrados para Veracruz (Hernández *et al.*, 2015; Marín-Muñiz *et al.*, 2015) están dentro de los intervalos registrados en la literatura (Nahlik y Mitsch, 2011). Sin embargo, comparando los flujos de Veracruz y Tabasco, los flujos de  $\text{CH}_4$  hallados para Tabasco son 16 veces menores que los correspondientes para Veracruz y los de  $\text{CO}_2$  hasta 1000 veces menores. En ambos estudios se utilizó el método de la cámara cerrada y la cuantificación de gases por cromatografía de gases, por lo que fueron metodologías similares. Sin embargo, Rojas-Oropeza *et al.* (2016), no describen detalladamente las fórmulas utilizadas para calcular los flujos, únicamente mencionan que hacen una corrección de la presión atmosférica entre Tabasco y la Ciudad de México para transformar los datos. Las diferencias, entonces, pudieran obedecer a diferentes protocolos de manejo de datos y/o a diferencias en los sitios estudiados, ya que los humedales de Veracruz son sitios que permanecen inundados por al menos nueve meses al año. El humedal muestreado en Tabasco es un humedal ribereño, con inundación de pulso, y en el estudio se muestreó desde zonas que no se inundan hasta zonas cerca del río que reciben la mayor inundación. En una publicación reciente se señalaron flujos de metano en lagunas tropicales rodeadas por manglares en el sureste mexicano (Chuang *et al.*, 2017). Estos autores encontraron valores en el intervalo de  $0.036 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  a  $240 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ , los cuales son también menores que los registrados para humedales de agua dulce en Veracruz (Marín-Muñiz *et al.*, 2015; Hernández *et al.*, 2015). Sin embargo, los flujos fueron medidos en los espejos de agua de las lagunas y no en los suelos de los manglares, lo cual podría explicar las diferencias. Es necesario contar con líneas de investigación que evalúen la emisión de flujos de GEI en gradientes de humedales costeros con metodologías homogéneas en los mismos tiempos, de tal manera que se pueda generar conocimiento de la dinámica de las emisiones en los diferentes tipos de humedales costeros, incluyendo a los manglares.

Comparando el almacén de carbono total en los humedales de agua dulce con los humedales de agua

salobre, como los manglares, y con el carbono almacenado en los ecosistemas terrestres (Tabla 2), se encuentra que los humedales herbáceos de Veracruz y Chiapas almacenan cantidades de carbono similares al promedio nacional de los manglares (Herrera-Silveira *et al.*, 2016) y que las selvas de Chiapas almacenan más del doble; aunque es importante mencionar que los datos de Chiapas corresponden a un solo sitio de estudio y que el valor señalado también está dentro del intervalo nacional para manglares. Para las selvas inundables de Veracruz no hay registros del carbono almacenado en la biomasa aérea, por lo que no se pudo hacer el cálculo del carbono total almacenado. En comparación con el promedio del carbono almacenado en ecosistemas terrestres mexicanos, los humedales de agua dulce pueden almacenar de 4 a 13 veces más que los ecosistemas terrestres. Dicha comparación debe de tomarse con cautela, ya que el área de los humedales de agua dulce es menor que la de los ecosistemas terrestres. Sin embargo, resalta que las reservas de carbono en los humedales de agua dulce son altas y que dichos ecosistemas han sido ignorados en su función como sumideros de carbono a nivel nacional, sobre todo por la falta de un inventario nacional de humedales. En un esfuerzo por mapear los servicios ambientales de los humedales de agua dulce en Veracruz, se han hecho mapas del carbono en algunos humedales de agua dulce (Moreno-Casasola, Monroy-Ibarra, Hernández, Campos y Vázquez-González, 2016). También se ha hecho un esfuerzo aún mayor por resaltar el valor económico de los almacenes de carbono en los suelos de los humedales de agua dulce y manglares del sistema lagunar de Alvarado, Veracruz, para poder traducirlo al lenguaje de los tomadores de decisión y así coadyuvar a la conservación de los servicios ambientales que prestan dichos ecosistemas (Vázquez-González *et al.*, 2017).

Es importante destacar nuevamente que son escasos los datos sobre reservas y flujos de carbono encontrados en humedales de agua dulce en México. Los existentes se refieren únicamente a humedales costeros para tres estados del sureste y, en algunos de ellos, solamente se tiene un sitio estudiado. El estado de Veracruz es el que cuenta



TABLA 2. Promedio del carbono orgánico total almacenado en diferentes tipos de humedales de agua dulce y su comparación con manglares y con ecosistemas terrestres de acuerdo con la literatura.

<i>Ecosistema</i>	<i>Carbono almacenado</i> <i>Mg C ha<sup>-1</sup></i>	<i>CO<sub>2</sub> equivalentes ha</i>
Ecosistemas terrestres de México *	062.6	0230
Manglares de México **	0364	1336
Selvas inundables Chiapas	0802	2947
Humedales herbáceos Veracruz	0381	1399
Humedales herbáceos Chiapas	0337	1238
Humedales herbáceos Yucatán	0241	0885
Humedales transformados a potreros Veracruz	0230	0845

\*de acuerdo con Vega-López (2008); \*\* de acuerdo con Herrera-Silveira *et al.* (2016).

con más sitios de humedales de agua dulce donde se han estudiado los flujos y almacenes de carbono. Resalta que existe una gran variedad de selvas inundables con composiciones de especies muy distintas, así como humedales herbáceos (Moreno-Casasola *et al.*, 2012), por lo que es fundamental incrementar el número de sitios de estudio para abarcar parte de esta variabilidad. Aun cuando existen importantes zonas de humedales continentales en el centro del país (Velazco-Orozco, 2008), no existen trabajos publicados sobre las reservas de carbono en este tipo de humedales. Lo más cercano entre los trabajos publicados es un estudio edafológico de los suelos de los humedales del lago de Pátzcuaro (Medina-Orozco, García-Calderón, García-Oliva e Ikkonen, 2014), en donde indican un contenido de materia orgánica de 7% en todo el perfil de 0 cm - 110 cm; sin embargo, no se calculó el almacén de carbono en el suelo. Aquí se abre una oportunidad de líneas de investigación sobre el carbono almacenado en humedales continentales de México.

## CONCLUSIONES

Los datos de almacenes y flujos de carbono en humedales dulceacuícolas de México son escasos y solo existen datos para humedales de agua dulce costeros en el sureste del país. Comparado con los ecosistemas terres-

tres, los humedales de agua dulce pueden almacenar hasta seis veces más carbono. Existe un área de oportunidad de líneas de investigación sobre la dinámica de carbono en humedales de agua dulce costeros y continentales mexicanos. Debido a los escasos de datos de flujos de carbono en humedales dulceacuícolas, es pertinente colocar esta demanda en la carpeta de proyectos prioritarios para financiamiento por las diferentes agencias en el país. Las instituciones que cuentan con los equipos para la medición de flujos de gases de carbono deberían hacer esfuerzos para estandarizar las técnicas de medición y capacitar en dichas metodologías estandarizadas, para que se apliquen en más sitios de humedales mexicanos y se puedan obtener datos en las diferentes regiones a nivel nacional.

De acuerdo con los datos existentes, los almacenes de agua dulce costeros pueden almacenar cantidades semejantes a las de los manglares. Sin embargo, los primeros no están protegidos por la legislación. El cambio de uso de suelo de los humedales de agua dulce a pastizales para ganadería ocasiona que disminuyan los almacenes de carbono en ellos y se incremente la emisión de gases de efecto invernadero. Por lo anterior, es urgente incluir a los humedales de agua dulce en la misma ley que protege a los manglares para evitar que se pierdan estos importantes

sumideros de carbono y poder contribuir a los compromisos mexicanos internacionales en materia de mitigación del cambio climático.

## REFERENCIAS

- Adame, M., Kauffman, J., Medina, I., Gamboa, J., Torres, O., Caamal, J., Reza, M., & Herrera-Silveira, J. (2013). Carbon stock of tropical coastal wetlands within the Karstic landscape of the Mexican Caribbean. *PLoS ONE*, 8, e56569. doi: 10.1371/journal.pone.0056569.
- Adame, M., Santini, N. S., Tovilla, C., Vázquez-Lule, A., Castro, L., & Guevara, M. (2015). Carbon stocks and soil sequestration rates of tropical riverine wetlands. *Biogeosciences*, 12, 3805–3818. doi: 10.5194/bg-12-3805-2015
- Aké-Castillo, J. A., Vázquez, G., & López-Portillo, J. (2006). Litterfall and decomposition of *Rhizophora mangle* L. in a coastal lagoon in southern Gulf of México. *Hydrobiologia*, 559, 101-111. doi: 10.1007/s10750-005-0959-x
- Campos-Cascaredo, A., Hernández, M. E., Moreno-Casasola, P., Cejudo-Espinosa, E., Robledo, A., & Infante-Mata, D. M. (2011). Soil water retention and carbon pools in tropical forested wetlands and marshes of the Gulf of Mexico. *Hydrological Sciences Journal*, 56(8), 1388-1406. doi: 10.1080/02626667.2011.629786
- Chuang, P. C., Young, M. B., Dale, A. W., Miller, L. G., Herrera-Silveira, J. A., & Paytan, A. (2017). Methane fluxes from tropical coastal lagoons surrounded by mangroves, Yucatán, Mexico. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 122-128 doi: 10.1002/2017JG003761.
- Contreras-Espinosa, F., & B. G. Warner. 2004. Ecosystem characteristics and management considerations from coastal wetlands in Mexico. *Hydrobiologia*, 511, 233–245. doi: 10.1023/B:HYDR.0000014097.74263.54
- De la Lanza-Espino, G., & García-Calderón, J. L. (comps.). 1995. *Lagos y presas de México*. México: Centro de Ecología y Desarrollo, A. C.
- Escutia-Lara, Y., Gómez-Romero, M., & Lindig-Cisneros, R. (2009). Nitrogen and phosphorus effect on *Typha domingensis* Presl. rhizome growth in a matrix of *Schoenoplectus americanus* (Pers.) Volkart ex Schinz and Keller Yazmín. *Aquatic Botany*, 90, 74–77. doi: 10.1016/j.aquabot.2008.06.002
- Hernández, M. E. (2010). El papel de los suelos de humedales como sumideros de carbono y fuentes de metano. *Terra Latinoamericana*, 28(2),139-147.
- Hernández, M. E., Marín-Muñoz, J. L., & Moreno-Casasola, P. (2015). Comparing soil carbon pools and carbon gas fluxes in coastal forested wetlands and flooded grasslands in Veracruz, Mexico. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management*, 11, 5-16. doi: 10.1080/21513732.2014.925977
- Hernández, M. E., Campos, A., Marín-Muñoz, J. L., & Moreno-Casasola, P. (2016). Almacenes de carbono en selvas inundables, manglares, humedales herbáceos y potreros inundables. En Moreno Casasola, P. (ed.), *Servicios ecosistémicos de las selvas y bosques costeros de Veracruz* (pp. 121-129). Xalapa, Veracruz, México: Inecol - ITTO - Conafor - INECC
- Herrera-Silveira, J., Camacho, R., Pech, Pech, J., Ramírez, R., & Teutli, H. (2016). Dinámica del carbono (almacenes y flujos) en manglares de México. *Terra Latinoamericana* 34, 61-72.
- Infante-Mata, D. M., Moreno-Casasola, P., & Madero-Vega, C. (2012). Litterfall of tropical forested wetlands of Veracruz in the coastal floodplains of the Gulf of Mexico. *Aquatic Botany*, 98(1), 1-11. doi: 10.1016/j.aquabot.2011.11.006
- Kayranli, B., Scholz, A., Mustaf, & Hedmark. (2010). Carbon storage and fluxes within freshwater wetlands: a critical review. *Wetlands*, 30, 111–124. doi: 10.1007/s13157-009-0003-4
- López-Rosas, H., Moreno-Casasola, P., & Mendelssohn, I. A. (2005). Effects of an African grass invasion on vegetation, soil and interstitial water characteristics in a tropical freshwater marsh in La Mancha, Veracruz (Mexico). *Journal of Plant Interactions*,1(3),187-195. doi:10.1080/17429140600857693
- López-Portillo, J., & Ezcurra, E. (2002). Los manglares de México: Una revisión. *Madera y Bosques, número especial*, 27-51. doi: 10.21829/myb.2002.801290
- Marín-Muñoz, J. L., Hernández, M. E., & Moreno-Casasola, P. (2014). Comparing soil carbon sequestration in coastal



- freshwater wetlands with various geomorphic features and plant communities in Veracruz, Mexico. *Plant Soil*, 378, 189–203. doi: 10.1007/s11104-013-2011-7
- Marín-Muñiz, J. L., Hernández, M. E., & Moreno-Casasola, P. (2015). Greenhouse gas emissions from coastal freshwater wetlands in Veracruz Mexico: Effect of plant community and seasonal dynamics. *Atmospheric Environment*, 107, 107-117. doi: 10.1016/j.atmosenv.2015.02.036
- Medina-Orozco, L. E., García-Calderón, N. E., García-Oliva, F., & Ikkonen, E. (2014). Suelos de humedal del lago de Pátzcuaro, Michoacán, México. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 5(5), 111-124.
- Mitsch, W. J., & J. Gosselink. (2007). *Wetlands* (4a ed). Nueva York: John Wiley and Sons Inc.
- Moreno, E., Guerrero, M. C., Gutiérrez, Ortiz, C., & Palma, D. J. (2002). Los manglares de Tabasco, una reserva natural de carbono. *Madera y Bosques, número especial*, 115-128. doi: 10.21829/myb.2002.801295
- Moreno-Casasola, P., Rojas, J., Zárate, D., Ortiz, M., Lara, A., & Saavedra, T. 2002. Diagnóstico de los manglares de Veracruz: Distribución, vínculo con los recursos pesqueros y su problemática. *Madera y Bosques, número especial*, 61-68. doi: 10.21829/myb.2002.801292
- Moreno-Casasola, P., Cejudo-Espinosa, E., Capistran-Barradas, A., Infante-Mata, D., Lopez-Rosas, H., Castillo-Campos, G., Pale-Pale, J., & Campos, A. (2010). Floristic composition, diversity and ecology of freshwater marshes in the central coastal plain of Veracruz, Mexico. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*, 87, 29-50. doi: 10.17129/botsoci.291
- Moreno-Casasola, P. D. M. Infante-Mata y H. López-Rosas. 2012. Tropical freshwater swamps and marshes. In D. P. Batzer, & A. H. Baldwin (eds.), *Wetland habitats of North America: Ecology and conservation concerns* (pp. 267-282). University of California Press.
- Moreno-Casasola, P., López-Rosas, H., & Rodríguez-Medina, K. (2014). From tropical wetlands to pastures on the coast of the Gulf of Mexico. *Revista Pastos*, 42(2), 183-215.
- Moreno-Casasola, P., Monroy-Ibarra, R., Hernández, M. E., Campos, A., & Vázquez-González, C. (2016). La distribución de los servicios ecosistémicos. En P. Moreno Casasola (ed.), *Servicios Ecosistémicos de las Selvas y Bosques Costeros de Veracruz* (pp. 204-276). Xalapa, Veracruz, México: Inecol - ITTO - Conafor - INECC.
- Moreno-Casasola, P., Hernández, M. E., & Campos, A. (2017). Hydrology, soil carbon sequestration and water retention along a coastal wetland gradient in Alvarado Lagoon system, Veracruz Mexico. *Journal of Coastal Research*, 77, 104-115. doi: 10.2112/SI77-011.1
- Nahlik, A. M., & Mitsch, W. J. (2011). Methane emissions from tropical freshwater wetlands located in different climatic zones of Costa Rica. *Global Change Biology*, 17, 1321-1334. doi: 10.1111/j.1365-2486.2010.02190.x
- Olmsted, I. (1993). Wetlands of Mexico. In D. F. Whigham, D. Dykyjová, & S. Hejný (eds.), *Wetlands of the world I: Inventory, ecology and management. Handbook of Vegetation Science* (pp. 637-678). Dordrecht: Kluwer Academic Publishers.
- Rodríguez-Medina, K., Moreno-Casasola, P., & Yañez-Arenas, C. (2017). Efecto de la ganadería y la variación estacional sobre la composición florística y la biomasa vegetal en los humedales de la costa central del Golfo de México. *Acta Botanica*, 119, 79-99. doi: 10.21829/abm119.2017.1233
- Rojas-Oropeza, M., Ponce-Mendoza, A., & Cabirol, N. (2016). Emisión de gases de efecto invernadero y uso de suelo en lagunas de Chastoc (Emiliano Zapata, Tabasco). En F. Paz, & R. Torres (eds.), *Estado actual del conocimiento del ciclo del carbono y sus interacciones en México: Síntesis a 2011* (pp. 267-279). Pachuca, Hidalgo: Programa Mexicano del Carbono, Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo e Instituto Nacional de Ecología Texcoco, México.
- Vázquez-González, C., Moreno-Casasola, P., Fermán-Almada, J. L., Hernández, M. E., Campos, A., & Espejel, I. (2017). Mangrove and freshwater wetland conservation through carbon offsets: a cost benefit analysis in the Alvarado Lagoon System Mexico. *Environmental Management*, 59(2), 274-290. doi:10.1007/s00267-016-0790-3
- Vega-López, E. (2008). *Valor económico potencial de las Áreas Naturales Protegidas federales de México como sumideros de carbono*. The Nature Conservancy-México.

Velazco-Orozco, J. J. (2008). La ciénega de Chiconahuapan, Estado de México. Un humedal en deterioro constante. *Contribuciones desde Coatepec*, 15(2), 101-125.

Manuscrito recibido el 13 de julio de 2017  
Aceptado el 19 de febrero de 2018  
Publicado el 29 de octubre de 2018

Este documento se debe citar como:

Hernández, M. E., & Moreno-Casasola B., P. (2018). Almacenes y flujos de carbono en humedales de agua dulce en México. *Madera y Bosques*, 24(Núm. esp.), e2401881. doi: 10.21829/myb.2018.2401881



Madera y Bosques por Instituto de Ecología, A.C. se distribuye bajo una Licencia Creative Commons Atribución-No Comercial-Compartir Igual 4.0 Internacional.



# El carbono de la biomasa aérea medido en cronosecuencias: primera estimación en México

## The carbon of the aerial biomass measured in chronosquences: First estimation in Mexico

Marcos Casiano-Domínguez<sup>1</sup>, Fernando Paz-Pellat<sup>2</sup>, Marlén Rojo-Martínez<sup>1</sup>, Sara Covaleda-Ocon<sup>3</sup> y Deb Raj Aryal<sup>4</sup>

<sup>1</sup> Programa Mexicano del Carbono. Texcoco, Estado de México, México.

<sup>2</sup> GRENASER, Colegio de Postgraduados. Texcoco, Estado de México, México.

<sup>3</sup> Kibeltik Clima y Medio Ambiente A.C. San Cristóbal de las Casas, Chiapas, México.

<sup>4</sup> Universidad Autónoma de Chiapas. Facultad de Ciencias Agronómicas. Villaflores, Chiapas, México.

\* Autor de correspondencia. cadox77@gmail.com

### RESUMEN

La negociación de proyectos de captura de carbono bajo mecanismos REDD+ y MDL requiere estimar la capacidad y nivel máximo de almacenamiento de CO<sub>2</sub> de los ecosistemas bajo las condiciones actuales y futuras. Para lo anterior debe considerarse la variación temporal, como sumideros de carbono de los compartimientos de biomasa aérea, material leñoso en pie, hojarasca-mantillo, material leñoso caído, biomasa subterránea y suelo. Se recopiló, revisó y sintetizó la información disponible de los contenidos de carbono de los ecosistemas terrestres de México con un enfoque de cronosecuencias. Los compartimientos más investigados en 90 estudios fueron la biomasa viva sobre el suelo y la biomasa muerta en piso y mantillo. Se presentan resultados del contenido de carbono de la biomasa aérea para 21 tipos de vegetación, de los 50 reconocidos para México. La información de la variación temporal del carbono en México, en sus cinco almacenes, será referencia para establecer los compromisos de compra-venta de bonos de carbono en términos de cantidad y tiempo en que se conseguirían las metas de mitigación y adaptación al cambio climático.

**PALABRAS CLAVE:** bonos de carbono, captura de carbono, MDL, mitigación, REDD+.

### ABSTRACT

The negotiation of carbon capture projects under REDD+ and CDM mechanisms carried out in the different land and vegetation uses requires knowing the storage capacity (capture) that ecosystems have under current conditions and the approximate maximum level they can reach in the future. Because of this, the temporal variations of the different compartments (aerial biomass, standing woody material, litter-mulch-fallen woody material, underground biomass and soil) as they can contribute as CO<sub>2</sub> sinks must be studied. The purpose of this work is to collect, review and synthesize the information available in Mexico about the carbon contents studied in a chronosequences approach. Results of the carbon contents of aerial biomass were found only for 21 types of vegetation of 50 represented in Mexico. The information on the temporal variations in the five carbon stores, can be used as reference to establish buying-selling commitments of carbon bonds in terms of amount and time in which mitigation and adaptation to climate change goals are met.

**KEYWORDS:** carbon bonds, carbon capture, CDM, mitigation, REDD+.

## INTRODUCCIÓN

Los proyectos de mitigación al cambio climático tienen como objetivo reducir los gases de efecto invernadero [GEI], como el bióxido de carbono [ $\text{CO}_2$ ]), ya sea para disminuir su producción mediante el uso de energías renovables, incrementando la eficiencia, o a través de su captura o secuestro (*e.g.*, ayudando a fijar carbono con proyectos forestales). El secuestro de  $\text{CO}_2$  consiste en utilizar el proceso natural de la fotosíntesis para capturar el carbono (C) de la atmósfera y retenerlo en forma de biomasa de las plantas y suelo, además de transferirlo a otros compartimentos de almacenamiento, de tal modo que no pueda ser re-emitido a la atmósfera. Debido a que los bosques retienen más C del que liberan, se les ha reconocido como “sumideros” de C. El secuestro de C en los ecosistemas terrestres ha provocado gran interés a escala mundial, debido a que la mayoría de los suelos se encuentran por debajo de la capacidad máxima de almacenamiento de C (Lal, 2004). Al plantar árboles (particularmente en bosques tropicales y templados) se pueden remover grandes cantidades de  $\text{CO}_2$  del aire (hasta  $15 \text{ t ha}^{-1}\text{año}^{-1}$ , en bosques tropicales) en un tiempo relativamente corto, lo que, además, acarrea beneficios socio-ambientales (Lal, 2011).

Dado el potencial de secuestro de C de los bosques en crecimiento y la conveniencia de mantener el C almacenado en los ecosistemas terrestres para no agravar el problema de emisiones de GEI, se han promovido recursos financieros mediante mecanismos como REDD+ (Reducción de Emisiones por Deforestación y Degradación Forestal) de la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático (CMNUCC) y Mecanismos de Desarrollo Limpio (MDL) del Protocolo de Kioto (1997); así como en prácticas de manejo sostenible del bosque y en el establecimiento de plantaciones. Llevar a cabo proyectos como los mencionados requiere contar con métodos de medición confiables que cumplan con las exigencias establecidas por el Panel Intergubernamental de Cambio Climático [IPCC] y que sean costo-eficientes para medir el almacenamiento y la captura de C. Si se considera que los inventarios de carbono contabilizan el C fijado en los ecosistemas al momento de las mediciones, la pregunta que

prevalece es ¿cuál es la capacidad máxima o en qué medida los compartimentos de los ecosistemas terrestres y costeros de México (biomasa aérea, material leñoso en pie, hojarasca-mantillo, material leñoso caído, biomasa subterránea y suelo) pueden contribuir como sumideros de  $\text{CO}_2$ ? (Vesterdal, Ritter y Gundersen, 2002). Una forma de abordar la pregunta es a través de un enfoque de estudio de largo plazo, que permita entender el desarrollo natural de la vegetación en ambientes perturbados por actividades antropógenicas y causas naturales. Los procesos de sucesión ecológica de la vegetación pueden tomar décadas o cientos de años y el uso de cronosecuencias permite la evaluación de estos periodos largos de desarrollo (Walker, Wardle, Bardgett y Clarkson, 2010).

Diferentes investigaciones indican que las cronosecuencias predicen un aumento en la riqueza de especies, cobertura, estructura, densidad y biomasa de las plantas, en ciertas etapas seriales a través del tiempo (Chazdon *et al.*, 2007), así como en los contenidos de C en el suelo debido a la relación suelo-vegetación en los bosques tropicales húmedos y secos secundarios (Walker *et al.*, 2010; Ahirwal y Maiti, 2017). A partir de lo anterior, se planteó el objetivo de conocer las trayectorias sucesionales de los contenidos de C en la biomasa aérea, para lo cual se recopiló, revisó y se sintetizó la información disponible en los estudios de la vegetación con enfoque de cronosecuencias en la República Mexicana. Los resultados encontrados muestran patrones generales de los contenidos de C en la biomasa aérea de la vegetación terrestre, pero no se hallaron datos de ecosistemas costeros, ni se intentaron modelar los patrones temporales del C en la biomasa aérea.

## MATERIALES Y MÉTODOS

Se efectuó una revisión de literatura para localizar publicaciones en internet con información relacionada con los cinco almacenes y contenidos de C en ecosistemas terrestres y costeros de México. Los principales almacenes de C en los ecosistemas terrestres son biomasa aérea viva (árboles, arbustos y hierbas), biomasa subterránea viva (raíces), biomasa muerta en pie (árboles y arbustos muertos y tocónes), biomasa muerta en piso (troncos, ramas y ramillas



sobre la superficie), mantillo (capa de hojarasca y capa de fermentación o material descompuesto) y suelo (profundidad de 30 cm) (IPCC, 2003) (Fig. 1).

Se utilizaron los motores de búsqueda públicos disponibles como Science Direct, Google Académico, Redalyc, Researchgate y Scopus. Los documentos encontrados se clasificaron en publicaciones convencionales y literatura gris. Las publicaciones convencionales se refieren a artículos científicos y libros indizados revisados por pares. La literatura gris son investigaciones plasmadas en tesis, informes y resúmenes en extensos publicados como resultado de reuniones científicas. La búsqueda se realizó mediante el uso de una serie de palabras clave con operadores lógicos para seleccionar la literatura relevante: cronosecuencias, índices de sitio, caracterización de la vegetación, etapas de sucesión, estimación de biomasa o C de los diferentes compartimentos, contenidos de C orgánico, materia orgánica, densidad aparente, propiedades físicas y químicas del suelo, fertilidad y caracterización de suelos, entre otros. La búsqueda se enfocó en trabajos de investigación realizados en el territorio nacional y sin restricción del periodo de publicación.

Los documentos resultantes se almacenaron en formato digital y se elaboraron dos archivos de Microsoft Excel® para sintetizar y sistematizar la información de cada documento. En el primer archivo se realizó un breve resumen de las diferentes publicaciones bajo el siguiente orden: identificador numérico secuencial del documento, tipo de documento (artículo, libro, capítulo de libro, tesis, tesina, informe técnico de proyecto, memoria de reunión científica, folleto o borrador), cita bibliográfica completa, título del artículo, autor (es), año de publicación, revista o editorial, resumen, coordenadas geográficas de los sitios, entidad federativa donde se realizó el trabajo, clima predominante, tipo de vegetación de acuerdo al Instituto Nacional de Estadística y Geografía [Inegi] y compartimento de biomasa con datos de C. El segundo archivo se integró con el mismo identificador numérico secuencial que el primer archivo para tener un campo vinculante entre ambos archivos y con los datos de contenido de C o biomasa, para posteriormente normalizarlos a toneladas de C por hectárea. Los contenidos de C se organizaron con base en su edad cronológica.

## ALMACENES DE CARBONO

PMC  
Programa Mexicano del Carbono  
Río Táraxaco del COMACYT

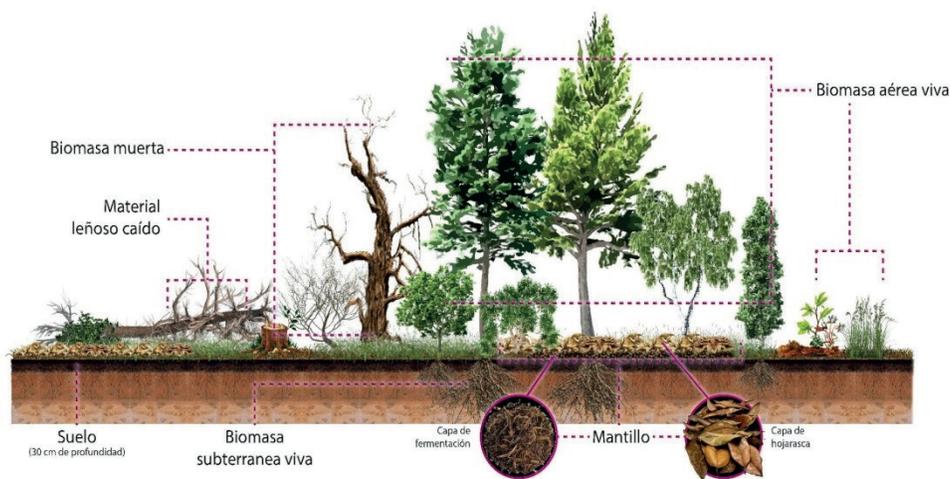


FIGURA 1. Almacenes de carbono en las comunidades vegetales: 1) biomasa viva sobre el suelo, 2) biomasa subterránea [raíces], 3) biomasa muerta en pie, 4) biomasa muerta en piso y mantillo y 5) suelo.

Fuente: Programa Mexicano del Carbono (PMC), adaptada de IPCC (2003).

La captura de los datos a partir de los documentos localizados se realizó de forma manual; sin embargo, en algunos documentos los datos se presentaron en gráficos, por lo que se recurrió al software libre GetData Graph Digitizer para obtener datos numéricos aproximados mediante digitalización. Los datos se agruparon conforme a los grupos de vegetación propuestos por Challenger y Soberón (2008): bosques tropicales perennifolios (selvas altas y medianas perennifolias y subperennifolias del trópico húmedo); bosques tropicales caducifolios (selvas bajas y medianas caducifolias y subcaducifolias y selvas espinosas); bosques mesófilos de montaña (comunidades de gran diversidad en su estructura y composición, que comparten ambientes templados muy húmedos); bosques templados de coníferas y latifoliadas (bosques de pino, oyamel, ayarín, cedro, táscate, de encinos y mixtos de pino y encino); matorrales xerófilos (diversas comunidades vegetales dominantes en los climas áridos y semiáridos, *i.e.*, matorrales rosetófilos, desérticos, crasicuales, submontanos y subtropicales, mezquiales y vegetación gipsófila y halófila); pastizales (pastizal natural, pradera de alta montaña, sabana y pastizales gipsófilos y halófilos) y humedales (manglar, bosque y selva de galería). No se encontraron datos para cronosecuencias de humedales.

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En el presente trabajo se identificaron 90 estudios de investigación en México relacionados con los contenidos de C con el enfoque de cronosecuencias. Geográficamente, 59% de los estudios se ubicaron en sur del país (incluido Veracruz), 22% se localizaron en las entidades de la zona centro y 19% en los estados del norte de la República Mexicana. Noventa y tres por ciento de los trabajos se circunscriben a alguna entidad federativa, mientras que seis trabajos presentaron datos a escala regional (Mejía, 2006; Urquiza, Dolman y Peres, 2007; Eaton y Lawrence, 2008; Návar, 2008; Yarena *et al.*, 2014; Kauffman, Hernández, Jesús, Heider y Contreras, 2015). La revisión incluyó literatura convencional y gris. La mayor producción científica se concentra en los trabajos de artículos científicos. En esta revisión se incluyeron revistas indiza-

das o revisadas por pares (72), seguidas de trabajos de tesis que incluye los niveles de licenciatura, maestría y doctorado (16), en tanto que se identificaron dos informes (literatura gris). Las revistas Madera y Bosques, Revista Mexicana de Ciencias Forestales, Agrociencia y Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente fueron las editoriales con mayor número de artículos dedicados a la investigación de C en cronosecuencias. Los contenidos de C en cronosecuencias se publicaron por compartimento como sugiere el IPCC (2003). El compartimento más investigado fue el de biomasa viva sobre el suelo (56 estudios), seguido de la biomasa muerta en piso y mantillo (40). La revisión permitió conocer que solo seis investigaciones incluyeron datos de los cinco compartimentos (Jaramillo, Ahedo-Hernández y Kauffman, 2003a, Jaramillo, Kauffman, Rentería-Rodríguez, Cummings y Ellingson 2003b; Roncal, Soto, Castellanos, Ramírez y de Jong, 2008; Orihuela *et al.*, 2013; Aryal, de Jong, Ochoa-Gaona, Esparza-Olguín y Mendoza-Vega, 2014; Masuhara *et al.*, 2015).

En México, históricamente se ha hecho un esfuerzo creciente por investigar los contenidos de C en los cinco almacenes de los ecosistemas terrestres. Resulta importante señalar la variabilidad de enfoques con los que se han investigado los contenidos de C en cronosecuencias. El enfoque dado en las primeras investigaciones se perfiló en medir la producción de biomasa y su relación con los nutrientes del suelo (Williams, 1983; Martínez y Sarukhán, 1993; Day *et al.*, 1996; Hughes, Kauffman y Jaramillo, 1999). A partir de 1999, se mantuvo la idea de mediciones de producción de biomasa, pero bajo el método de ecuaciones alométricas. Los estudios desde 2004 sugieren temas de investigación diversos tales como medición de flujos de emisión y captura de CO<sub>2</sub> (Návar, 2008), captura de C en suelo y vegetación (Vargas, Allen y Allen, 2009a; Vargas, Trumbore y Allen, 2009b; Casanova, Caamal, Petit, Solorio y Castillo, 2010; Figueroa, Ángeles, Velázquez y De los Santos, 2010; Gamboa *et al.*, 2010, Mendoza-Ponce y Galicia, 2010; López-Hernández *et al.*, 2013; Reyes, Méndez, Nájera y Cerano, 2013; Rivas, 2013; Rivera *et al.*, 2013, Ramírez, 2015; Chávez-Aguilar



*et al.*, 2016; Huechacona, 2016; Mendoza-Morales, González-Sansón, y Aguilar-Betancourt, 2016; Chávez-Pascual, Rodríguez-Ortiz, Enríquez del Valle, Velasco-Velasco, y Gómez-Cárdenas, 2017). A partir de 2010, los estudios se dirigen hacia las estimaciones de contenidos de C para pagos por servicios ambientales a los poseedores de los recursos naturales (Moreno *et al.*, 2010; Soto, Anzueto, Mendoza, Jiménez y de Jong, 2010; Aguirre y Jiménez, 2011; Castañeda, Vargas y Gómez, 2012; Espinoza, Krishnamurthy, Vázquez y Torres, 2012; Gómez, Monterroso, Tinoco y Etchevers, 2012; Gutiérrez, Méndez, Flores, Ramírez y Gutiérrez, 2012; Murray-Núñez *et al.*, 2012; Puc-Kauil, Ángeles, Plascencia y García, 2013; Razo-Zárate, Gordillo-Martínez, Rodríguez-Laguna, Maycotte-Morales y Acevedo-Sandoval, 2013; López-Reyes *et al.*, 2016; Salvador *et al.*, 2017) y hacia evaluaciones de impacto y mitigación al cambio climático (Pavón, Moreno y Ramírez-Bautista, 2012; Anguiano, Aguirre y Palma, 2013; Douterlungne, 2013; Soto y Armijo, 2014; Yerena *et al.*, 2014). En los últimos años, las investigaciones se

han orientado a la dinámica de cambio de uso de suelo y vegetación por deforestación y degradación forestal (Lawrence *et al.*, 2013; Salazar, 2013; Aquino, 2014; Aryal *et al.*, 2014; Puc-Kahuil, 2014, Romo, Navarro, De los Santos, Hernández y López, 2014; Anaya y Huber-Sannwald, 2015; Arévalo, 2015, Aryal, de Jong, Ochoa-Gaona, Mendoza-Vega, y Esparza-Olguín, 2015, Galicia, Saynes y Campo, 2015; Kauffman *et al.*, 2015, Quintero-Gradilla, García-Oliva, Cuevas-Guzmán, Jardel-Pérez y Martínez-Yrizar, 2015; Yerena *et al.*, 2015).

### Contenidos de carbono en la biomasa viva sobre el suelo

Los contenidos de C en cronosecuencias encontrados en la literatura convencional y gris para México se presentan por tipos vegetación y condición sucesional primaria y secundaria, así como por agroecosistemas (Instituto Nacional de Estadística y Geografía [Inegi], 2009). Las claves de Inegi sin prefijo “VS” se refieren a la vegetación primaria, en donde la vegetación no presenta alteración.

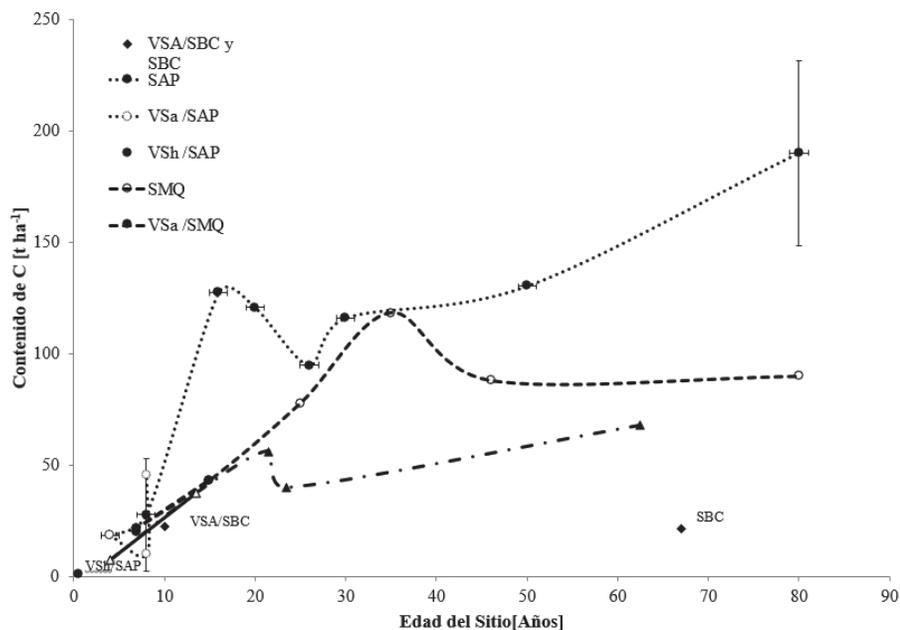


FIGURA 2. Contenido de carbono en cronosecuencias para vegetación secundaria arbórea de selva baja caducifolia (VSA/SBC) y vegetación primaria de selva baja caducifolia (SBC); vegetación primaria de selva alta perennifolia (SAP); vegetación secundaria arbustiva de selva alta perennifolia (VSA/SAP); y vegetación secundaria herbácea de selva alta perennifolia (VSh/SAP).

La vegetación secundaria es aquella que presenta indicios de que la vegetación nativa ha sido eliminada o perturbada sustancialmente. Las figuras 2 y 3 muestran los contenidos de C en la biomasa aérea de la vegetación de las zonas cálido-húmedas de México, que se definen como aquellas en donde se tienen temperaturas mínimas con promedio anual superior a 22 °C y precipitaciones superiores a 750 mm (Challenger y Soberón, 2008).

Los bosques cultivados (BC) son aquellos que se han establecido mediante la plantación de diferentes especies arbóreas, sobre todo en aquellas áreas que presentan una perturbación debido a las actividades humanas, mientras que los bosques inducidos (BI) son producto de reforestaciones sin un propósito comercial inicial. Estas poblaciones se pueden considerar como bosques artificiales, ya que son consecuencia de una reforestación con árboles de distintos géneros; por lo general, de especies exóticas. Los fines de estas plantaciones son recreativo, ornamental y forestal, además de conservar el medio ambiente y evitar la erosión del suelo (Inegi, 2009).

Los BC en los climas cálidos están representados por plantaciones forestales comerciales con especies de rápido crecimiento como eucalipto (*Eucalyptus* spp.) (Seppänen, 2002), hule (*Hevea brasiliensis* Müell. Arg.) (López-Reyes *et al.*, 2016), melina (*Gmelina arborea*) y cedro rojo (*Cedrela odorata* L.) para las reforestaciones o bosques inducidos. Los proyectos más importantes se encuentran ubicados en el sureste de México (sur de Veracruz, Tabasco, norte de Chiapas, Campeche y Oaxaca), así como en las costas del Pacífico (Guerrero, Nayarit y sur de Sinaloa) (Seppänen, 2002).

Los bosques cultivados y los bosques inducidos los agrupa Inegi (2009) como parte de los agroecosistemas, cuyos datos de C en cronosecuencias para las zonas cálido-húmedas se observan en la figura 4.

Los sistemas agroforestales (SAF) pueden ser una combinación entre cultivos agrícolas, pastizales y árboles forestales (Beer *et al.*, 2003). Los contenidos de C en cronosecuencias para los tipos de vegetación donde se realizan actividades agropecuarias y forestales de las regiones cálido-húmedas se indican en la figura 5.

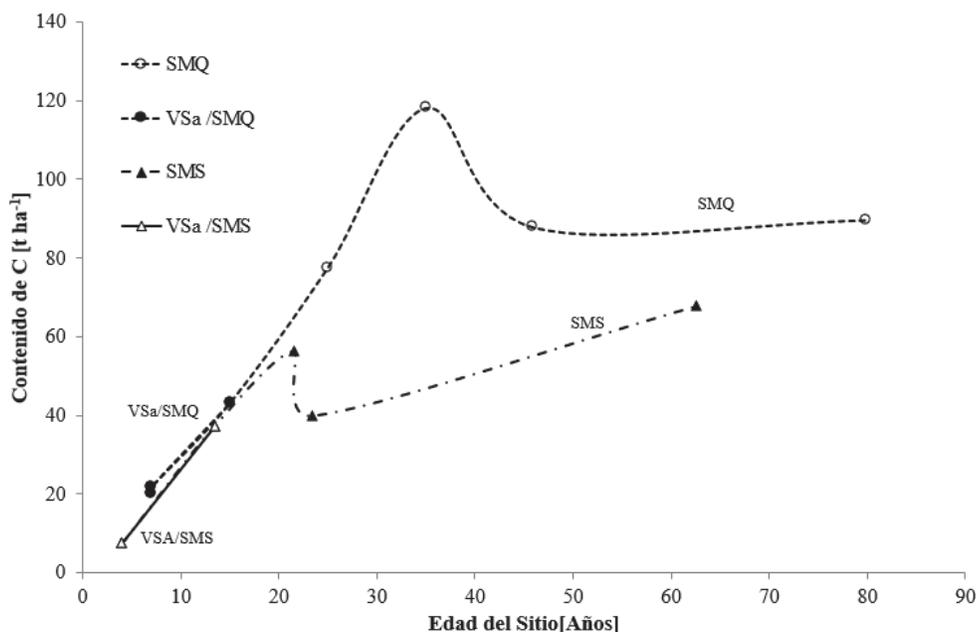


FIGURA 3. Contenido de carbono en cronosecuencias para vegetación primaria de selva mediana subperennifolia (SMQ); vegetación secundaria arbustiva de selva mediana subperennifolia (VSa/SMQ); vegetación primaria de selva mediana subcaducifolia (SMS); vegetación secundaria arbustiva de selva mediana subcaducifolia (VSa/SMS).

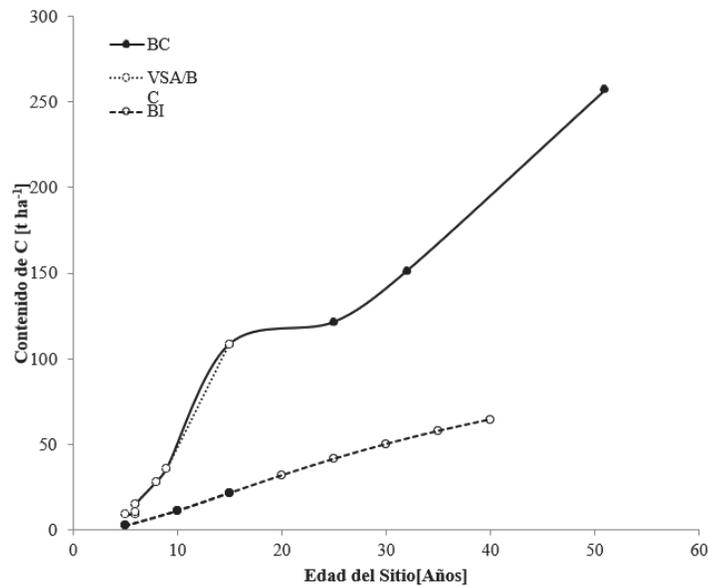


FIGURA 4. Contenidos de carbono en cronosecuencias para vegetación primaria de bosque cultivado de ciclo permanente (BC); vegetación secundaria arbórea de bosque cultivado de ciclo permanente (VSA/BC); vegetación primaria de bosque inducido (BI) y vegetación secundaria arbórea de bosque inducido (VSA/BI).

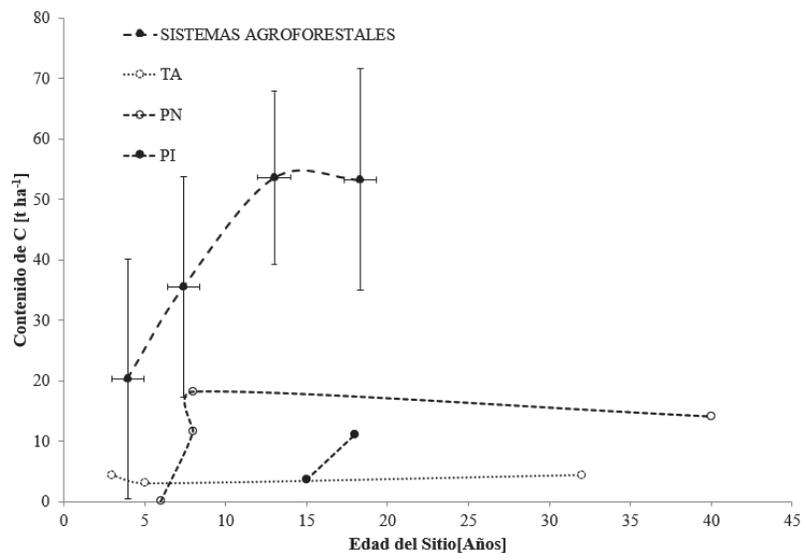


FIGURA 5. Contenidos de carbono en cronosecuencias para sistemas agroforestales.

Agricultura de temporal anual (TA), pastizal natural (PN) y pastizal inducido (PI) de las zonas cálido-húmedas de México. Las barras verticales representan la desviación estándar, calculada a partir del promedio de los datos encontrados.

Las selvas caducifolias en México se desarrollan en climas trópico húmedo y subhúmedo, en condiciones de anegación total del suelo en la temporada de lluvias pero que se seca durante el estiaje, y constituyen el límite térmico e hídrico de los tipos de vegetación de las zonas

cálido-húmedas. Se encuentran a lo largo de la costa del Pacífico (hasta el sur de Sonora en su límite norte), a lo largo de las faldas bajas y los cañones de la vertiente del Pacífico de la Sierra Madre Occidental, en las planicies, llanuras y otras zonas bajas e inundables de la Península de Yucatán y el sur de Veracruz y Tabasco. Se presentan en zonas con promedio de temperatura anual superior a 20 °C y precipitación anual de 1200 mm como máximo, aunque usualmente son del orden de 800 mm, con una temporada seca que puede durar hasta 7 u 8 meses (Challenger y Soberón, 2008).

Los contenidos de C en cronosecuencias para la vegetación de selva baja caducifolia (SBC), se muestra en la figura 6. Esta selva presenta baja altura de sus componentes arbóreos (normalmente, de 4 m a 10 m y, muy eventualmente, de hasta 15 m o poco más). El estrato herbáceo es bastante reducido y solo se puede apreciar después de que ha empezado claramente la época de lluvias y retoñan

o germinan las especies herbáceas. Este tipo de vegetación es un importante centro de diversidad y endemismo de diferentes especies de *Bursera* y Fabaceae (Inegi, 2009).

Las selvas medianas caducifolias (SMC) se desarrollan en suelos que presentan mejores condiciones de humedad que los de la SBC. Challenger y Soberón (2008) consideraron que la vegetación de las SMC es resultado de siglos de explotación desde la época de los mayas, lo que le da un aspecto secundario. Los contenidos de C en cronosecuencias para este tipo de vegetación se observan en la figura 7.

Los contenidos de C en cronosecuencias para la selva mediana superennifolia (SMQ) se observan en la figura 8. En México, la selva mediana superennifolia se desarrolla en climas cálido-húmedos y subhúmedos: Aw para las porciones más secas, Am para las más húmedas y Cw en menor proporción (García, 1988). Con temperaturas típicas entre 20 °C y 28 °C y precipitación total anual de

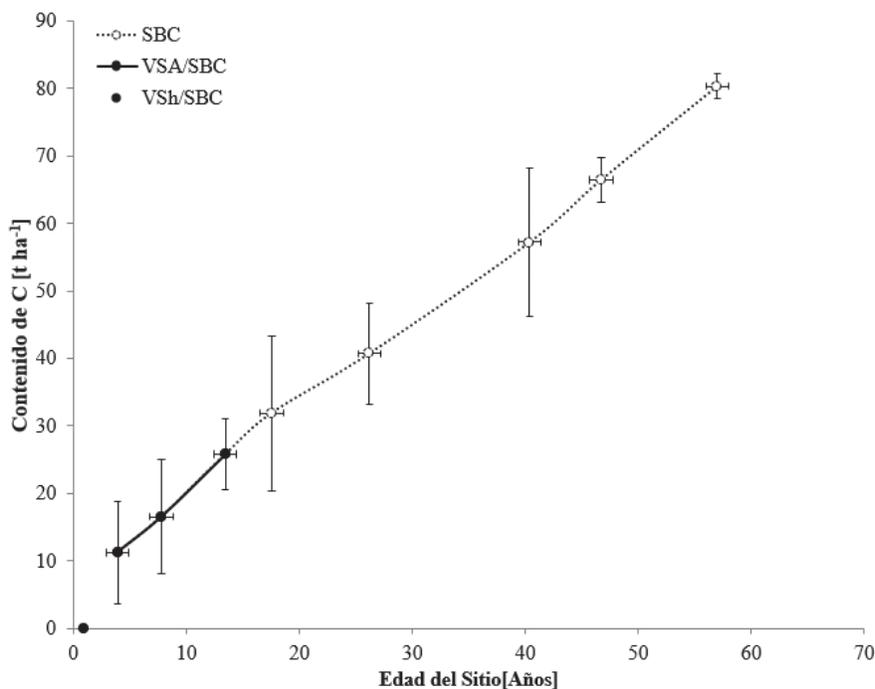


FIGURA 6. Contenidos de carbono en cronosecuencias para vegetación primaria de selva baja caducifolia (SBC), vegetación secundaria arbórea de selva baja caducifolia (VSA/SBC) y vegetación secundaria herbácea de selva baja caducifolia (VSh/SBC) de las zonas tropicales de México.

Las barras verticales representan la desviación estándar, calculada a partir del promedio de los datos encontrados.

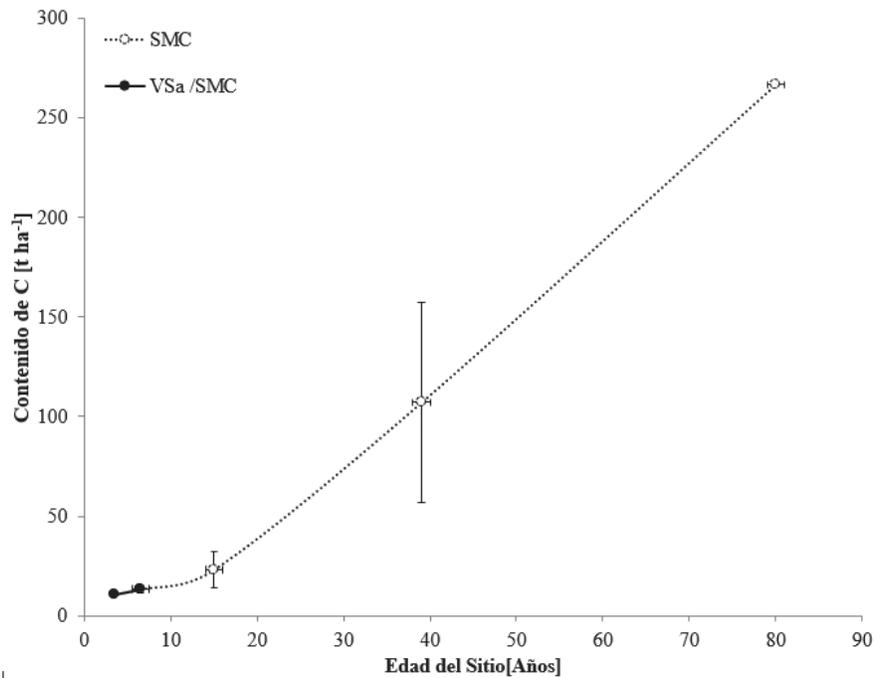


FIGURA 7. Contenidos de carbono en cronosecuencias para vegetación primaria de selva mediana caducifolia (SMC) y vegetación secundaria arbustiva de selva mediana caducifolia (VSa/SMC) de las zonas cálido-húmedas de México.

Las barras verticales representan la desviación estándar, calculada a partir del promedio de los datos encontrados.

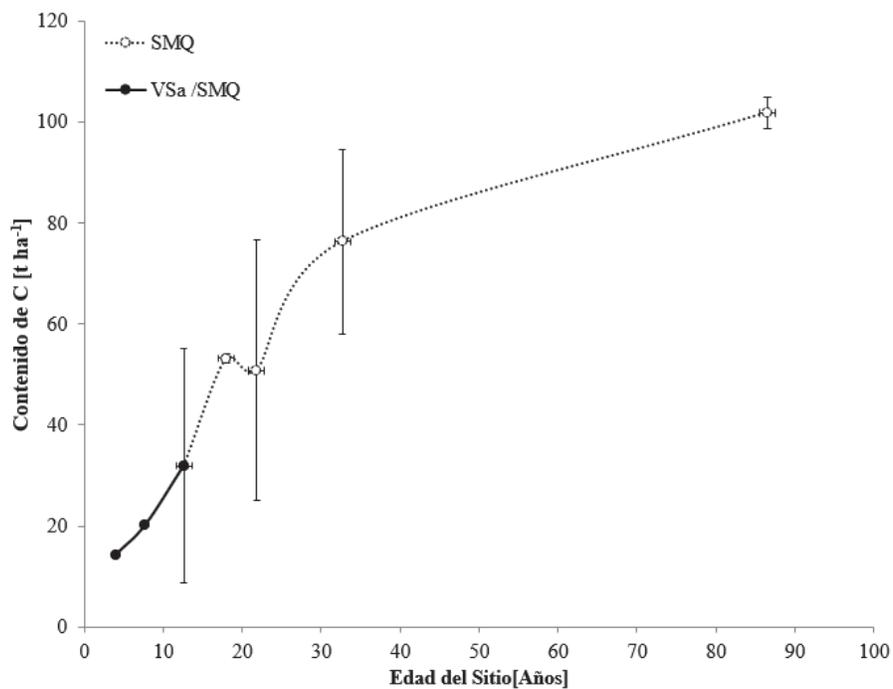


FIGURA 8. Contenidos de carbono en cronosecuencias para vegetación primaria de selva mediana superrennifolia (SMQ) y vegetación secundaria arbustiva de selva mediana superrennifolia (VSa/SMQ).

Las barras verticales representan la desviación estándar, calculada a partir del promedio de los datos encontrados.

1000 mm a 1600 mm, se ubica entre 0 m y 1300 m snm. Los árboles presentan alturas que van de 25 m a 35 m y diámetro a la altura del pecho menor que los de la selva alta perennifolia, aun cuando se trate de la misma especie. Es posible que esto se deba al tipo de suelo y a la profundidad. En este tipo de selva, se distinguen tres estratos arbóreos: de 4 m a 12 m, de 12 m a 22 m y de 22 m a 35 m (Inegi, 2009).

En las áreas tropicales de México se han establecido plantaciones de bambú (*Bambusa oldhamii* Munro) para recuperar terrenos deforestados y obtener productos forestales, al mismo tiempo de darle el enfoque de captura de C (Castañeda *et al.*, 2012). Por otra parte, se han establecido sistemas silvopastoriles con la utilización de especies leñosas forrajeras (*Leucaena leucocephala* (Lam) de Wit. y *Guazuma ulmifolia* Lam) como alternativa para el suministro de alimentos para el ganado en la época seca en zonas tropicales del sureste de México, además de darle el enfoque de captura de C (Casanova *et al.*, 2010). Ambas

se consideran dentro de la categoría de bosques cultivados. Los contenidos de C del BC en las zonas tropicales se muestran en la figura 9.

En las zonas tropicales, la selva baja espinosa, incluyendo al matorral espinoso tamaulipeco (MET), se desarrolla en condiciones más secas que las correspondientes al bosque tropical caducifolio, pero, a su vez, más húmedas que las propias de los matorrales xerófilos. A diferencia del bosque tropical caducifolio que se restringe a cerros o laderas con suelos someros, la selva baja espinosa se desarrolla en suelos profundos (Rzedowski, 1996; Inegi, 2009). Los contenidos de C en cronosecuencias encontrados en este trabajo para el MET se muestran en la figura 10.

Los bosques templados de coníferas y latifoliadas de México se encuentran, en su mayoría, en las zonas montañosas a lo largo de la Sierra Madre Occidental (la zona de mayor concentración de ecosistemas boscosos del país), las sierras Madre Oriental y del Sur de Chiapas, el Eje Neovolcánico, la Sierra Norte de Oaxaca y los Altos de

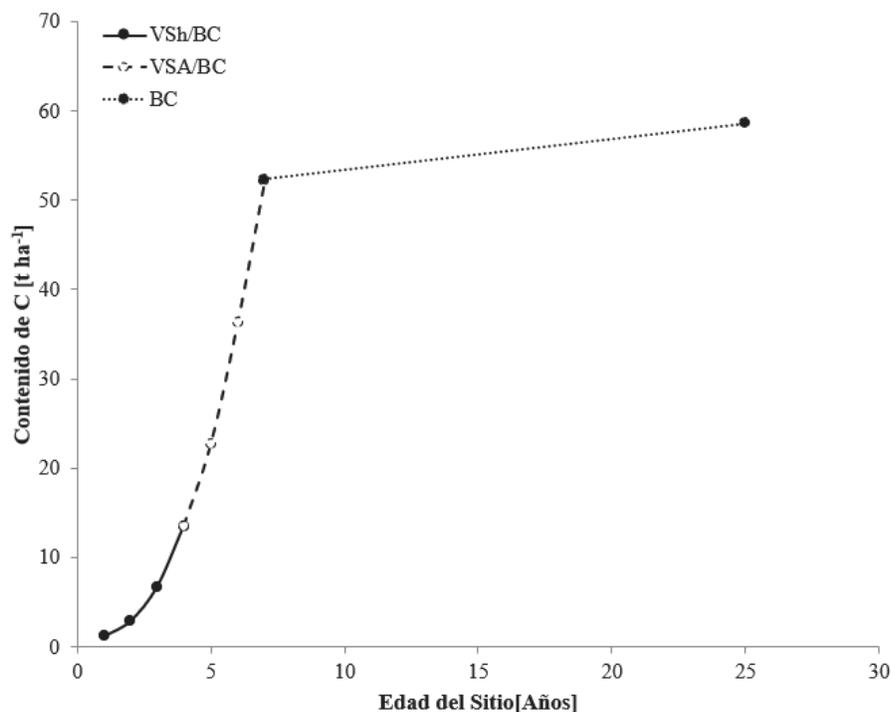


FIGURA 9. Contenidos de carbono en cronosecuencias para bosques cultivados (BC) y vegetación secundaria herbácea (VSh/BC) y arbórea (VSA/BC) de bosques cultivados.

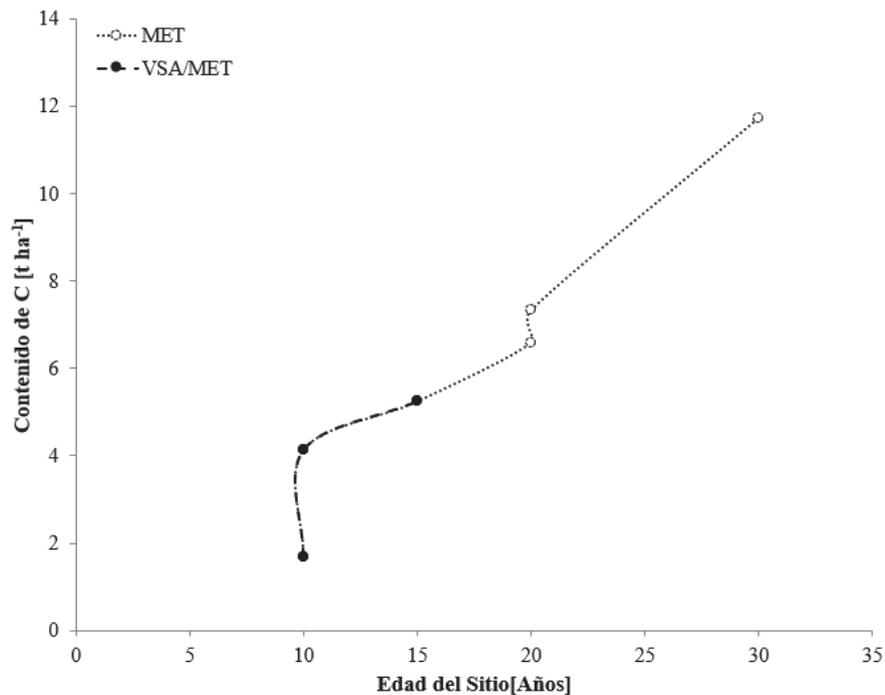


FIGURA 10. Contenidos de carbono en cronosecuencias para vegetación primaria de matorral espinoso tamaulipeco (MET) y vegetación secundaria arbórea de matorral espinoso tamaulipeco (VSA/MET).

Chiapas, así como en distintas serranías y montañas aisladas en el Altiplano y entremezclados en las planicies tropicales. De manera general, estos bosques se subdividen entre los de clima templado subhúmedo -que predominan en extensión- y los de clima templado húmedo. Los primeros se dividen en bosques de coníferas (de pino, abeto u oyamel, ayarín, cedro y táscate), bosques de latifoliadas (en los cuales los encinos son dominantes) y bosques mixtos de pino y encino, en distintas proporciones. Los bosques de clima templado húmedo son casi exclusivamente bosques mesófilos de montaña, aunque algunos bosques de oyamel pueden encontrarse en estas condiciones.

Los contenidos de C de la biomasa aérea en cronosecuencias asociados a bosques de pino (BP) se presentan en la figura 11. El Género *Pinus* se considera como uno de los principales dominantes en la vegetación primaria de los BP, aunque varias especies son pioneras predominantes tras las perturbaciones naturales y antrópicas (Challenger y Soberón, 2008).

Los pinares primarios presentan un estrato inferior relativamente pobre en arbustos, pero con abundantes gramíneas. Esta condición se relaciona con los frecuentes incendios y la tala inmoderada. La fisonomía del estrato superior de los BP es característica y las diferentes especies de pino que los definen presentan alturas que van de 15 m a 30 m en promedio (Inegi, 2009). Estas diferencias se reflejan en la variabilidad de contenidos de C a partir de los 50 años (Fig. 11). Los bosques de pino, que con frecuencia se encuentran asociados con encinares y otras especies, son los de mayor importancia económica en la industria forestal del país, por lo que prácticamente todos soportan actividades forestales como producción de madera, resinación, obtención de pulpa para celulosa, postería y recolección de frutos y semillas. Los bosques de pino-encino (BPQ) y los de encino-pino (BQP) se consideran fases de transición en el desarrollo de bosques de pino o encino puros; sin embargo, Challenger y Soberón (2008) afirman que muchos de ellos se consideran vegetación clí-

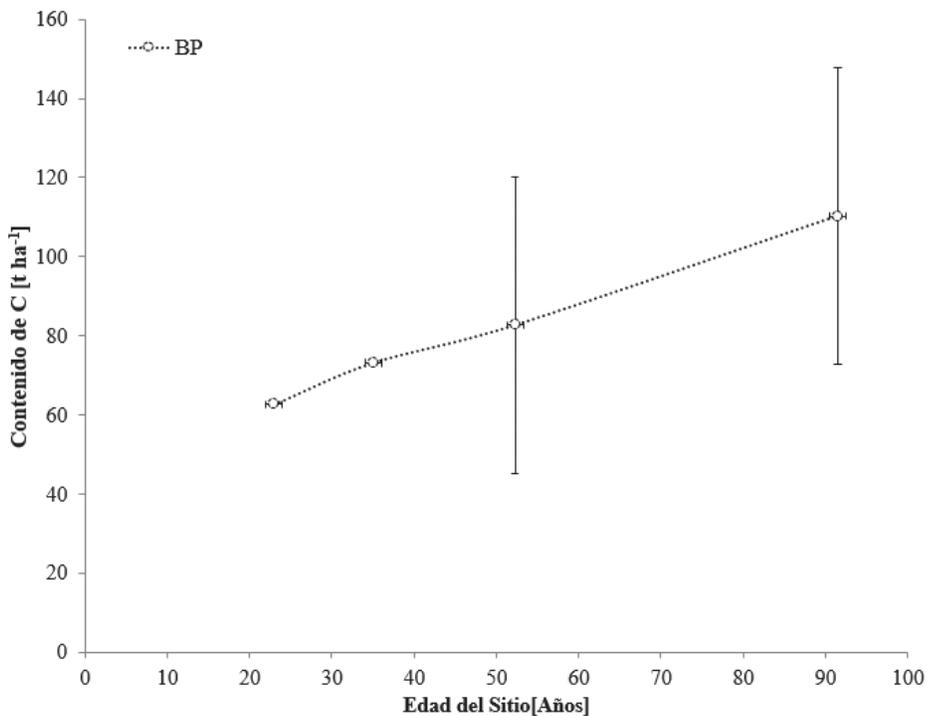


FIGURA 11. Contenidos de carbono en cronosecuencias de la vegetación primaria de los bosques de pino (BP).

Las barras verticales representan la desviación estándar, calculada a partir del promedio de los datos encontrados.

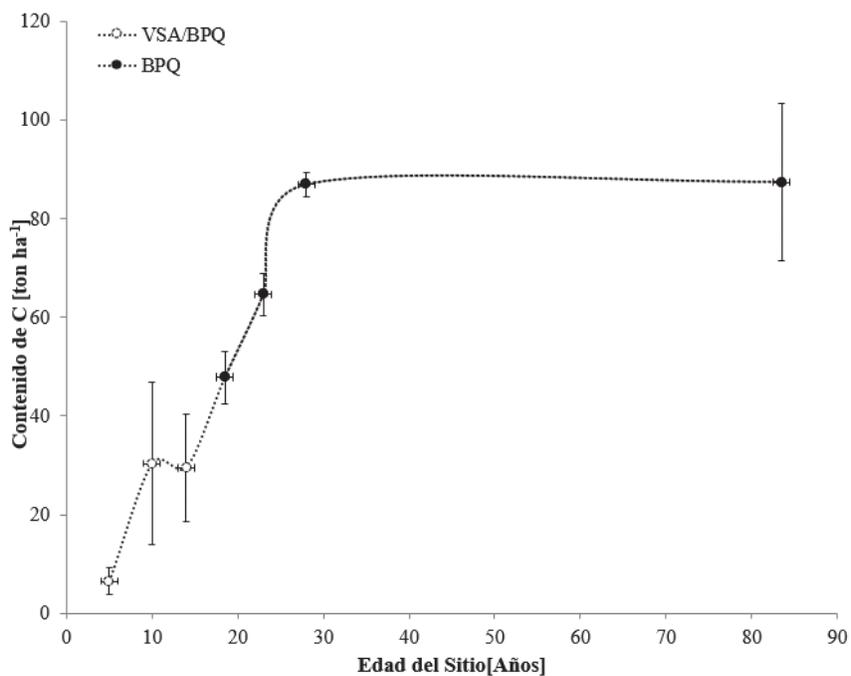


FIGURA 12. Contenidos de carbono en cronosecuencias de la vegetación primaria de los bosques de pino-encino (BPQ) y vegetación secundaria arbórea de pino-encino (VSA/BPQ).

Las barras verticales representan la desviación estándar, calculada a partir del promedio de los datos encontrados.



max en muchas zonas de México. La recopilación de datos del contenido de C en cronosecuencias en BPQ para vegetación primaria y vegetación secundaria arbórea se observan en la figura 12.

Las especies que más se cultivan en los bosques cultivados de las zonas templadas son: pino (*Pinus* spp.), eucalipto (*Eucaliptus* spp.), cedro (*Cupressus* spp.), casuarina (*Casuarina* sp.), pirul (*Schinus molle*), álamo o chopo (*Populus* spp.), fresno (*Fraxinus* sp.) y aile (*Alnus* sp.) (Inegi, 2009). Las especies con datos sobre contenido de C en cronosecuencias para el BC de climas templados son *Pinus greggii* Engelm (Chávez-Pascual *et al.*, 2017) y *Pinus patula* (Romo *et al.*, 2014; Chávez-Aguilar *et al.*, 2016) (Fig. 13).

En los bosques mesófilos de montaña es notable la mezcla de elementos arbóreos con alturas de 10 m a 25 m o aún mayores. Es un bosque denso y la mayoría de sus componentes son de hoja perenne, pero también se encuentran árboles caducifolios que en alguna época del año tiran sus hojas. Es común la presencia de plantas trepado-

ras y epífitas debido a la alta humedad atmosférica y abundantes lluvias. Generalmente, se encuentran entre 800 m y 2400 m (Rzedowski, 1996; Inegi, 2009). Los contenidos de C asociados a bosque mesófilo se muestran en la figura 14.

### Síntesis del contenido de carbono de la biomasa aérea en cronosecuencias

La tabla 1 muestra los contenidos de C en cronosecuencias de la biomasa aérea para diferentes grupos de vegetación de México. Se observa un patrón de incremento en el tiempo en los contenidos de C para todos los grupos de vegetación. Las cantidades de C de la biomasa aérea son variables entre grupos. Los bosques tropicales perennifolios (Grupo de vegetación 1, Tabla 1) de entre 11 años y 20 años ( $64.077 \text{ t C ha}^{-1} \pm 48.564 \text{ t C ha}^{-1}$ ) logran un incremento del almacenamiento de C hasta tres veces mayor que los mismos sitios de entre 1 año y 10 años ( $20.886 \text{ t C ha}^{-1} \pm 8.334 \text{ t C ha}^{-1}$ ); es decir, en promedio capturan  $4.31 \text{ t C ha}^{-1} \text{ año}^{-1} \pm 4.02 \text{ t C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ . De la

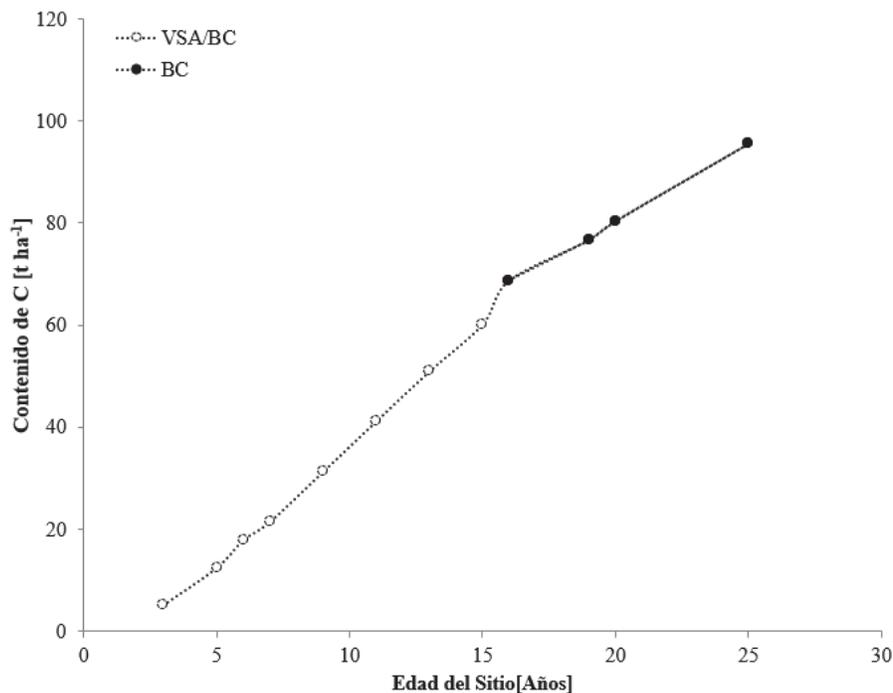


FIGURA 13. Contenidos de carbono en cronosecuencias de la vegetación primaria de bosque cultivados (BC) y vegetación secundaria arbórea de bosque cultivado (VSA/BC).

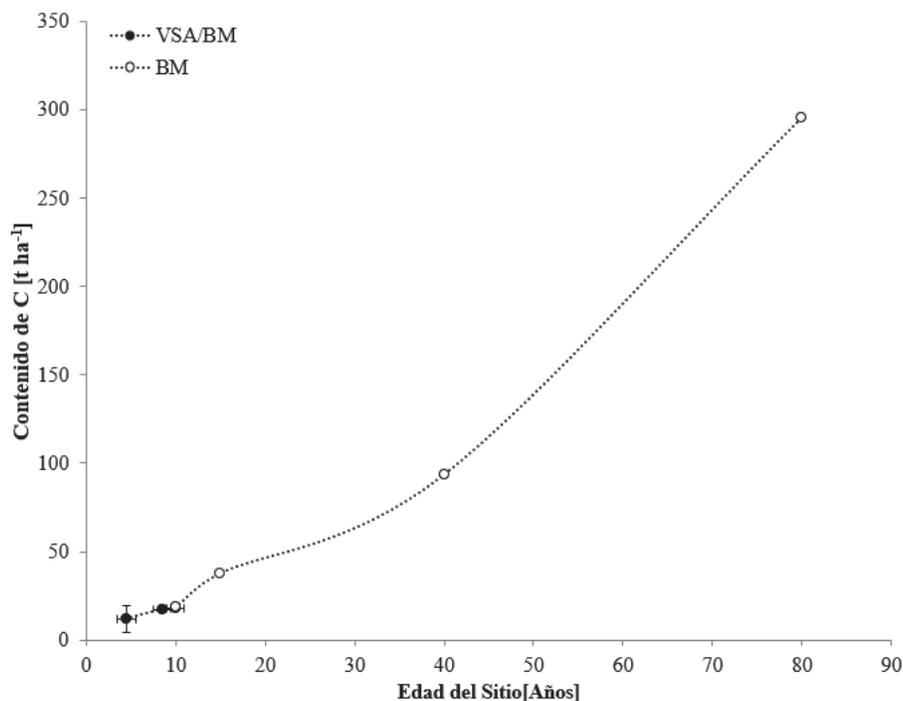


FIGURA 14. Contenidos de carbono en cronosecuencias de la vegetación primaria de bosque mesófilo de montaña (BM) y vegetación secundaria arbórea de bosque mesófilo de montaña (VSA/BM).

Las barras verticales representan la desviación estándar.

misma manera, los bosques templados de coníferas y latifoliadas (Grupo de vegetación 4, Tabla 1) de 11 años a 20 años ( $53.61 \text{ t C ha}^{-1} \pm 16.238 \text{ t C ha}^{-1}$ ) incrementan 2.77 veces más sus contenidos de C en la biomasa con respecto a los sitios de la misma vegetación a la edad de 1 año a 10 años ( $19.298 \text{ t C ha}^{-1} \pm 7.536 \text{ t C ha}^{-1}$ ). Se estima una tasa de captura de C en los bosques templados de coníferas y latifoliadas de México de  $3.431 \text{ t C ha}^{-1} \text{ año}^{-1} \pm 0.8702 \text{ t C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ , en sitios de 10 años a 20 años de edad.

Los bosques mesófilos de montaña (Grupo de vegetación 3, Tabla 1) presentan la mayor cantidad de C almacenado en la biomasa, junto a los bosques tropicales caducifolios (Grupo de vegetación 3, Tabla 1):  $295.59 \text{ t C ha}^{-1}$  y  $266.6 \text{ t C ha}^{-1}$ , respectivamente. Los pastizales alcanzan la menor cantidad de C en la biomasa.

La captura de C varía en función de las condiciones climáticas de la zona. La tasa anual total de captura de C en la biomasa aérea y dentro del suelo aumenta en las

zonas boreales de  $0.4 \text{ t C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$  a  $1.2 \text{ t C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ ; en las templadas, de  $1.5 \text{ t C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$  a  $4.5 \text{ t C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ ; y en las tropicales, de  $4 \text{ t C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$  a  $8 \text{ t C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$  (Dixon, 1995). En tanto que Yepes, del Valle, Jaramillo y Orrego (2010), con base en un estudio realizado en la región de Porce, Antioquia, Colombia, hallaron diferencias significativas al comparar el contenido de la biomasa aérea en bosques con edades, en años, entre 7 y 11, 20 y 25 y 40 y 43, con el bosque primario; además, se observó mayor acumulación de la biomasa aérea total en bosques con edades de 20 años a 25 años.

Con base en los datos presentados en la tabla 1 y en lo encontrado a escala internacional, en México se estima que la tasa de captura de C en los bosques templados de coníferas y latifoliadas es de  $3.431 \text{ t C ha}^{-1} \text{ año}^{-1} \pm 0.8702 \text{ t C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ , mientras que los bosques tropicales perennifolios capturan en promedio  $4.31 \text{ t C ha}^{-1} \text{ año}^{-1} \pm 4.02 \text{ t C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ . Ambas tasas ocurren en los sitios de 10 años a 20 años de edad y dentro de la etapa de crecimiento donde

TABLA 1. Contenido de carbono de la biomasa aérea ( $t\ C\ ha^{-1}$ ) por grupo de vegetación a diferentes edades.

Vegetación	Edad del sitio (años)							
	Grupo	1-10	11-20	21-30	31-40	41-50	51-60	61-95
1		020.8860	064.0770	067.4650	076.2430	108.9500	162.0000	087.5950
		(008.334)	(048.564)	(076.915)	(075.563)	(030.053)	(133.980)	(125.883)
2		016.1320	022.8490	037.4300	082.1660	061.8250	080.2950	266.6000
		(001.809)	(019.074)					
3		015.9350	037.8800	-	093.6300	-	-	295.5900
		(000.458)						
4		019.2980	053.6100	082.0500	073.1800	-	082.7630	098.8460
		(007.536)	(016.238)	(016.509)				(016.198)
6		005.5880	007.3500	-	014.0500	-	-	-
		(006.438)	(005.303)					

Se presentan valores promedio. Los datos en paréntesis son la desviación estándar ( $n = 4$ ).

triplican los contenidos de C con respecto a los sitios de 1 año a 10 años, lo que se aproxima a lo registrado a escala mundial.

La rápida acumulación de biomasa se debe a que los bosques que tienen crecimiento neto son capaces de capturar más  $CO_2$  del que emiten a través de la respiración, y la velocidad de captura de C es directamente proporcional a dicho crecimiento. Por otra parte, los bosques maduros con poco crecimiento mantienen solo el C fijado y, además, experimentan una pérdida neta de biomasa por la mortalidad; Así mismo, ante la decadencia de la masa forestal, se convierten en emisores de  $CO_2$  (Kyrklund, 1991). Aunque Lewis *et al.* (2009) mostraron resultados de estudios en parcelas permanentes en bosques tropicales en América y África, que indican que los bosques intactos han funcionado como sumideros de C en las últimas décadas, en las que han presentado un aumento en la biomasa de una magnitud casi similar a las emisiones por deforestación ( $0.6\ t\ C\ ha^{-1}$  en bosques amazónicos o  $1.3\ G\ t\ C\ ha^{-1}$  aproximadamente, si se consideran todos los bosques tropicales intactos).

Los bosques en crecimiento se refieren a los bosques secundarios que provienen, por un lado, de la modificación de bosques maduros producto de las actividades que

abarcan desde la tradicional roza, tumba y quema hasta la agricultura y la ganadería intensiva que emplean especies exóticas, agroquímicos y maquinaria pesada. Y por otro lado, pese al pujante desarrollo agropecuario, existen eventos como la pérdida de la productividad, la urbanización y la migración en el ámbito rural, que han promovido el abandono de las zonas agropecuarias (Food and Agriculture Organization [FAO], 2005). Este proceso de abandono ha generado un importante aumento de bosques secundarios (Wright y Muller-Landau, 2006).

Los bosques secundarios y degradados en México ocupan 64% de la cobertura forestal de las zonas tropicales (FAO, 2010). La importancia de los bosques secundarios ante el cambio climático radica en su potencial como sumidero de C, por lo que es fundamental conocer la cantidad de biomasa que pueden almacenar y, a partir de esta, construir presupuestos globales de C, así como las políticas locales que propicien la ruta de su captura y almacenamiento (Becknell, Kucek y Powers, 2012).

La sucesión vegetal secundaria es un proceso ecológico por el cual se modifica la cobertura de los bosques secundarios y, conociendo su evolución, puede lograrse conocer la cantidad de C capturado (Clark, 2007); es por ello que conocer la trayectoria sucesional es importante

para planificar el uso, manejo y conservación de los ecosistemas. Las cronosecuencias son apropiadas para el estudio sucesional de la vegetación cuando existe evidencia de que los sitios de bosque secundario con diferentes edades siguen la misma trayectoria; es decir, existe un supuesto importante que cumplir, el cual establece que todos los sitios que conforman la cronosecuencia deberían diferir solamente en la edad (Fig. 15); esto es, que todos los sitios deberían compartir la misma historia de desarrollo y desarrollarse bajo las mismas circunstancias bióticas y abióticas (Johnson y Miyanishi, 2008). La violación a los supuestos implícitos en el uso de cronosecuencias limita su correcta aplicación y conducen a falsas conclusiones sobre los patrones ecológicos (Walker *et al.*, 2010); sin embargo, la mayoría de los estudios han pasado por

alto dicha restricción (Chazdon *et al.* 2007, Johnson y Miyanishi, 2008).

Si bien las cronosecuencias pueden llevar a plantear hipótesis sobre la forma de las trayectorias sucesionales y las tasas de cambio de los contenidos de C (Johnson y Miyanishi 2008, van Breugel, Martínez-Ramos y Bongers, 2006), no es posible asegurar que todas las sucesiones secundarias tengan una trayectoria similar, ya que en cada proceso de sucesión la estructura y composición varían con las condiciones de clima y suelo, intensidad y tiempo del uso anterior, cercanía a fuentes de semilla, capacidad de regeneración natural y desarrollo de las especies de interés económico. De ahí que existan áreas con alto potencial para la captura de C y áreas que solo permiten la recuperación parcial de la vegetación natural y algunas de sus funciones y servicios.

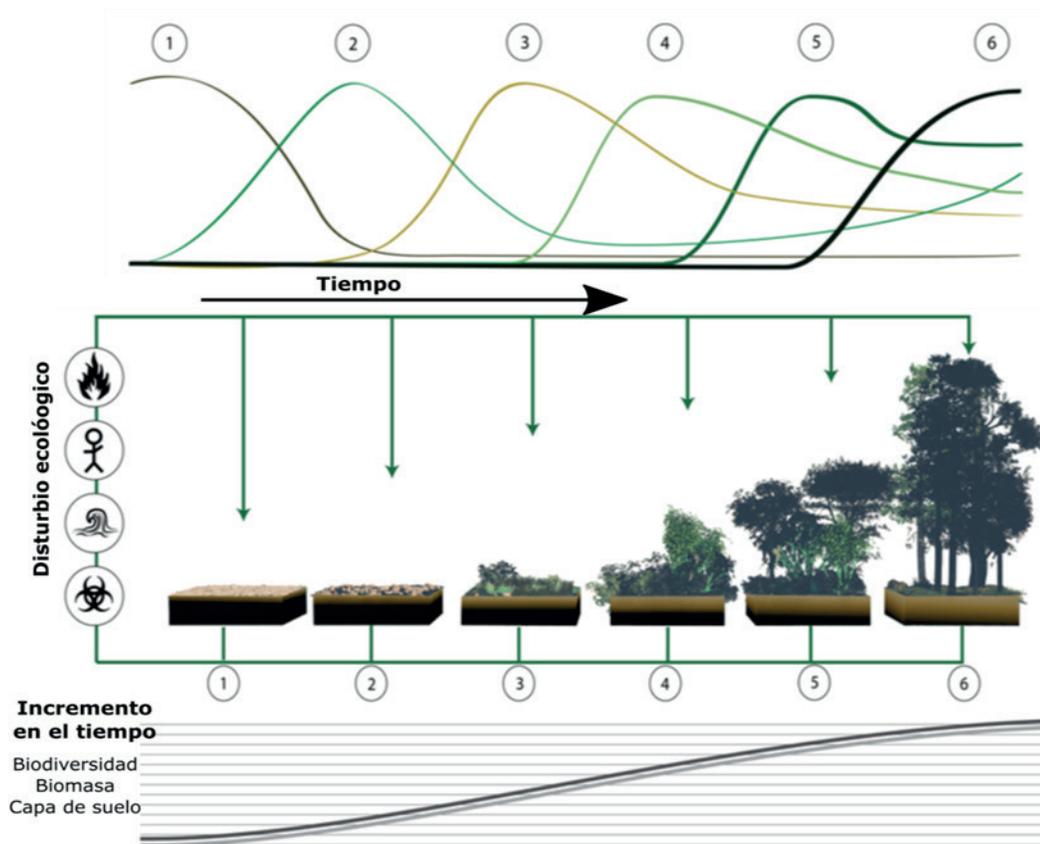


FIGURA 15. Sucesión de la vegetación en seis etapas cronológicas: 1) roca intemperizada, 2) musgo y hierbas anuales, 3) pastos perennes, 4) arbustivas leñosas, 5) árboles de rápido crecimiento, 6) bosque clímax.

Fuente: adaptado de Luca Martin-Frey [CC BY 3.0].

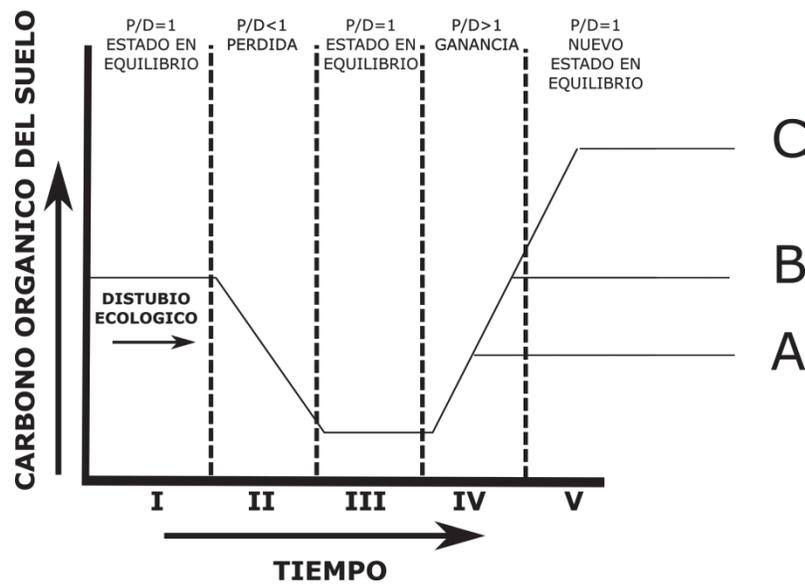


FIGURA 16. Modelo conceptual del contenido de C orgánico del suelo por producción y acumulación posterior a un disturbio o perturbación ecológica (Fuente: Adaptado de Johnson, Levine y Kern (1995) e IPCC (2005)). Un estado en equilibrio (I) ocurre cuando las entradas de C vía producción de biomasa (P) es igual que las pérdidas de C vía descomposición (D), (*i.e.*,  $P/D = 1$ ). Después de una perturbación D frecuentemente supera a P, lo que resulta en pérdida de C (II), hasta que un nuevo estado con bajo contenido de C se enriquece (III). Con la ejecución de buenas prácticas que favorecen la acumulación de C, donde P supera a D, ocurre re-acumulación (IV) de C hasta llegar a un nuevo estado enriquecido (V). Los nuevos estados (A, B, C) dependen de las prácticas adoptadas para recuperar carbono.

Por lo tanto, algunas de las trayectorias sobre la cantidad de C almacenado tenderán a un estado de vegetación cercano (Fig. 16, patrón A) similar al inicial (Fig. 16, patrón B) o distinto (Fig. 16, patrón C), en función del microclima, propiedades fisicoquímicas y biológicas del suelo, uso del suelo y prácticas de manejo prevalecientes en el lugar. El nuevo equilibrio en los contenidos de C puede ser similar, mayor o menor que el estado inicial de la vegetación, mientras que la permanencia temporal del C almacenado puede variar desde menos de un año hasta centurias (Ussiri y Lal, 2005).

La revisión de contenidos de C en cronosecuencias para el compartimento de biomasa aérea mostrados en este trabajo solo atendió a 21 tipos de vegetación. Si se considera que la más reciente clasificación de los tipos de vegetación contenida en la cartografía de uso de suelo y vegetación digital escala 1:250 000 reconoce 50 tipos (Inegi, 2009), sin tomar en cuenta las condiciones de suce-

sión ecológica (vegetación primaria o secundaria) y pese a que es muy probable que existan investigaciones no detectadas en este trabajo, se sugiere realizar una investigación más exhaustiva de los documentos impresos de las instituciones dedicadas al estudio de la vegetación, ya que probablemente esos documentos no se encuentren digitalizados y disponibles electrónicamente. Para contar con una versión más aproximada de la capacidad de almacenamiento de C de los ecosistemas terrestres de México se requiere complementar la información de los contenidos de C en el almacén de la biomasa aérea viva, con los de biomasa subterránea (raíces), biomasa muerta en pie, biomasa muerta en piso, y mantillo y suelo.

## REFERENCIAS

- Aguirre C., O. A., & Jiménez P., J. (2011). Evaluación del contenido de carbono en bosques del sur de Nuevo León. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 2(6), 73-84.

- Ahirwal, J., & Maiti, S. K. (2017). Assessment of carbon sequestration potential of revegetated coal mine overburden dumps: A chronosequence study from dry tropical climate. *Journal of environmental management*, 201, 369-377. DOI: 10.1016/j.jenvman.2017.07.003
- Anaya, C. A., & Huber-Sannwald, E. (2015). Long-term soil organic carbon and nitrogen dynamics after conversion of tropical forest to traditional sugarcane agriculture in East Mexico. *Soil & Tillage Research*, 147, 20-29.
- Anguiano, J. M., Aguirre, J., & Palma, J. M. (2013). Secuestro de carbono en la biomasa aérea de un sistema agrosilvopastoril de *Cocos nucifera*, *Leucaena leucocephala* Var. Cunningham y *Pennisetum purpureum* Cuba CT-115. *Avances en Investigación Agropecuaria*, 17(1), 149-160. <http://dspace.uan.mx:8080/jspui/handle/123456789/904>
- Aquino A., A. (2014). *Caída de hojarasca en tres ambientes contrastantes del trópico seco de Veracruz: selva mediana subcaducifolia, acahual y matorral sobre dunas costeras*. (Tesis de licenciatura). Benemérita Universidad Autónoma de Puebla, Puebla, México.
- Arévalo M., R. M. (2015). Estimación de almacenamiento de carbono orgánico en el suelo, entre rodales, en un bosque de *Pinus rudis* en la Sierra el Coahuilón, Arteaga, Coahuila. (Tesis de licenciatura) Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro, Coahuila, Coahuila, México.
- Aryal, D. R., de Jong, B. H. J., Ochoa-Gaona, S., Mendoza-Vega, J., & Esparza-Olguín, L. (2015). Successional and seasonal variation in litterfall and associated nutrient transfer in semi-evergreen tropical forests of SE México. *Nutrient cycling in agroecosystems*, 103(1), 45-60. DOI: 10.1007/s10705-015-9719-0
- Aryal, D. R., de Jong, B., H. J., Ochoa-Gaona, S., Esparza-Olguín, L., & Mendoza-Vega, J. (2014). Carbon stocks and changes in tropical secondary forests of southern Mexico. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 195, 220-230.
- Becknell, J. M., Kucek, L. K., & Powers, J. S. (2012). Above-ground biomass in mature and secondary seasonally dry tropical forests: A literature review and global synthesis. *Forest Ecology and Management*, 276, 88-95. DOI: 10.1016/j.foreco.2012.03.033
- Beer, J., Harvey, C., Ibrahim, M., Harmand, J. M., Somarriba, E., & Jiménez, F. (2003). Servicios ambientales de los sistemas agroforestales. *Agroforestería en las Américas*, 10(37-38), 80-87.
- Casanova L., F., Caamal M., J., Petit A., J., Solorio S., F., & Castillo C., J. (2010). Acumulación de carbono en la biomasa de *Leucaena leucocephala* y *Guazuma ulmifolia* asociadas y en monocultivo. *Revista Forestal Venezolana*, 54(1), 45-50
- Castañeda M., A., Vargas H., J. J., & Gómez G., A. (2012). Components of net aerial primary production in a *Bambusa oldhamii* plantation. *Agrociencia*, 46, 63-74.
- Challenger, A., & Soberón J. 2008. Los ecosistemas terrestres, en Capital natural de México, vol. I: Conocimiento actual de la biodiversidad. México: Conabio.
- Chávez-Aguilar., G., Ángeles-Pérez., G., Pérez-Suárez., M., López-López., M. A., García-Moya, E., & Wayson, C. (2016). Distribución de biomasa aérea en un bosque de *Pinus patula* bajo gestión forestal en Zacualtipán, Hidalgo, México. *Madera y Bosques*, 22(3), 23-36. DOI: 10.21829/myb.2016.2231454
- Chávez-Pascual, E. Y., Rodríguez-Ortiz, G., Enríquez del Valle, J. R., Velasco-Velasco, V. A., & Gómez-Cárdenas, M. (2017). Compartimentos de biomasa aérea en rodales de *Pinus oaxacana* bajo tratamientos silvícolas. *Madera y Bosques*, 23(3), 147-161. DOI: 10.21829/myb.2017.2331627
- Chazdon, R. L., Letcher, S. G., van Breugel M., Martínez-Ramos, M., Bongers, F., & Finegan, B. (2007). Rates of change in tree communities of secondary neotropical forests following major disturbances. *Philosophical Transactions of the Royal Society*, 326: 273-289. DOI: 10.1098/rstb.2006.1990
- Clark, D. A. (2007). Detecting tropical forests responses to global climatic and atmospheric change: current challenges and a way forward. *Biotropica*, 39, 4-19. DOI: 10.1111/j.1744-7429.2006.00227.x
- Day, J. W. Jr., Coronado-Molina, C., Vera-Herrera, F. R., Twilley, R., Rivera-Monroy, V. H., Alvarez-Guillén, H., Day, R., & Conner, W. (1996). A 7 year record of above-ground net primary production in a southeastern Mexi-



- can mangrove forest. *Aquatic Botany*, 55(1): 39-60. DOI: 10.1016/0304-3770(96)01063-7
- Dixon, R. (1995). Agroforestry systems: sources or sinks of greenhouse gas?. *Agroforestry systems*, 31:99-116.
- Douterlungne, D. (2013). Árboles de rápido crecimiento para la restauración ecológica y la captura de carbono en el trópico húmedo de México. (Tesis de doctorado). El Colegio de la Frontera Sur, Chiapas, México.
- Eaton, J. M., & Lawrence, D. (2008). Loss of carbon sequestration potential after several decades of shifting cultivation in the Southern Yucatan. *Forest Ecology and Management*, 258: 949-958. DOI: 10.1016/j.foreco.2008.10.019
- Espinoza, D. W., Krishnamurthy, L., Vázquez A., A., & Torres R., A. (2012). Almacén de carbono en sistemas agroforestales con café. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 18(1), 57-70. DOI: 10.5154/rchscfa.2011.04.030
- Figueroa N., C. M., Ángeles P., G., Velázquez M., A., & de los Santos P., H. M. (2010). Estimación de la biomasa en un bosque bajo manejo de *Pinus patula* Schltdl. et Cham. en Zacualtupán, Hidalgo. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 1(1), 105-112.
- Food and Agriculture Organization [FAO]. (2005). *State of the world's forests*. Roma, Italia: United Nations.
- Food and Agriculture Organization [FAO]. (2010). Evaluación de los recursos forestales mundiales 2010: informe Nacional México. Roma, Italia: FAO.
- Galicia, L., Saynes, V., & Campo, J. (2015). Biomasa aérea, biomasa subterránea y necromasa en una cronosecuencia de bosques templados con aprovechamiento forestal. *Botanical Sciences*, 93(3), 473-484. DOI: 10.17129/botsci.66
- Gamboa A., M., Hidalgo, C., De León, F., Etchevers B., J. D., Gallardo J., F., & Campo, J. (2010). Nutrient addition differentially affects soil carbon sequestration in secondary tropical dry forests: early- versus late-succession stages. *Restoration Ecology*, 18(2), 252-260. DOI: 10.1111/j.1526-100X.2008.00432.x
- García, E. (1988). Modificaciones al sistema de Köppen para adaptarlo a las condiciones de la República Mexicana. México DF: Universidad Nacional Autónoma de México.
- Gómez D., J. D., Monterroso R., A. I., Tinoco R., J. A., & Etchevers B., J. D. (2012). Almacenes de carbono en el piso forestal de dos tipos de bosque. *Terra Latinoamericana*, 30(2), 177-187.
- Gutiérrez V., M. H., Méndez G., J., Flores L., C., Ramírez D., J. A., & Gutiérrez V., B. N. (2012). Caída de hojarasca en plantaciones de *Pinus greggii* Engelm. y *Pinus cembroides* Zucc., en Coahuila, México. *Revista Fitotecnia Mexicana*, 35(2), 123-133.
- Huechacona R., A. H. (2016). Dinámica de la producción de hojarasca y el índice de área foliar en un bosque tropical seco en Yucatán. (Tesis de maestría). Centro de Investigación Científica de Yucatán A.C., Yucatán, México.
- Hughes, R., Kauffman, J., & Jaramillo, V. (1999). Biomass, carbon, and nutrient dynamics of secondary forests in a humid tropical region of México. *Ecology*, 80(6), 1892-1907. doi: 10.2307/176667
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía [Inegi]. 2009. Guía para la interpretación de cartografía uso del suelo y vegetación: Escala 1:250 000: Serie III. Aguascalientes, Aguascalientes, México: Inegi.
- Jaramillo, V. J., Ahedo-Hernández, R., & Kauffman, J. B. (2003a). Root biomass and carbon in a tropical evergreen forest of Mexico: changes with secondary succession and forest conversion to pasture. *Journal of Tropical Ecology*, 19(04), 457-464. doi: 10.1017/S0266467403003493
- Jaramillo, V. J., Kauffman, J. B., Rentería-Rodríguez, L., Cummings, D. L., & Ellingson, L. J. (2003b). Biomass, carbon, and nitrogen pools in Mexican tropical dry forest landscapes. *Ecosystems*, 6(7), 609-629. doi: 10.1007/s10021-002-0195-4
- Johnson, E. A., & Miyanishi, K. (2008). Testing the assumptions of chronosequences in succession. *Ecology letters*, 11(5), 419-431. doi: 10.1111/j.1461-0248.2008.01173.x
- Johnson, M. G., Levine, E. R., & Kern, J. S. (1995). Soil organic matter: Distribution, genesis, and management to reduce greenhouse gas emissions. *Water, Air, and Soil Pollution*, 82(3-4), 593-615. doi: 10.1007/BF00479414
- Kauffman, J. B., Hernández T., H., Jesús G., M. del C., Heider, C., & Contreras, W. M. (2015). Carbon stocks of mangroves and losses arising from their conversion to cattle pastures

- res in the Pantanos de Centla, México. *Wetlands Ecology and Management*, 24(2). doi: 10.1007/s11273-015-9453-z
- Kyrklund, B. (1991). Cómo pueden contribuir los bosques y las industrias forestales a reducir el exceso de anhídrido carbónico en la atmósfera. *Seforven*, 2(3), 40-41.
- Lal, R. (2004). Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. *Geoderma*, 123(1-2), 1-22. 10.1016/J.GEODERMA.2004.01.032
- Lal, R. 2011. *Soil Carbon Sequestration: SOLAW Background Thematic Report – TR04B*. Roma: FAO. Recuperado de [http://www.fao.org/fileadmin/templates/solaw/files/thematic\\_reports/TR\\_04b\\_web.pdf](http://www.fao.org/fileadmin/templates/solaw/files/thematic_reports/TR_04b_web.pdf)
- Lawrence, D., Vester, H. F. M., Pérez-Salicrup, D., Eastman, J. R., Turner, B. L. II, & Geoghegan, J. (2013). Integrated analysis of ecosystem interactions with land-use change: the Southern Yucatán Peninsular Region. 277-292. En R. S Defries, G. P. Asner, & R. A. Houghton, *Ecosystem and land use change. Geophysical Monograph Series 153* (pp. 277-292). American Washington D.C., USA: Geophysical Union. doi: 10.1029/153GM21
- Lewis, S. L., Lopez-Gonzalez, G., Sonké, B., Affum-Baffoe, K., Baker, T. R., Ojo, L. O., & Ewango, C. E. (2009). Increasing carbon storage in intact African tropical forests. *Nature*, 457(7232), 1003. doi: 10.1038/nature07771
- López-Hernández, J. M., González-Rodríguez, H., Ramírez-Lozano, R. G., Cantú-Silva, I., Gómez-Meza, M. V., Pando-Moreno, M., & Estrada-Castillón, A. E. (2013). Producción de hojarasca y retorno potencial de nutrientes en tres sitios del estado de Nuevo León, México. *Polibotánica*, 35, 41-64.
- López-Reyes, L. Y., Domínguez-Domínguez, M., Martínez-Zurimendi, P., Zavala-Cruz, J., Gómez-Guerrero, A., & Posada-Cruz, S. (2016). Carbono almacenado en la biomasa aérea de plantaciones de hule (*Hevea brasiliensis* Müell. Arg.) de diferentes edades. *Madera y Bosques*, 22(3), 49-60. doi: 10.21829/myb.2016.2231456.
- Martínez Y., A., & Sarukhán, J. (1993). Cambios estacionales del mantillo en el suelo de un bosque tropical caducifolio y un subcaducifolio en Chamela, Jalisco, México. *Acta Botánica Mexicana*, 21, 1-6. doi: 10.21829/abm21.1993.662
- Masuhara, A., Valdés, E., Pérez, J., Gutiérrez, D., Vázquez, J. C., Pérez, E. S., & García, A. M. (2015). Carbono almacenado en diferentes sistemas agroforestales de café en Huatusco, Veracruz, México. *Revista Amazónica Ciencia y Tecnología*, 4(1), 66-93.
- Mejía S., L. (2006). Potencial de acumulación de carbono del componente edáfico, en reforestaciones de diversas especies de pino. (Tesis de maestría). Colegio de Postgraduados, Texcoco, México.
- Mendoza-Morales, A. J., González-Sansón, G., & Aguilar-Betancourt, C. (2016). Producción espacial y temporal de hojarasca del manglar en la laguna Barra de Navidad, Jalisco, México. *Revista de Biología Tropical*, 64(1), 275-289. doi: 10.15517/rbt.v64i1
- Mendoza-Ponce, A., & Galicia, L. (2010). Aboveground and belowground biomass and carbon pools in highland temperate forest landscape in Central Mexico. *Forestry*, 83(5): 497-506. doi: 10.1093/forestry/cpq032
- Moreno M., G. de J., Cerón B., J. G., Cerón-B., R. M., Guerra S., J. J., Amador del Á., L. E., & Endañú, Huerta, E. (2010). Estimación del potencial de captura de carbono en suelos de manglar de isla del Carmen. *Unacar Tecnociencia*, 4(1), 23-39.
- Murray-Núñez, R. M., Bojorquez-Serrano, J. I., Hernández-Jimenez, A., García-Paredes, J. D., Madueño-Molina, A., Bugarin-Montoya, R., & Orozco-Benitez, M. G. (2012). Pérdidas de carbono en suelos de la Llanura Costera de Nayarit, México. *Revista Bio Ciencias*, 1(4), 38-46
- Návar C., J. de J. (2008). Carbon fluxes resulting from land-use changes in the Tamaulipan thornscrub of northeastern Mexico. *Carbon Balance and Management*, 3, 6 doi: 10.1186/1750-0680-3-6
- Orihuela B., D. E., De Jong, B. H. J., Mendoza V., J., Van der, W. J, Paz P., F., Soto P., L & Flamenco S., A. (2013). Carbon stocks and accumulation rates in tropical secondary forests at the scale of community, landscape and forest type. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 171, 72-84. doi: 10.1016/j.agee.2013.03.012
- Panel Intergubernamental de Cambio Climático [IPCC]. (2003). *Orientación sobre las buenas prácticas para uso de la tie-*



- rra, cambio de uso de la tierra y silvicultura [Utcuts]. Ginebra, Suiza: Organización Meteorológica Mundial.
- Panel Intergubernamental de Cambio Climático [IPCC]. (2005). *Informe especial "La captación y almacenamiento de dióxido de carbono"*. Resumen para responsables de políticas y Resumen técnico. Reunión del Grupo de Trabajo III (Mitigación del Cambio Climático) del IPCC del 22 al 24 de septiembre. Montreal Canadá.
- Pavón, N. P., Moreno, C. E., & Ramírez-Bautista, A. (2012). Biomasa de raíces en un bosque templado con y sin manejo forestal en Hidalgo, México. *Revista Chapingo. Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 18(3), 303-312. doi: 10.5154/r.rchscfa.2011.07.052
- Protocolo de Kyoto. (1997). Kyot Protocol. United Nations framework convention on climate change. *Espacios Públicos*, 11(21), 382-406.
- Puc-Kahuil, R. (2014). Acumulación de biomasa y carbono aéreo en bosques tropicales secundarios del sur de Quintana Roo, México. (Tesis de maestría). Colegio de Postgraduados, Texcoco, México.
- Puc-Kahuil, R., Ángeles P., G., Plascencia E., F. O. y García C., X. (2013). Potencial de acumulación de biomasa y carbono aéreo en bosques tropicales del Sur de Quintana Roo, México. En F. Paz P., G. J. Wong, M. Bazán, & V. Saynes (Eds.). *Estado actual del conocimiento del ciclo del carbono y sus interacciones en México: Síntesis a 2013* (pp. 144-148). Texcoco, México: PMC-Colpos-UACH - ITESM.
- Quintero-Gradilla., S. D., García-Oliva, F., Cuevas-Guzmán, R., Jardel-Pérez. E. J., & Martínez-Yrizar, A. (2015). Soil carbon and nutrient recovery after high-severity wildfire in México. *Fire Ecology*, 11(3), 45-61. doi: 10.4996/fireecology.1103045
- Ramírez G., M. A. (2015). Estimación del carbono retenido en la biomasa aérea, en una Selva tropical del Yucatán. (Tesis de maestría). Centro de Investigación Científica de Yucatán A.C., Yucatán, México.
- Razo-Zárate, R., Gordillo-Martínez, A. J., Rodríguez-Laguna, R., C. Maycotte-Morales, C, & Acevedo-Sandoval, O. A. (2013). Estimación de biomasa y carbono almacenado en árboles de oyamel afectados por el fuego en el Parque Nacional "El Chico", Hidalgo, México. *Madera y Bosques*, 19(2), 73-86. doi: 10.21829/myb.2013.192341
- Reyes C., S. A., Méndez G., J., Nájera L., J. A., & Cerano P., J. (2013). Producción de hojarasca en un rodal de *Pinus cembroides* Zucc. en Arteaga, Coahuila, México y su relación con las variables climáticas. *Revista Chapingo. Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 19(1), 147-155. doi: 10.5154/r.rchscfa.2012.01.006
- Rivas del B., V. M. (2013). Análisis de biomasa aérea en un rodal joven de *Pinus rudis* Endl. en San José de la Joya, Galeana, Nuevo León. (Tesis de licenciatura). Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro, Coahuila, México.
- Rivera V., R., Soto P., L., Núñez C., C. A., de Jong, B., Hernández R., M. G., & Ordóñez D., J. A. B. (2013). Producción y tasa de descomposición de hojarasca en acahuales de selva caducifolia en Chiapas. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 4(20), 20-30. doi: 10.29298/rmcf.v4i20.367
- Romo G., D., Navarro G., H., De los Santos P., H. M., Hernández R., O., & López U., J. (2014). Crecimiento maderable y biomasa aérea en plantaciones jóvenes de *Pinus patula* hiede ex Schltld. Et chan. en Zacualpan, Veracruz. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 5(23), 78-91. doi: 10.29298/rmcf.v5i23.343
- Roncal G., S., Soto P., L., Castellanos A., J., Ramírez M., N., & de Jong, B. (2008). Sistemas agroforestales y almacenamiento de Carbono en comunidades indígenas de Chiapas, México. *Interciencia*, 33(3), 200-206.
- Rzedowski, J. (1996). Análisis preliminar de la flora vascular de los bosques mesófilos de montaña de México. *Acta Botánica Mexicana*, 35, 25-44.
- Salazar de La C., C. G. (2013). Análisis de sucesión vegetal y captura de carbono en áreas perturbadas del matorral espinoso tamaulipeco, México. (Tesis de maestría). Universidad Autónoma de Nuevo León, Linares, Nuevo León, México.
- Salvador M., P., Sánchez H., R., Sánchez G., D., López N., U., Alejo S., G., Valdés V., E., & Gallardo L., J. F. (2017). Evolution of soil organic carbon during a cronosequence of transformation from cacao (*Theobroma cacao* L.) plantation to grassland. *Acta Agronómica*, 66(4), 525-530. doi: 10.15446/acag.v66n4.62543

- Seppänen, P. (2002). Secuestro de carbono a través de plantaciones de eucalipto en el trópico húmedo. *Foresta Veracruzana*, 4(2). Recuperado de: <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=49740208> ISSN 1405-7247
- Soto P., L., & Armijo F., C. (2014). Changes in agroecosystem structure and function along a chronosequence of Taungya system in Chiapas, Mexico. *Journal of Agricultural Science*, 6(11), 43-57. doi: 10.5539/jas.v6n11p43
- Soto P., L., Anzueto, M., Mendoza, J., Jiménez F., G., & de Jong, B. 2010. Carbon sequestration through agroforestry in indigenous communities of Chiapas, Mexico. *Agroforestry Systems*, 78, 39-51. doi: 10.1007/s10457-009-9247-5
- Urquiza, H. T., Dolman, P. M., & Peres, C. A. (2007). Regional scale variation in forest structure and biomass in the Yucatan Peninsula, Mexico: Effects of forest disturbance. *Forest Ecology and Management*, 247, 80-90. doi: 10.1016/j.foreco.2007.04.015
- Ussiri, D. A., & Lal, R. (2005). Carbon sequestration in reclaimed mine soils. *Critical Reviews in Plant Sciences*, 24(3), 151-165. doi: 10.1080/07352680591002147
- Van Breugel, M., Martínez-Ramos, M., & F. Bongers. (2006). Community dynamics during early secondary forest succession in Mexican tropical rain forests. *Journal of Tropical Ecology*, 22, 663-674. doi: 10.1017/S0266467406003452
- Vargas, R., Allen, E. B., & Allen, M. F. (2009a). Effects of vegetation thinning on above- and belowground carbon in a seasonally dry tropical forest in Mexico. *Biotropica*, 41(3), 302-311. doi: 10.1111/j.1744-7429.2009.00494.x
- Vargas, R., Trumbore, S. E., & Allen, M. F. (2009b). Evidence of old carbon used to grow new fine roots in a tropical forest. *New Phytologist*, 182, 710-718. doi: 10.1111/j.1469-8137.2009.02789.x
- Vesterdal, L., Ritter, E., & Gundersen, P. (2002). Change in soil organic carbon following afforestation of former arable land. *Forest Ecology and Management*, 169(1), 137-147. doi: 10.1016/S0378-1127(02)00304-3
- Walker, L. R., Wardle, D. A., Bardgett, R. D., & Clarkson, B. D. (2010). The use of chronosequences in studies of ecological succession and soil development. *Journal of Ecology*, 98(4), 725-736. doi: 10.1111/j.1365-2745.2010.01664.x
- Williams L., G. (1983). Biomass and nutrient content in two successional stages of tropical wet forest in Uxpanapa, Mexico. *Biotropica*, 15(4), 275-284. doi: 10.2307/2387652
- Wright, S. J., & Muller-Landau, H. C. (2006). The future of tropical forest species. *Biotropica*, 38(8), 287-301. doi: 10.1111/j.1744-7429.2006.00154.x
- Yepes, A. P., del Valle, J. I., Jaramillo, S. L., & Orrego, S. A. (2010). Recuperación estructural en bosques sucesionales andinos de Porce (Antioquia, Colombia). *Revista de Biología Tropical*, 58(1), 427-445. doi: 10.15517/rbt.v58i1.5220
- Yerena Y., J. I., Jiménez P., J., Alanís R., E., Aguirre C., O. A., González T., M. A., & Treviño G., E. J. (2014). Dinámica de la captura de carbono en pastizales abandonados del noreste de México. *Tropical and Subtropical Agroecosystems*, 17, 113-121.
- Yerena Y., J. I., Jiménez P., J., Alanís R., E., Pompa G., M., Aguirre C., O. A., & Treviño G., E. J. (2015). Contenido de carbono en la biomasa aérea del Mezquital con histórico agrícola, en México. *Interciencia*, 40(10), 722-726.

Manuscrito recibido el 27 de diciembre de 2017

Aceptado el 7 de abril de 2018

Publicado el 27 de noviembre de 2018

Este documento se debe citar como:

Casiano-Domínguez, M., Paz-Pellat, F., Rojo-Martínez, M., Covaleda-Ocanon, S. y Raj Aryal, D. El carbono de la biomasa aérea medido en cronosecuencias: primera estimación en México. *Madera y Bosques*, 24(Núm. esp.), e2401894. doi: 10.21829/myb.2018.2401894



Madera y Bosques por Instituto de Ecología, A.C. se distribuye bajo una Licencia Creative Commons Atribución-No Comercial-Compartir Igual 4.0 Internacional.



# Camas de combustibles forestales y carbono en México

## Forest fuel beds and carbon in Mexico

J. Germán Flores-Garnica<sup>1\*</sup>, Julio C. Wong-González<sup>2</sup> y Fernando Paz-Pellat<sup>3</sup>

<sup>1</sup> Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias (INIFAP). Campo Experimental Centro Altos de Jalisco. Tepatitlán de Morelos, Jalisco, México.

<sup>2</sup> Programa Mexicano del Carbono. Texcoco, Estado de México, México.

<sup>3</sup> Colegio de Postgraduados y Programa Mexicano del Carbono. Texcoco, Estado de México, México.

\* Autor de correspondencia. flores.german@inifap.gob.mx

### RESUMEN

Los combustibles forestales juegan un papel importante en el ámbito del calentamiento global, por lo que la adecuada estimación de las camas de combustible permitirá disminuir los niveles de incertidumbre de los contenidos de carbono (C) de los ecosistemas forestales. Este trabajo describe los procesos de evaluación de las cargas de mantillo (hojarasca y capa de fermentación, M) y de material leñoso caído (MLC); además, presenta una síntesis de los contenidos de C registrados en México. La evaluación de M y MLC se basó principalmente en la estrategia de intersecciones planares. Los contenidos de C se determinaron usando diferentes porcentajes de contenido de C respecto a la masa (peso seco), que variaron desde 47.5% hasta 66.9% aunque, en general, se consideró 50%. La mayoría de trabajos revisados se enfocaron en ecosistemas de regiones templadas, con registros de 9.43 Mg C ha<sup>-1</sup> de MLC, mientras que para selvas se registraron 8 Mg C ha<sup>-1</sup>. En cuanto a M, se observó 6.91 Mg C ha<sup>-1</sup> y 4.25 Mg C ha<sup>-1</sup> en la capa de hojarasca y 5.88 Mg C ha<sup>-1</sup> y 1.39 Mg C ha<sup>-1</sup> en la capa de fermentación para regiones templadas y selvas, respectivamente. Se encontró muy poca información sobre las evaluaciones de C correspondientes a M y MLC, la mayoría enfocada a ecosistemas templados y tropicales, por lo que se resalta la necesidad de considerar otras regiones climáticas. Las evaluaciones de las cargas de los combustibles forestales deben hacerse en forma estandarizada y con protocolos comunes, de tal forma que la información generada pueda ser tanto comparable como compatible. Esto permitirá reducir los niveles de incertidumbre y presentar la información en diferentes escalas. De esta manera, será posible no solo reducir los niveles de incertidumbre, sino también escalar la información.

**PALABRAS CLAVE:** almacenamiento de carbono, bosque templado, bosque tropical, capa de fermentación, hojarasca, material leñoso caído.

### ABSTRACT

Forest fuels play an important role in the field of global warming, therefore a proper estimation will allow a decrease of the uncertainty levels of carbon (C) contents. This paper describes the evaluation process for loads of duff (litter and fermentation layer, M) and downed woody material (MLC). A summary of the C content reported in Mexico is also presented. The evaluation of these fuels has been primarily based on the strategy of planar intersections. The contents of C were determined using different percentages of C content with respect to mass (dry weight), ranging from 47.5% to 66.9%, although a percentage of 50% was used, in general. Most works has been focused on temperate ecosystems, where 9.43 Mg C ha<sup>-1</sup> of MLC was reported. While for tropical forests there was 8 Mg C ha<sup>-1</sup>. For M was reported 6.91 Mg C ha<sup>-1</sup> and 4.25 Mg C ha<sup>-1</sup> in duff, and 5.88 Mg C ha<sup>-1</sup> and 1.39 Mg C ha<sup>-1</sup> in the fermentation layer for temperate regions and tropical forests, respectively. It is concluded that there is little information on C evaluations regarding M and MLC. In addition, other regions should be considered and standardized evaluation procedures should be used. In this way, the information generated will be comparable and compatible. This will not only reduce levels of uncertainty, but also present information at different scales.

**KEYWORDS:** carbon storage, temperate forest, tropical forest, fermentation layer, litter, duff.

## INTRODUCCIÓN

Los ecosistemas forestales son una fuente de combustibles que determina varios factores relacionados a los incendios forestales (*i.e.* riesgo, peligro, intensidad, frecuencia, entre otros). Más aun, la masa de combustibles disponibles difiere entre estratos y entre ecosistemas forestales, definiendo, entre otros factores, el tipo de incendio que se presenta (superficial, de copa, subterráneo o mixto) (Maldonado, Paz, Olguín y de Jong, 2012); lo cual, a su vez, condiciona el grado del impacto del incendio. Debido a esto, los combustibles forestales han sido ampliamente estudiados (Morfín, Jardel, Alvarado y Michel, 2012; Nájera y Hernández, 2007; Flores y Omi, 2003), definiéndose una clasificación de los mismos que ha ido variando con base en los avances técnicos. Esto es importante en el ámbito del calentamiento global, ya que el adecuado conocimiento de los combustibles forestales ayuda a determinar con menor incertidumbre los niveles de almacenamiento de carbono (C); lo cual, a su vez, define el potencial de emisiones de C de los ecosistemas forestales y ayuda a entender mejor los flujos de C que en ellos ocurren (Maldonado *et al.*, 2012). Aproximadamente 20% de las emisiones de C en la atmósfera provienen de quemaduras de biomasa (Tubiello *et al.*, 2015; Crutzen y Andreae, 1990). Sin embargo, en muchos casos se considera a los combustibles forestales como un solo elemento, por lo que sus evaluaciones, en ocasiones, son demasiado generalizadas o con un alto nivel de incertidumbre (Kurz *et al.*, 2016). Existen diferentes variaciones en el concepto de combustibles forestales, donde, primeramente, se distingue entre combustibles propios de la biomasa y combustibles muertos (necromasa) (Xelhuantzi, Flores y Chávez, 2011). De esta forma, se tienen grupos de combustibles; por ejemplo, arbolado adulto, arbolado joven, material leñoso, troncos y mantillo; que, a su vez, están definidos por varios componentes (ramas, fuste, hierbas, ramillas de 0 cm a 0.6 cm, trozas > 7.5 cm, entre otros). Dentro de estos grupos de combustibles destacan los que corresponden al mantillo (M) y al material leñoso caído (MLC), ya que estos pueden definir, junto con otros factores, el riesgo y peligro de un incendio forestal. Además, el M y el MLC forman

parte de los principales almacenes de C en las comunidades vegetales (Penman *et al.*, 2003). Debido a lo anterior, el M y el MLC pueden ser una fuente de emisiones de C (Woodale y Williams, 2005), la cual dependerá de la cantidad y calidad de material disponible para quemarse. El MLC comprende toda la madera muerta que se localiza por encima del suelo, tal como ramas, troncos, tocones y árboles muertos en pie; sin embargo, estos últimos suelen separarse en algunas mediciones ya que no están caídos y su método de evaluación es diferente al del material caído. El M considera, básicamente, dos capas: a) hojarasca, que se forma en el piso forestal y está constituido principalmente por hojas y acículas, las cuales están relativamente completas; b) fermentación, consistente en una capa de hojarasca en proceso de descomposición que se encuentra debajo de la capa de hojarasca. Por lo general, las evaluaciones de estos grupos de combustibles se refieren a la masa (carga) que tienen por unidad de superficie del terreno y se expresa generalmente en tonelada por hectárea ( $\text{Mg ha}^{-1}$ ). Con esta información y con base en un porcentaje de contenido de C respecto a la masa (peso seco) (generalmente 50%), se estima el contenido de C en megagramos por hectárea ( $\text{Mg ha}^{-1}$ ). La madera muerta es considerada una reserva de C y un sitio para la fijación de nitrógeno y acumulación de materia orgánica; de este modo, actúa como un liberador de fertilizante a largo plazo; sin embargo, continúa siendo materia de debate si la cosecha intensiva de madera puede desabastecer de ciertos nutrientes a los bosques (Hunter, 1990; Torres, 1994).

La evaluación de las cargas de combustibles y la correspondiente estimación de los contenidos de C del M y del MLC son procesos que contemplan varios pasos y técnicas. No obstante, esto no implica que sea complicado, básicamente porque ya se cuenta con técnicas definidas para ambos propósitos. Sin embargo, actualmente es difícil comparar o compartir datos sobre los contenidos de C tanto del M, como del MLC. Esto se debe, esencialmente, a que no se han determinado procesos estandarizados para estos fines; de tal forma que pueda partirse de, por ejemplo, una misma clasificación de regiones climáti-



cas, tipos de vegetación, procesos de evaluación de cargas de combustibles y clasificación de tipos de combustibles (vivos y muertos). Como resultado de esto, en la mayoría de los casos, se trabaja con base en procesos y clasificaciones diferentes.

## OBJETIVOS

De acuerdo con lo discutido anteriormente, el trabajo tiene como objetivo presentar una revisión de los procesos de medición y estimación de las cargas de mantillo y material leñoso caído y contenidos de C encontrados en México, principalmente para bosques y selvas.

## MATERIALES Y MÉTODOS

### Sistema de clasificación de combustibles

Para entender mejor el papel que juegan las cargas de M y MLC, se debe conocer su ubicación dentro del complejo de combustibles forestales, los cuales comprenden la materia orgánica vegetal (viva o muerta) de los ecosiste-

mas terrestres que es susceptible de entrar en combustión. Dentro de estos, se considera follaje, fustes, raíces, troncos, tocones, ramas, hojarasca y capa de fermentación (Flores y Moreno, 2005; Pyne, Andrews y Laven, 1996); los cuales se han clasificado con diferentes propósitos (modelaje, estimación de cargas, simulación, entre otros) (Prichard *et al.*, 2013). Sin embargo, el concepto de camas de combustibles (CaCom) soporta la clasificación más reciente y completa de los combustibles forestales, que se basa en el sistema de clasificación de características de combustibles (FCCS por sus siglas en inglés) propuesto por Ottmar, Sandberg, Riccardi y Prichard (2007). En ese sistema de clasificación, los combustibles se dividen en estratos que incluyen tanto material combustible vivo, como muerto (Fig. 1), por lo que puede usarse para una adecuada clasificación de combustibles enfocada en la evaluación de los contenidos de C. Lo anterior permitirá apoyar la definición de un protocolo que acceda a estandarizar la evaluación de C en diferentes ecosistemas forestales (Barrales *et al.*, 2012).

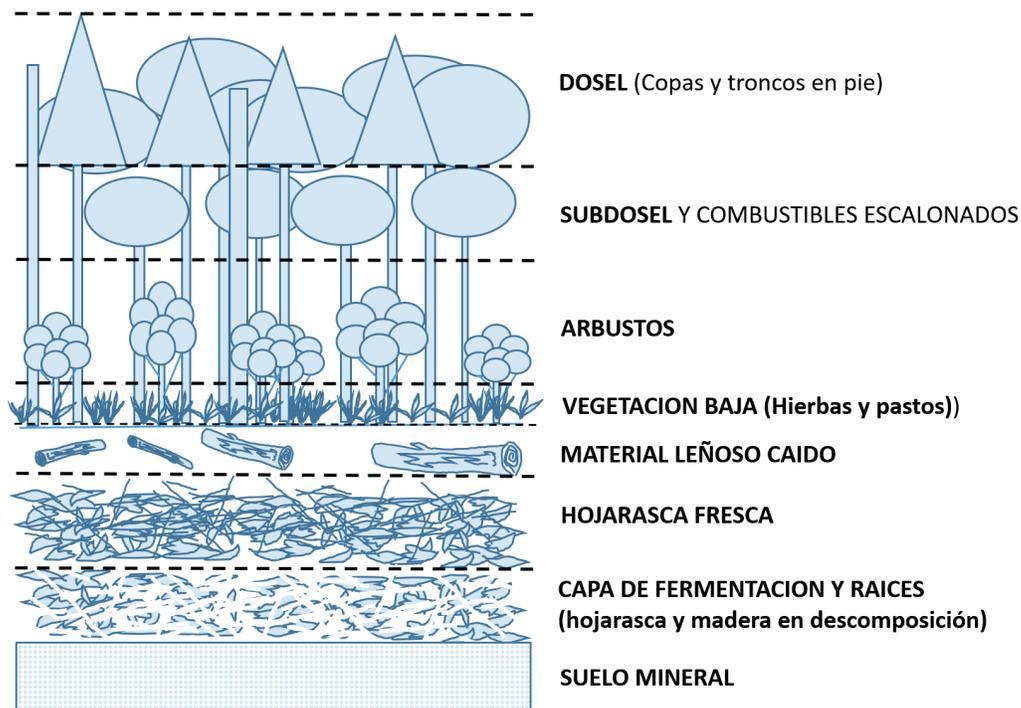


FIGURA 1. Modelo conceptual de los componentes de una cama de combustibles forestales (adaptado de Morfín *et al.*, 2012).

Al respecto, Cruz, Escalante, González, Guerra y Etchevers (2012) hacen una propuesta de clasificación de combustibles forestales, desde la perspectiva de evaluación de C, que en varios aspectos coincide con la clasificación sugerida por Eggleston, Buendía, Miwa, Ngara y Tanabe (2006) y el Programa Mexicano del Carbono [PMC] (2011), quienes especifican considerar los estratos como almacenes de C. En la tabla 1 se muestran las coincidencias y diferencias de estas dos clasificaciones o esquemas de estimación; aunque ambos casos generalizan la clasificación, integrando varias fuentes de combustibles en unos pocos estratos, lo que puede generar un nivel de incertidumbre alto. Por ejemplo, desde la perspectiva de CaCom y C de la biomasa aérea ( $C_{BA}$ ) puede desglosarse en Morfín *et al.* (2012): dosel, subdosel, arbustos, vegetación baja, material leñoso, hojarasca fresca y capa de fermentación. No obstante, la clasificación de las camas de combustibles puede fragmentarse más aún, con los siguientes enfoques: 1) precisar el cálculo de contenido de C y 2) contar con datos más específicos que determinen un nivel de certidumbre más robusto. De acuerdo con esto, se propone una clasificación que integre la perspectiva de las CaCom, con las alternativas basadas en la evaluación de C. De esta forma, en la integración se definen nueve estratos, con sus respectivos substratos y componentes (Tabla 1). En esta propuesta se parte de una primera clasificación general, donde se diferencian los combustibles vivos (biomasa) y los combustibles muertos (necromasa), separando en estos últimos a los árboles muertos en pie, que son considerados en las CaCom como parte del dosel.

La propuesta integral (PI) de clasificación de combustibles apoya la definición de un protocolo, donde se establezcan los estándares de evaluación de combustibles, para la estimación de C en diferentes ecosistemas forestales (Barrales *et al.*, 2012). Es importante señalar que ya existen metodologías específicas para la evaluación de cada componente de combustibles forestales, con lo que, además, se puede evaluar C a diferentes niveles, de acuerdo con los estratos, substratos o componentes que se consideren. Más aún, la PI es compatible con la estrategia del Inventario Nacional Forestal y de Suelos (Infys) (Comi-

sión Nacional Forestal [Conafor], 2016), en donde se consideran como los principales almacenes de C a la biomasa viva, material leñoso caído (incluyendo madera muerta en pie), mantillo, capa de fermentación y suelo (Maldonado *et al.*, 2012), que a su vez pueden acoplarse a los almacenes considerados en la Guía de Buenas Prácticas del IPCC (Penman *et al.*, 2003). En esta perspectiva, con base en la información del Infys se han caracterizado y clasificado camas de combustibles prioritarias en México (Chávez *et al.*, 2014). Esta clasificación fue realizada mediante análisis multivariantes y geoespaciales, mientras que la caracterización se realizó mediante técnicas de minería de datos y manejo de bases de datos relacionales. Como resultado se tiene un catálogo nacional de camas de combustibles forestales, estratificado de acuerdo con las diversas regiones bioclimáticas y tipos de cobertura vegetal de México (Chávez *et al.*, 2014).

#### Evaluación de cargas de combustibles

Como se ha mencionado, la mayoría de los trabajos sobre evaluación de cargas de MLC y M en México usan adaptaciones a la metodología propuesta por Brown (1974). Para esto, primeramente se debe definir la estrategia de muestreo, con lo cual se determina la ubicación de los sitios (o conglomerado) de muestreo. Los muestreos pueden ser aleatorios o sistemáticos, lo cual depende de los objetivos del trabajo, mientras que el diseño del sitio de muestreo puede variar en forma y tamaño, lo que depende de la heterogeneidad de la vegetación, así como de la topografía del terreno. La figura 2 presenta una versión estilizada del diseño de un sitio de muestreo para evaluar MLC y M que, en general, comprende los siguientes aspectos: a) tres transectos de intersecciones planares. Sobre estos transectos lineales se mide el combustible grueso o material leñoso caído. Cada transecto se marca con cuerdas de una longitud conocida (generalmente 7 m), orientadas a 0°, 120° y 240° de azimut. Los combustibles de 1 h y 10 h (Tabla 2) se miden en una distancia de 0 m a 3.5 m, mientras que los de 100 h y 1000 h de 0 m a 7 m, sobre la línea de muestreo; b) un círculo de 3.5 m de radio. Este círculo, concéntrico, se utiliza para la medición de combustible



CONDICION	CARBONO	CAMAS COMBUSTIBLES	INTEGRACION	SUBSTRATO	COMPONENTES	
BIOMASA ** Cv	BIOMASA AEREA * C <sub>BA</sub> ** Cvpa	DOSEL	ARBOLADO ADULTO	Copa	Follaje-Flores-Frutos	
				Tallo	Ramas	
		SUBDOSEL	ARBOLADO JOVEN	Copa	Follaje-Flores-Frutos	
				Tallo	Ramas	
	ARBUSTOS	ARBUSTOS Y REGENERACION	Follaje-Flores-Frutos			
			Tallo			
	VEGETACION BAJA	VEGETACION BAJA	Hierbas			
			Pastos			
	BIOMASA SUBTERRANEA * C <sub>BS</sub> ** CvR		RAICES VIVAS	Raices vivas		
	NECROMASA	MATERIA ORGANICA MUERTA * C <sub>MOM</sub>		ARBOLADO MUERTO EN PIE		
0 - 0.6 cm						
0.6 - 2.5 cm						
2.5 - 7.5 cm						
> 7.5 Firme						
MANTILLO * C <sub>MAN</sub> ** Cm		HOJARASCA FRESCA	MANTILLO	Coníferas	Hojas	
					Flores-Frutos-Semillas	
				Latifoliadas	Hojas	
					Flores-Frutos-Semillas	
CAPA DE FERMENTACION ** Ccf		CAPA DE FERMENTACION	CAPA DE FERMENTACION	Hojarasca		
				Madera-Corteza		
				Flores-Frutos-Semillas		
				Raices		

TABLA 1. Comparación de diferentes clasificaciones de combustibles forestales, enfocadas a la evaluación de contenidos de carbono.

Donde: \*\* Ccf = Carbono en la capa de fermentación; Cm = Carbono en el mantillo; Cv = Carbono en la vegetación; Cvpa = Carbono en la vegetación de la parte aérea; Cvr = Carbono en la vegetación de la parte radicular (Cruz *et al.*, 2012).

\* C<sub>BA</sub> = Carbono de la biomasa aérea; C<sub>MAN</sub> = Carbono del mantillo; C<sub>BS</sub> = Carbono de la biomasa subterránea; C<sub>MOM</sub> = Carbono de la materia orgánica muerta (Eggleston *et al.*, 2006; Paz y Cuevas, 2012).

vivo, arbustos, hierbas, pastos y regeneración y c) tres cuadros de 30 cm x 30 cm. Se trata de cuadrantes en los que se evalúa profundidad y porcentaje de cobertura de la hojarasca y de mantillo orgánico. Estos se encuentran al final de cada transecto y son utilizados también para la toma de muestras de hojarasca y materia orgánica.

### Material Leñoso Caído (MLC)

De acuerdo con el diámetro que presentan sus elementos, el MLC se clasifica en: fino, regular, mediano y grueso (Tabla 2). Originalmente las categorías fueron definidas

en pulgadas, por lo que se muestra la conversión al Sistema Internacional (Brown, 1974; Rodríguez, Hubert, Cíntora, Contreras y de la Rosa, 2011). Otra manera de clasificar a los combustibles es por el tiempo de retardo que presentan (Fosberg y Deeming, 1971), el cual se refiere al tiempo que tardan en perder o ganar aproximadamente 66% de la diferencia entre el contenido de la humedad inicial y la humedad relativa del aire a cierta temperatura establecida (Simard, 1968). El método más común en la medición del MLC está basado en el muestreo de intersecciones planares lineales, donde se contabiliza la cantidad

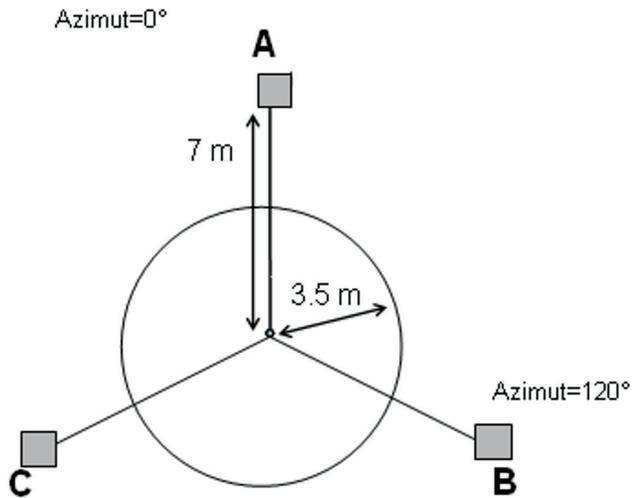


FIGURA 2. Esquema con el diseño del sitio de muestreo de combustibles forestales, mostrando longitud y orientación de los transectos (A, B y C cuadros de 30 cm  $\times$  30 cm).

de material leñoso que se encuentra justo por debajo de la línea del transecto. La frecuencia del material se mide de acuerdo con las diferentes categorías de diámetro (Fig. 3). Posteriormente, se estiman las cargas de cada una de estas categorías, con base en una serie de ecuaciones propuestas por Brown, Oberheu y Johnston (1982).

TABLA 2. Clasificación del MLC por diámetro y tiempo de retardo.

Categoría	Diámetro (cm)	Tiempo de retardo (horas)
Finos	0 - 0.5	1
Regulares	0.51 - 2.5	10
Medianos	2.51 - 7.5	100
Grosos	> 7.5	1000 firme
	> 7.5	1000 podrido

Existen varios trabajos que describen la metodología para evaluar el C almacenado del MLC. Tal es el caso de la Guía de Buenas Prácticas del IPCC (Penman *et al.*, 2003). No obstante lo anterior, son pocos los trabajos que

se han realizado sobre la estimación exclusiva del C en madera muerta caída (Navarrete *et al.*, 2011). Además, el C en el M y el MLC puede tener altas fluctuaciones y ser difícil de medir (Navarrete, 2006); no obstante, su evaluación es de gran importancia en proyectos REDD+ (Reducción de Emisiones por Deforestación y Degradación forestal evitadas, más conservación, incremento de almacenes y manejo forestal sustentable), siempre y cuando se genere información con la menor incertidumbre posible, para lo cual es fundamental considerar la densidad específica de cada combustible. A pesar de esto, es frecuente que se calcule el C con la densidad de la madera de otras especies y bajo condiciones ambientales muy distintas a las de México (Navarrete, 2006).

#### Mantillo (M)

Una vez que se ha instalado el sitio de muestreo de combustibles y se han ubicado los transectos (por lo general tres), al final de los transectos se coloca un cuadro de 30 cm  $\times$  30 cm para evaluar los combustibles ligeros (Xelhuantzi *et al.*, 2011), los cuales se definen en la figura 4: a) capa de fermentación: capa en donde se localizan hojarasca, hierbas y pastos en estado de descomposición, o inicio de la misma, tendiendo a la formación de materia orgánica; esta capa también se identifica por la fragmentación de las hojas o acículas; y b) capa de hojarasca: capa donde se localizan las hojas, o acículas, caídas de árboles o arbustos, donde los elementos de esta capa (hojas o acículas) se encuentran completos o fragmentados, pero reconocibles. Una vez ubicado el cuadro de 30 cm  $\times$  30 cm, todo el material combustible es colectado y separado en capa de hojarasca y capa de fermentación. En el laboratorio se revisa la separación realizada en campo y se procede a su secado hasta obtener peso constante. Seco el material, se efectúan las estimaciones para determinar las cargas (Mg ha<sup>-1</sup>) de combustibles correspondientes. Las estimaciones del contenido de C en el M se han hecho con base en la definición de un porcentaje de contenido de C respecto a la masa (peso seco), el cual, generalmente fluctúa en valores alrededor de 50% (Romero, 2008).



FIGURA 3. Establecimiento de transectos y conteo de material leñoso caído, basado en la metodología de intersecciones planares (Fotografías: J. Germán Flores G.).



FIGURA 4. Separación de la capa de hojarasca y fermentación y cuadro de 30 cm x 30 cm para la toma de muestras de estos combustibles finos (Fotografías: J. Germán Flores G.).

## RESULTADOS

### Porcentaje de contenido de carbono

Como se ha mencionado, generalizar las evaluaciones de C de los combustibles forestales en pocos componentes puede implicar la definición de un valor alto de incertidumbre (Kurz *et al.*, 2016), debido a dos aspectos importantes: 1) varias clasificaciones de combustibles pueden desglosarse en una serie de componentes, por ejemplo, la biomasa aérea comprende follaje, fuste, ramas, arbustos, hierbas, pastos, etc. y 2) los diferentes combustibles forestales pueden contener diferentes proporciones de C (Avenidaño, Acosta, Carrillo y Etchevers, 2009). En relación con esto último, la mayoría de los trabajos que han evaluado el contenido de C en combustibles forestales, optaron por usar un porcentaje de contenido de C respecto a la masa (peso seco) de 0.50, sin importar de qué tipo de combustibles se trata, lo cual, en sí, ya implica cierto valor de incertidumbre (Kurz *et al.*, 2016). En la figura 5 se compara el

porcentaje de contenido de C usado para estimar el contenido de C, tanto en MLC como en M. Se resalta que el mayor contenido de C se presenta en los combustibles leñosos firmes (no podridos) mayores a 7.5 cm, donde se encuentra un máximo de 0.669 (Flores, inédito); mientras que, en promedio, las proporciones menores se registran para hojarasca. En general, el porcentaje mínimo fue 0.475. De acuerdo con el rango de variación, es importante considerar que los porcentajes se usan para hacer estimaciones de almacenamiento de C a varias escalas (Anaya, Chuvieco y Palacios, 2009), por lo que estas estimaciones, de acuerdo con los trabajos analizados, podrían implicar una variación de  $\pm 10.33\%$  respecto de la media. Lo anterior involucra una incertidumbre importante, misma que se magnifica a medida que se escalan (árbol-sitio-hectárea-rodal-región-estado-país) las estimaciones, por lo que debe definirse a corto plazo un catálogo de porcentaje de contenido de C para los ecosistemas de México y por tipo de combustibles.

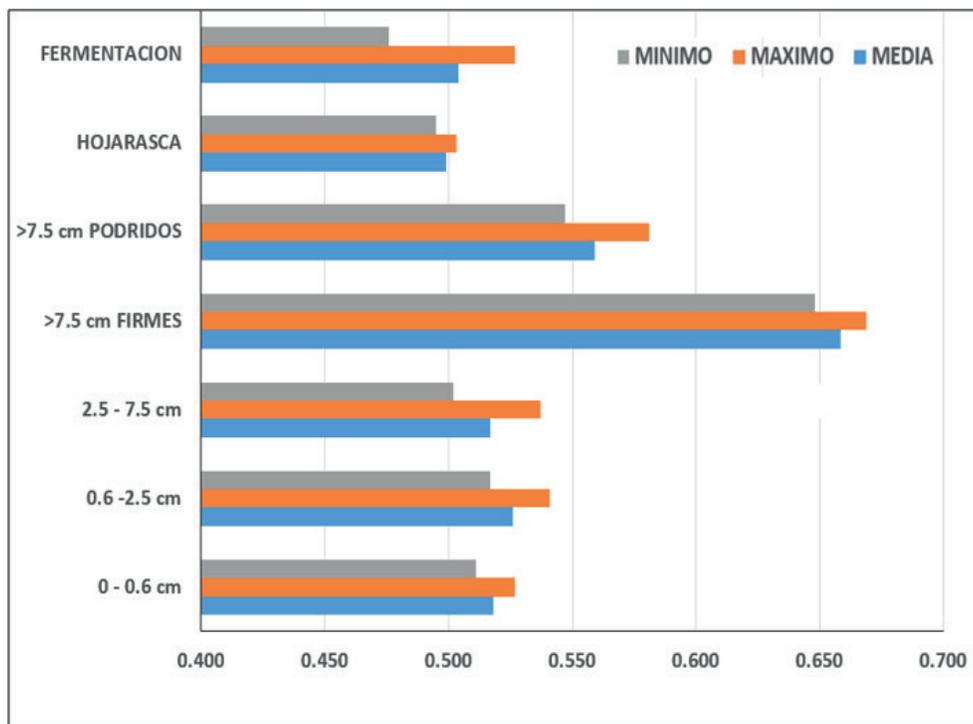


FIGURA 5. Porcentajes de contenido de carbono respecto a la masa (peso seco) usados en trabajos enfocados en la estimación de C de combustibles forestales en México (Flores, inédito).



## Contenido de carbono

Aunque existen muchos trabajos sobre la evaluación de cargas de combustibles forestales, son pocos los que se enfocan en la evaluación de C (Navarrete, 2006). Al respecto, en la tabla 3 se presenta un panorama en México, el análisis se basó en la PI, haciendo una estimación promedio de las evaluaciones de C para M y MLC (publicaciones del PMC: Paz y Cuevas, 2012; Paz y Wong, 2015; Paz, Wong, Bazan y Saynes, 2014; Paz, Wong y Torres, 2015; Wong y Paz, 2016). La mayor parte de los estudios donde se ha evaluado M y MLC se ubican en las regiones templadas del país, cuyo principal propósito es la estimación de cargas de combustibles ( $\text{Mg ha}^{-1}$ ), con base en lo que se calculan los contenidos de C correspondientes. De esta manera se tienen trabajos en varios ecosistemas, como: bosques mixtos de coníferas (Stephens, Fry, Franco, Collins y Moghaddas, 2007), bosques montanos de niebla (Álvarez, García, Krasilnikov y García, 2013), bosque mesófilo de montaña (Álvarez, 2010), bosques mixtos (Naranjo, 2014), entre otros. Estas estimaciones se han hecho también en sistemas agroforestales con predominio de cultivo de café (Rojas, 2014), o en forma comparativa entre sistemas forestales y agrícolas (Martínez, 2010), además de zonas urbanas (Rodríguez y Sierra, 1995). Específicamente, se han desarrollado estimaciones de M y MLC en bosque de pino, encino y oyamel (Álvarez, 2010; Bautista, Treviño, Nívar, Aguirre y Cantú, 2005; Nájera y Hernández, 2007; Naranjo, 2014; Navarrete, 2006; Rojas, 2014; Stephens *et al.*, 2007; Xelhuantzi *et al.*, 2011).

Como se ha mencionado, las estimaciones de M y MLC, aunque se basan en técnicas generalizadas, no han seguido un proceso estandarizado, por lo que los resultados deben adaptarse para que puedan ser compatibles y comparables. De esta forma, primeramente se debe hacer una estimación de las cargas de combustibles, para lo cual la mayoría de los trabajos se basan en la técnica de intersecciones planares, propuesta por Brown (1974) y Flores y Omi (2003); aunque en algunos casos se han realizado adaptaciones, o modificaciones a esta técnica (Nájera y Hernandez, 2007; Naranjo, 2014; Rodríguez y Sierra, 1995). Estas adaptaciones se enfocan principal-

mente en variaciones en la longitud de los transectos (Bautista *et al.*, 2005; Orihuela *et al.*, 2013; Rodríguez *et al.*, 2011; Rodríguez y Sierra, 1995; Rojas, 2014; Venegas, 2013; Xelhuantzi *et al.*, 2011). Otras estrategias de evaluación de cargas de combustibles que se han usado son: a) evaluaciones directas de las cargas de combustibles (Álvarez *et al.* 2013; Eaton, 2005); b) método de intersección planar adaptado (Aguirre, 2006); c) referencia a un muestreo jerárquico anidado (Álvarez *et al.* 2013); d) consideración de cinco grados de pudrición del material combustible (Eaton, 2005).

## DISCUSIÓN

La forma en que se publican los resultados de las evaluaciones referentes al M y MLC son diversas. No obstante, considerando la estructura que se propone en la tabla 1, se puede tratar de organizar esos resultados. De esta forma, la tabla 3 presenta una serie de estimaciones de C en material leñoso y mantillo, para dos grandes regiones (bosques y selvas), pero es importante aclarar que las cifras corresponden a los promedios de las estimaciones publicadas en varios trabajos. Por ejemplo, la media que se señala no necesariamente corresponde a la media de las cifras máxima (máx) y mínima (min) de la tabla 3, sino que corresponde a la media de todos los trabajos analizados. También se aclara que, debido a que en muchos casos solo se encontraron cargas de combustibles ( $\text{Mg ha}^{-1}$ ), se usó el valor de 0.5 como porcentaje de estimación del contenido C. Por otra parte, se indican variaciones en MLC debido a diferentes altitudes, donde combustibles entre 10.1 cm y 20 cm presentan un mayor contenido de C, en general en la altitud de 1500 m snm (Fig. 6). Lo mismo sucede en el caso de los combustibles mayores a 20 cm (Álvarez *et al.* 2013). También se señalan cargas de combustibles para ecosistemas forestales específicos, con las cuales, considerando un porcentaje de 0.5, se tienen las siguientes estimaciones de  $\text{Mg ha}^{-1}$  de C (Rodríguez y Sierra, 1995): pino y latifoliadas  $11.6 \text{ Mg C ha}^{-1}$ , oyamel y pino  $13.6 \text{ Mg C ha}^{-1}$ , oyamel de saneamiento  $32.1 \text{ Mg C ha}^{-1}$ . También se registran evaluaciones totales para selva (Fonseca, Rey y Alice, 2011; Hughes, Kauffman y Jaramillo, 1999; Romero,

2008), plantaciones tropicales y manglar, donde el último autor señala el mayor contenido de C (124 Mg C ha<sup>-1</sup>).

En cuanto a la evaluación de combustibles en las regiones de selva existen pocos trabajos, y menos aun los que hagan evaluaciones específicas para M (hojarasca y fermentación) (Xelhuantzi *et al.*, 2011); mientras que en otros ecosistemas solo se registran cifras totales. En cuanto a la capa de fermentación son pocos los trabajos enfocados en la evaluación de C, resaltando la cifra que se encontró para manglar (20.92 Mg C ha<sup>-1</sup>).

## CONCLUSIONES

En general, considerando los trabajos sobre los diferentes combustibles forestales englobados en la PI, se encontró muy poca información sobre las evaluaciones de C corres-

pondientes al M y MLC, las cuales se han enfocado principalmente a ecosistemas templados, seguido de ecosistemas tropicales. Más aún, los trabajos son menos si se particulariza en algunos ecosistemas, como bosque de pino, bosque de encino, bosque de oyamel, selva baja, selva mediana, manglares, entre otros.

La mayoría de los trabajos de evaluación de combustibles (cargas) se han realizado en ecosistemas templados. Sin embargo, no se ha seguido un proceso estandarizado, ya que en la mayoría de los casos se hicieron adaptaciones a la metodología de Brown *et al.* (1982), sin ofrecer la explicación de estas modificaciones. Sobre todo, desde la perspectiva estadística.

Considerando los diferentes tipos de combustibles de material leñoso, los contenidos de C en los combustibles

TABLA 3. Contenido de C (Mg) por hectárea del mantillo y material leñoso de regiones forestales templadas y de selva en México.

Condición	Estrato	Subestrato	Variable	Selva <i>min</i>	Selva <i>máx</i>	Selva <i>media</i>	Templado <i>min</i>	Templado <i>máx</i>	Templado <i>media</i>
Material leñoso		Fino	0 cm - 0.6 cm	0.01	0.85	0.44	0.04	0.23	0.09
			0.6 cm - 2.5 cm	0.03	3.00	1.80	0.01	4.32	1.36
		Grueso	2.5 cm - 7.5 cm	0.06	3.55	2.52	0.01	5.21	1.53
			> 7.5 cm firme	0.01	7.90	3.75	0.15	13.28	3.64
			> 7.5 cm podrido	0.02	7.50	3.23	0.01	8.78	4.39
<i>Total</i>			<i>1.35</i>	<i>10.01</i>	<i>8.00</i>	<i>0.03</i>	<i>32.10</i>	<i>9.43</i>	
Necromasa	Mantillo	Coníferas	Hojas				0.05	9.05	4.96
			Flores-frutos- semillas				0.00	2.90	0.57
		Latifoliadas	Hojas	0.78	5.22	2.01			
			Flores-frutos- semillas	0.00	0.83	0.13			
			<i>Total</i>		<i>0.78</i>	<i>6.04</i>	<i>4.25</i>	<i>4.00</i>	<i>19.70</i>
Capa de Fermentación		Hojarasca		0.00	2.85	1.27	0.00	14.98	6.71
			Madera-corteza						
		Flores-frutos- semillas Raíces							
			<i>Total</i>		<i>0.00</i>	<i>3.67</i>	<i>1.39</i>	<i>0.00</i>	<i>17.88</i>

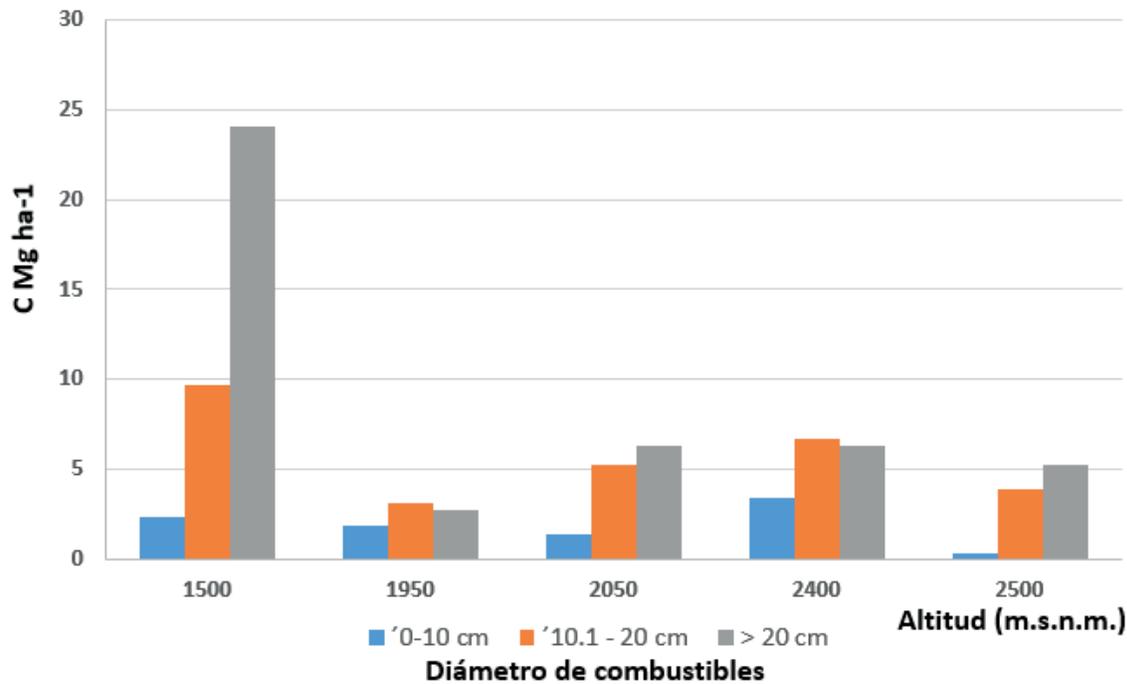


FIGURA 6. Variaciones en el contenido de C de combustibles leñosos, que corresponden a diferentes altitudes (m snm) (adaptado de Álvarez *et al.* 2013).

forestales fueron muy similares en sus promedios entre selvas y ecosistemas templados. Aunque, por otro lado, los contenidos máximos fueron mayores en los ecosistemas templados. Considerando los contenidos totales de C, los valores máximos son tres veces mayores en ecosistemas templados que en selvas. No obstante, los promedios de contenido son muy similares.

Los promedios máximos totales de las evaluaciones del contenido de C en el mantillo fueron tres veces mayores en ecosistemas templados, en relación con las selvas. Aunque, en la media de los valores totales el contenido de C en ecosistemas templados fue 50% mayor en selvas. En cuanto a la capa de fermentación, los promedios totales máximos en ecosistemas templados fueron más de cinco veces mayor que en selvas. Sin embargo, estas evaluaciones se enfocaron en la hojarasca en pudrición y no se encontraron trabajos que indiquen evaluaciones referentes a la madera, corteza, flores, frutos, semillas o raíces.

En las evaluaciones de los contenidos de C se ha generalizado el uso de un porcentaje de contenido de C respecto a la masa (peso seco) promedio de 50%; sin embargo, estas evaluaciones deben hacerse considerando que, por su condición, a cada tipo de combustible le corresponde un porcentaje específico. Lo cual, en la mayoría de los estudios analizados no se considera, realizándose evaluaciones con valores de contenido de C con un alto nivel de incertidumbre.

Las evaluaciones de C de M y MLC no se han realizado en forma protocolizada; es decir, siguiendo procedimientos de evaluación estandarizados. Por lo anterior, la información generada no es directamente comparable, ni compatible. Lo antepuesto propicia estimaciones dentro de intervalos muy amplios (es decir, alta variabilidad), que implican también altos niveles de incertidumbre.

En futuros trabajos se deberá caracterizar a los diferentes ecosistemas forestales considerando especies, estructura, densidad y edades, entre otros. De esta forma

se podrán identificar los sitios en donde los combustibles forestales presenten mayores variaciones en los contenidos de C, lo cual determinaría en dónde se deberán de intensificar las investigaciones para estimar C en M y MLC.

## REFERENCIAS

- Aguirre, D. (2006). *Servicios Ambientales: Captura de carbono en sistemas de café bajo sombra en Chiapas, México*. (Tesis de maestría). Universidad Autónoma Chapingo, Chapingo, Estado de México.
- Álvarez, A. (2010). *Evaluación de la captura y estabilidad del carbono en un ecosistema de bosque mesófilo de montaña a lo largo del gradiente altitudinal, en la Sierra norte de Oaxaca*. (Tesis doctoral). Universidad Nacional Autónoma de México, CDMX, México.
- Álvarez, A. G., García, N.E., Krasilnikov, P. & García, F. (2013). Almacenes de carbono en bosques montanos de niebla de la sierra norte de Oaxaca, México. *Agrociencia*, 47(2), 171-180.
- Anaya, J. A., Chuvieco, E., & Palacios, A. (2009). Aboveground biomass assessment in Colombia: A remote sensing approach. *Forest Ecology and Management*, 257, 1237-1246. doi: 10.1016/j.foreco.2008.11.016
- Avenidaño, H. D., Acosta, M. F., Carrillo, J., & Etchevers J. (2009). Estimación de biomasa y carbono en un bosque de *Abies religiosa*. *Revista Fitotecnia Mexicana*, 32(3), 233-238.
- Barrales, E., Carrasco, E. F., Etchevers, J. D., Hidalgo, C., Jiménez, D. C. & Saynes, V. (2012). Carbono orgánico y emisión de carbono en mantillo y capa de fermentación. En F. Paz, & R. Cuevas (Eds.), *Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2011. Serie Síntesis Nacionales* (pp. 368-373). Texcoco, Estado de México, México: Programa Mexicano del Carbono - Universidad Autónoma del Estado de México - Instituto Nacional de Ecología.
- Bautista, J. A., Treviño, E. J., Návar, J. J., Aguirre, O. A. & Cantú, I. (2005). Caracterización de combustibles leñosos en el ejido Pueblo Nuevo, Durango. *Revista Chapingo, Serie ciencias forestales y del ambiente*, 11(1), 51-56.
- Brown, J. K. (1974). Handbook for inventorying downed woody material. *USDA Forest Service General Technical Report*, (16), 1-32.
- Brown, J. K., Oberheu, R. D. & Johnston, C. M. (1982). Handbook for Inventorying Surface Fuels and Biomass in the Interior West. *USDA Forest Service General Technical Report* (129), 1-52.
- Chávez, A. A., Rubio, E., Flores, J. G., Luna, M., Flores, H. E., Ruíz, J. A., Ramírez, G. & Carmona, J. X. (2014). *Caracterización y clasificación de camas de combustibles prioritarios en México para planificar el manejo del fuego. Fundamentos técnicos y metodológicos*. Libro Técnico Núm. 1. Tepatitlán de Morelos Jalisco, México: Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias.
- Comisión Nacional Forestal [Conafor]. (2016). *Inventario nacional forestal y de suelos*. Procedimientos de muestreo Versión 15.8. México: Comisión Nacional Forestal.
- Crutzen, P. J. & Andreae, M. O. (1990). Biomass burning in the tropics: impact on atmospheric chemistry and biogeochemical cycles. *Science*, 250(4988), 1669-1678.
- Cruz, G., Escalante, K., González, D., Guerra, E. & Etchevers, J. (2012). Inventario de carbono en ambientes ribereños de montaña. En F. Paz, & R. Cuevas (Eds.), *Estado actual del conocimiento del ciclo del carbono y sus interacciones en México: Síntesis a 2011. Serie Síntesis Nacionales* (pp. 195-200). Texcoco, Estado de México, México: Programa Mexicano del Carbono - Universidad Autónoma del Estado de México - Instituto Nacional de Ecología.
- Eaton, J. (2005). *Woody debris and the carbon budget of secondary forests in the southern Yucatán peninsular region* (Thesis Master of Science). University of Virginia, Charlottesville, Virginia, USA.
- Eggleston, H. S., Buendia, L., Miwa, K., Ngara, T. & Tanabe, K. (eds.). (2006). *Agriculture, forestry and other land use IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*. Hayama, Japan: The Intergovernmental Panel on Climate Change.
- Flores, J. G. & Moreno, D. A. (2005). Modelaje espacial de la influencia de combustibles forestales sobre la regeneración natural de un bosque perturbado. *Agrociencia*, 39(3), 339-349.



- Flores, J. G. & Omi, P. (2003). Mapping forest fuels for spatial fire behavior simulations using geomatic strategies. *Agrociencia*, 37(1), 65-72.
- Flores, J. G. (Inédito). *Porcentajes de contenido de carbono para estimar el contenido de carbono en combustibles forestales de México*.
- Fonseca, W., Rey, J. M. & Alice, F. (2011). Carbon accumulation in the biomass and soil of different aged secondary forests in the humid tropics of Costa Rica. *Forest Ecology and Management*, 262(8), 1400-1408. doi:10.1016/j.foreco.2011.06.036
- Fosberg, M. A., & Deeming, J. E. (1971). *Derivation of the 1- and 10-hour time lag fuel moisture calculations for fire-danger rating*. USDA Forest Service Research Note RM-(207), 1-8.
- Hughes, R. F., Kauffman, J. B., & Jaramillo, V. J. (1999). Biomass, carbon, and nutrient dynamics of secondary forests in a humid tropical region of México. *Ecology*, 80(6), 1892-1907.
- Hunter, M. L. (1990). *Wildlife, forest, and forestry. principles of managing forests for biological diversity*. New Jersey, USA: Prentice Hall.
- Kurz, W. A., Birdsey, R. A., Mascorro, V. S., Greenberg, D., Dai, Z., Olguin, M. & Colditz, R. (2016). *Modelización y evaluación integrada de la dinámica del carbono forestal en América del Norte: herramientas para monitorear, registrar en informes y proyectar emisiones y remociones de gases de efecto invernadero en el sector forestal*. Montreal: Comisión para la Cooperación Ambiental.
- Maldonado, V., Paz, F., Olguín, M., & de Jong, B. (2012). Caracterización de la cama de combustibles en los diferentes ecosistemas forestales mexicanos: elementos para la estimación de las emisiones de gases de efecto invernadero derivadas de los incendios. En F. Paz, & R. Cuevas (Eds.), *Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2011. Serie Síntesis Nacionales* (pp. 417-421). Texcoco, Estado de México, México: Programa Mexicano del Carbono - Universidad Autónoma del Estado de México - Instituto Nacional de Ecología.
- Martínez, V. (2010). *Almacenamiento de carbono en los sistemas forestales y agrícolas de la falda oeste del cerro Tláloc*. (Tesis de maestría). Universidad Autónoma Chapingo, Chapingo, Estado de México.
- Morfín, J. E., Jardel, E. J., Alvarado, E. C. & Michel, J. M. (2012). *Caracterización y Cuantificación de Combustibles Forestales*. Universidad de Guadalajara, Jalisco, México: Editorial Universitaria.
- Nájera, J. A. & Hernández, E. H. (2007). Estimación de la carga de combustibles forestales en un bosque coetáneo de la región de El Salto, Durango. *Sitio Argentino de Producción Animal*, 1-4.
- Naranjo, E. (2014). *Evaluación de la carga de combustibles forestales en un bosque mixto de la sierra de Coyuca de Benítez, Estado de Guerrero, México*. (Tesis de licenciatura). Instituto Tecnológico de Costa Rica, Cartago, Costa Rica.
- Navarrete, J. (2006). *Estimación del contenido de carbono en la biomasa leñosa muerta para diferentes clases de cobertura vegetal y uso de suelo: el caso de la región Purépecha, Michoacán*. (Tesis de maestría). Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad de México, México.
- Orihuela, D. E., de Jong, B. H., Mendoza, V. J., Van der Wal, J., Paz, F., Soto, L. & Flamenco, S. A. (2013). Carbon stocks and accumulation rates in tropical secondary forests at the scale of community, landscape and forest type. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 171, 72-84. doi: 10.1016/j.agee.2013.03.012
- Ottmar, R., Sandberg, D., Riccardi, C. & Prichard, S. J. (2007). An overview of the Fuel Characteristic Classification System-Quantifying, classifying, and creating fuelbeds for resource planning. *Canadian Journal of Forest Research*, 37(12), 2383-2393. doi: 10.1139/X07-077
- Paz, F. & Cuevas, R. (eds.). (2012). *Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2011. Serie Síntesis Nacionales*. Texcoco, Estado de México, México: Programa Mexicano del Carbono - Universidad Autónoma del Estado de México - Instituto Nacional de Ecología.
- Paz, F. & Wong, J. (eds.). (2015). *Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en*

- México: *Síntesis a 2014. Serie Síntesis Nacionales*. Texcoco, Estado de México, México: Programa Mexicano del Carbono - Centro de Investigación y Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional- Centro de Investigación y Asistencia en Tecnología y Diseño del Estado de Jalisco.
- Paz, F., Wong, J., Bazan, M. & Saynes, V. (eds.). (2014). *Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2013. Serie Síntesis Nacionales*. Texcoco, Estado de México, México: Programa Mexicano del Carbono - Colegio de Postgraduados - Universidad Autónoma de Chapingo - Instituto Tecnológico y de Estudios Superiores de Monterrey.
- Penman, J., Gytarsky, M., Hiraishi, T., Krug, T., Kruger, D., Pipatti, R., Buendia, L., Miwa, K., Ngara, T., Tanabe, K. & Wagner, F. (Eds.). (2003). *Good practice guidance for land use, land-use change and forestry. IPCC National Greenhouse Gas Inventories Programme*. Japan: Intergovernmental Panel on Climate Change.
- Prichard, S. J., Sandberg, D. V., Ottmar, R. D., Eberhardt, E., Andreu, A., Eagle, P. & Swedin, K. (2013). Fuel Characteristic Classification System Version 3.0: Technical Documentation. *General Technical Report PNW-GTR* (887), 1-79.
- Programa Mexicano del Carbono [PMC]. (2011). *Manual de campo para el inventario estatal cuantitativo*. México: Programa Mexicano del Carbono.
- Pyne, S. J., Andrews, P. L. & Laven, R. D. (1996). *Introduction to wildland fire*. New York, USA: John Wiley and Sons.
- Rodríguez, D. A., Hubert, T., Cíntora, G. C., Contreras, A. R. & de la Rosa, V. A. (2011). Modelaje del peligro de incendio forestal en las zonas afectadas por el huracán Dean. *Agrociencia*, 45(5), 593-608.
- Rodríguez, D. A. & Sierra, A. (1995). Evaluación de los combustibles forestales en los bosques del Distrito Federal. *Revista Ciencia Forestal en México*, 20(77), 193-218.
- Rojas, P. (2014). *Evaluación de carbono en sistemas agroforestales de café (Coffea arabica L.) en Chocamán, Veracruz*. (Tesis de licenciatura). Universidad Autónoma Chapingo, Chapingo, Estado de México.
- Romero, L. (2008). *Diversidad y almacenes de carbono y nitrógeno en bosques tropicales caducifolios secundarios de la región de Chamela, Jalisco, con diferentes historias de uso*. (Tesis doctoral). Ciudad de México, México: Universidad Nacional Autónoma de México.
- Simard, A. J. (1968). The moisture content of forest fuels. Part III: moisture content variations of fast responding fuels below the fibre saturation point. *Canadian Forest Service Information Report FFX* (16), 1-50.
- Stephens, S. L., Fry, D. L., Franco, E., Collins B. M. & Moghaddas, J. M. (2007). Coarse woody debris and canopy cover in an old-growth Jeffrey pine-mixed conifer forest from the Sierra San Pedro Martir, Mexico. *Forest Ecology and Management*, 240, 87-95. doi:10.1016/j.foreco.2006.12.012
- Torres, J. A. (1994). Wood decomposition of *Cyrilla racemiflora* in a tropical montane forest. *Biotropica*, 26(2), 124-140.
- Tubiello, F. N., Córdor G., R. D., Salvatore, M., Piersante, A., Federici, S., Ferrara, A., Rossi, S., Flammini, A., Cardenas, P., Biancalani, R., Jacobs, H., Prasula, P. & Prospero, P. (2015). *Estimación de emisiones de gases de efecto invernadero en la agricultura. Un manual para abordar los requisitos de los datos para los países en desarrollo*. Roma: Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura.
- Venegas, S. (2013). *Efecto del manejo forestal en el contenido de carbono en vegetación y suelo de acahuales de Calakmul, México*. (Tesis de maestría). El Colegio de la Frontera Sur, Campeche, México.
- Wong, J. & Paz, F. (2016). *Memorias de resúmenes cortos*. En F. Paz. (presidente del Congreso), VII Simposio Internacional del Carbono en México. Simposio dirigido por el Programa Mexicano del Carbono, Pachuca de Soto, Hidalgo.
- Woodale, C. W. & Williams, M. S. (2005). Sampling protocol, estimation, and analysis procedures for the down woody materials indicator of the FIA program. *USDA Forest Service General Technical Report NC* (256), 1-47.
- Xelhuantzi, J., Flores, J. G. & Chávez, A. A. (2011). Análisis comparativo de cargas de combustibles en ecosistemas



forestales afectados por incendios. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 2(3), 37-52.

Manuscrito recibido el 22 de marzo de 2017  
Aceptado el 27 de enero de 2018  
Publicado el 26 de noviembre de 2018

Este documento se debe citar como:

Flores-Garnica, J. G., Wong-González, J. C., & Paz-Pellat, F. (2018). Camas de combustibles forestales y carbono en México. *Madera y Bosques*, 24(Núm. esp.), e2401893. doi:10.21829/myb.2018.2401893



Madera y Bosques por Instituto de Ecología, A.C. se distribuye bajo una Licencia Creative Commons Atribución-No Comercial-Compartir Igual 4.0 Internacional.



# Ecuaciones de biomasa aérea y volumen para *Pinus halepensis* Mill., en Coahuila, México

## Aboveground biomass and volume equations for *Pinus halepensis* Mill., in Coahuila, Mexico

Juan C. Montoya Jiménez<sup>1</sup>, Jorge Méndez González<sup>1\*</sup>, Librado Sosa Díaz<sup>1</sup>, Cecilia G. Ruíz González<sup>1</sup>, Alejandro Zermeño González<sup>2</sup>, Juan A. Nájera Luna<sup>3</sup>, Mario G. Manzano Camarillo<sup>4</sup> y Alma S. Velázquez Rodríguez<sup>5</sup>

<sup>1</sup> Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro. Departamento Forestal. Buenavista Saltillo, Coahuila, México.

<sup>2</sup> Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro. Departamento de Riego y Drenaje. Buenavista Saltillo, Coahuila, México.

<sup>3</sup> Instituto Tecnológico de El Salto. División de Estudios de Posgrado e Investigación. Durango, Durango, México.

<sup>4</sup> Instituto Tecnológico y de Estudios Superiores de Monterrey. Centro de Calidad Ambiental. Monterrey, Nuevo León, México.

<sup>5</sup> Universidad Autónoma del Estado de México. Facultad de Ciencias. El Cerrillo Piedras Blancas, Toluca, Estado de México, México. almaver@uaemex.mx

\* Autor de correspondencia: jmendezg@hotmail.com.

### RESUMEN

Realizar estudios para medir la biomasa en ecosistemas terrestres es fundamental para evaluar los almacenes de carbono y cómo las especies forestales contribuyen a la mitigación del cambio climático. El objetivo de este estudio fue ajustar ecuaciones alométricas para estimar biomasa aérea y volumen de *Pinus halepensis* Mill. en la sierra de Zapalinamé, Coahuila. Se partió de la hipótesis de que las variables diámetro basal y altura predicen adecuadamente la biomasa aérea y el volumen de *P. halepensis*. Se utilizaron 40 árboles, con diámetro basal que varió de 25 cm a 75 cm. La biomasa de fuste y ramas (64%) fue en promedio el doble que la de hojas y ramillas (36%) y su proporción aumentó con respecto a la altura total del árbol, de acuerdo con la ecuación:  $y = 53.4 + 1.2x$ . Los mejores ajustes fueron en volumen ( $R^2 = 0.82$ ) y biomasa total ( $R^2 = 0.77$ ) con ecuaciones alométricas de forma lineal logarítmica, con diámetro y altura como variables independientes ( $\ln y = \beta_0 + \beta_1 \ln(Db^2H)$ ). La biomasa aérea de *P. halepensis* fue 2.5 veces más pequeña que la de otras especies de coníferas, debido posiblemente a que los árboles de esta especie se ramifican casi desde la base del árbol. En promedio, 85% del árbol presentó ramas de entre 5 cm y 10 cm de diámetro.

**PALABRAS CLAVE:** alometría, método destructivo, plantación, Zapalinamé-Saltillo.

### ABSTRACT

Conducting studies to measure biomass in terrestrial ecosystems is essential to assess carbon stores and how forest species contribute to the mitigation of climate change. The objective of this study was to adjust allometric equations to estimate aerial biomass and volume of *Pinus halepensis* Mill. in the Sierra de Zapalinamé, Coahuila. It was assumed that the variables basal diameter and height adequately predict aerial biomass and volume of *P. halepensis*. 40 trees were used, with basal diameter that varied from 25 cm to 75 cm. The biomass of stem and branches (64%) was, on average, double that of leaves and twigs (36%) and its proportion increased with respect to the total height of the tree, according to the equation:  $y = 53.4 + 1.2x$ . The best fits were in volume ( $R^2 = 0.82$ ) and total biomass ( $R^2 = 0.77$ ) with allometric equations of logarithmic linear form, with diameter and height as independent variables ( $\ln y = \beta_0 + \beta_1 \ln(Db^2H)$ ). Aerial biomass of *P. halepensis* was 2.5 times smaller than that of other coniferous species, possibly due to the fact that the trees of this species branched almost from the base of the tree, on average 85% of the tree presented branches between 5 cm and 10 cm in diameter.

**KEYWORDS:** allometry, destructive method, plantation, Zapalinamé-Saltillo.

## INTRODUCCIÓN

El origen de la aceleración del cambio climático se ha atribuido a las actividades antropogénicas, especialmente al incremento en el uso combustibles fósiles (*Intergovernmental Panel on Climate Change* [IPCC], 2013); la emisión de gases de efecto invernadero (GEI) aumenta en promedio 1 Gt año<sup>-1</sup> y las emisiones de CO<sub>2</sub>eq alcanzan casi 50 Gt año<sup>-1</sup>, esto ha permitido un aumento de temperatura de 0.05 °C en los últimos 15 años (IPCC, 2014). México se ubica entre los primeros diez países con emisiones altas de CO<sub>2</sub>, con 2% del total (Martínez y Fernández, 2004). La Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura [FAO] (2010) ha demostrado que los bosques, a través del procesos de la fotosíntesis, son los mayores reservorios de carbono del mundo almacenando en su biomasa 289 Gt y varios autores (Acosta, Vargas, Velásquez y Etchevers, 2002; Avendaño, Acosta, Carrillo y Etchevers, 2009; Aguirre y Jiménez, 2011) demuestran que los ecosistemas forestales son una alternativa biótica para almacenar carbono y de esa manera reducir la cantidad de CO<sub>2</sub> atmosférico a través del proceso de la fotosíntesis, siendo esta una de las mejores formas de mitigar los efectos del cambio climático.

La mejor forma para estimar la biomasa vegetal es a través del método directo (Méndez, Luckie, Capó y Nájera, 2011), del cual se derivan ecuaciones alométricas (Chave *et al.*, 2005; Návar, 2009). Para tener mejores estimaciones de biomasa es preferible probar diferentes ecuaciones (Fonseca, Alice y Rey, 2009), lo más común es usar combinaciones de variables dendrométricas fáciles de medir como diámetro normal y altura (Chave *et al.*, 2005; Méndez *et al.*, 2011); aunque otros autores (Návar, González, Graciano, Dale y Parresol, 2004; De los Ríos y Návar, 2010; Douterlungne, Herrera, Ferguson, Siddique y Soto, 2013) han demostrado que el diámetro basal del árbol es un buen estimador de biomasa y puede ser calculado directamente a partir del diámetro normal.

La importancia de contar con ecuaciones alométricas de biomasa es que a través de ellas es posible estimar de forma indirecta la cantidad de fijación de carbono en árboles individuales y extrapolar a cierta área y, con ello,

evaluar la contribución de las especies en el amortiguamiento de los GEI, así como aportar información para fortalecer la política ambiental y gestión silvícola. *Pinus halepensis* Mill. es una especie endémica del Mediterráneo Occidental, se distribuye en regiones semiáridas y sub-húmedas, en altitudes que van de 0 m snm a 2600 m snm y con precipitación anual de 350 mm a 700 mm (Fady, Semerci y Vendramin, 2003). Por la característica que presenta de tener un rápido crecimiento, en 1929 fue introducida a México con motivos de restauración de ecosistemas (Cedeño y Pérez, 2007) y actualmente su uso se ha expandido en el centro y noreste de México. Por la importancia y gran uso de esta especie en el norte de México y, por otra parte, la escasez de ecuaciones de volumen y biomasa en esta especie, es necesario contar con ecuaciones alométricas para cuantificar almacenes de carbono.

## OBJETIVOS

Seleccionar la ecuación alométrica que mejor estime el volumen y la biomasa aérea en árboles individuales de *P. halepensis* en la sierra de Zapalinamé, Coahuila México.

## MATERIALES Y MÉTODOS

### Área de estudio

Esta investigación se realizó en una plantación de *P. halepensis* de aproximadamente 40 años de edad, la cual fue establecida en varias etapas desde 1960 al 1978 en los terrenos de la Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro, dentro de la sierra de Zapalinamé, al sureste de Saltillo Coahuila, México (25°20'41.75"N y 101°01'30.63"O; Datum WGS84). La plantación se estableció en hileras, siguiendo curvas de nivel con una distancia de aproximadamente 6 m entre árboles. La densidad fue 296 árboles ha<sup>-1</sup> y es una de las plantaciones más grandes del país, con más de 1000 ha. El área se ubica a una altitud de 1800 m, posee una pendiente de 10%, exposición oeste y existen dos tipos de suelo (Litosol y Xerosol cálcico). La precipitación varía desde 250 mm hasta 400 mm, el clima es árido semicálido (Bsohw) y la temperatura oscila entre 18 °C y 22 °C (García, 1998).



## Cuantificación de biomasa y volumen

El estudio se realizó con información de 40 árboles de *P. halepensis* que fueron seleccionados durante la ampliación de la carretera Saltillo-Zacatecas, en 2015. Antes de ser derribados, los árboles fueron medidos en diámetro a la base (*Db*), diámetro normal (*Dn*) diámetro de copa (*Dc*) y altura total (*H*). Después del derribo, cada árbol se troceó a longitud de no más de 150 cm, para separarlo en dos componentes: 1) hojas y ramillas (ramillas < 5 cm diámetro) y 2) fuste y ramas (ramas > 5 cm diámetro).

A cada componente se le determinó en campo el peso fresco total con báscula TecnoCour (México), con capacidad de 980.7 N (100 kg) y 4.9 N (0.5 kg) de resolución. El peso de muestras pequeñas (< 98.1 N; 10 kg) se obtuvo con una báscula Nuevo León (México) con capacidad de 980.7 N (100 kg) y 9.8 N (0.1 kg) de precisión. De cada árbol se obtuvieron cinco muestras de entre 19.6 N (2 kg; para hojas y ramillas) y 68.6 N (7 kg; para fuste y ramas), las cuales fueron pesadas en fresco para determinar el contenido de humedad. Las muestras completas se secaron en estufa Blue M. modelo 246F (U.S.A.), a temperatura de 70 °C hasta obtener peso constante. La biomasa se calculó a partir de la diferencia entre el contenido de humedad y peso fresco del componente (Picard, Saint-André y Henry, 2012) definiéndose como: biomasa de hojas y ramillas (*Bhr*), biomasa de fuste y ramas (*Bfr*) y por suma de ambas, biomasa total (*Bt*). El volumen (*Vol*) de cada troza del fuste y de ramas se calculó a partir de la

fórmula de Smalian y, por suma, se obtuvo el volumen total del árbol en metros cúbicos.

## Ajuste y selección de ecuaciones para cuantificar biomasa y volumen

Para cuantificar biomasa aérea y volumen de *P. halepensis* se probaron cinco ecuaciones alométricas (Tabla 1) propuestas por Picard, Saint-André y Henry (2012), obteniendo sus coeficientes de regresión por el método de mínimos cuadrados. La selección del mejor modelo estadístico se obtuvo acorde con Chave *et al.* (2005), usando el Criterio de Información Akaike (AIC, por sus siglas en inglés) y error estándar del modelo ( $S_{xy}$ ). Además se consideraron otros estadísticos e indicadores de capacidad predictiva de los modelos como el Criterio de Información Bayesiano (BIC, por sus siglas en inglés), el coeficiente de determinación ajustado ( $R^2$  aj.) y el coeficiente de variación (CV), considerando la significancia estadística de los coeficientes de regresión ( $p \leq 0.01$ ) (Douterlungne *et al.*, 2013; Cuenca, Jadán, Cueva y Aguirre, 2014). Para corregir el sesgo causado por la transformación logarítmica en la variable de respuesta, se obtuvo el factor de corrección ponderado (Sprugel, 1983). Los análisis estadísticos se realizaron usando el programa R (R Development Core Team, 2015).

## RESULTADOS

De un total de 40 árboles, 67.5% mostraron bifurcación de fuste a menos de 1.3 m de altura, este alto porcentaje

TABLA 1. Ecuaciones alométricas probadas para cuantificar biomasa aérea y volumen de fuste y ramas en *Pinus halepensis* Mill. en la sierra de Zapalinamé, Coahuila, México.

No.	Ecuación	Tipo de ajuste	Varianza
1	$\ln(y) = \beta_0 + \beta_1 \ln(Db) + \varepsilon$	Lineal simple	$\text{Var}(\varepsilon) = \sigma^2$
2	$\ln(y) = \beta_0 + \beta_1 \ln(Db^2 H) + \varepsilon$	Lineal simple	$\text{Var}(\varepsilon) = \sigma^2$
3	$\ln(y) = \beta_0 + \beta_1 \ln(Db) + \beta_2 \ln(H) + \varepsilon$	Múltiple	$\text{Var}(\varepsilon) = \sigma^2$
4	$Y = \beta_0 + \beta_1 Db^2 H + \varepsilon$	Lineal ponderada	$\text{Var}(\varepsilon) = \alpha Db^{2c}$
5	$y / Db = \beta_0 / Db^2 + \beta_1 H + \varepsilon$	Lineal	$\text{Var}(\varepsilon) = \sigma^2$

Donde *y* = biomasa (de cada componente en kg) y volumen (m<sup>3</sup>); *Db* = diámetro a la base (cm); *H* = altura total (m);  $\beta_0, \beta_1, \beta_2$  = coeficientes de regresión; *ln* = logaritmo natural;  $\varepsilon$  = error;  $\sigma$  = varianza;  $\alpha$  y *c* = coeficientes de ponderación.

fue base para considerarlos como un solo árbol. El diámetro basal de los árboles promedió 46.86 cm  $\pm$  10.75 cm, 13.5 cm más que el promedio del diámetro normal. La altura de los árboles varió desde 7.12 m hasta 13.86 m (19%), pero el volumen desde 0.130 m<sup>3</sup> hasta un máximo de 1.338 m<sup>3</sup> (53%). La biomasa total (seca) mínima fue de 102.1 kg (*Db* = 26.9 cm) y la máxima de 1352.3 kg (*Db* = 75.4 cm) (Tabla 2). Es importante mencionar que se obtuvieron 3508 trozas, midiendo un total de 7016 diámetros, de los cuales 85% varió de 5 cm a 10 cm; el resto osciló entre 15 cm y 75 cm de diámetro.

El porcentaje de biomasa de fuste y ramas de *P. halepensis* incrementó 1.2% por cada unidad de altura total; y como consecuencia, la biomasa de hojas y ramillas disminuyó 1.3% con la altura del árbol (Fig. 1A). La relación *Bfr/Bhr* indicó que en *P. halepensis* la biomasa de fuste y ramas fue en promedio 2.02 veces más que la biomasa de hojas (Fig. 1B). La densidad de la madera de *P. halepensis* (*volumen de fuste y ramas/biomasa de fuste y ramas*) fue en promedio 0.607 t/m<sup>3</sup> (Fig. 1C) y fue menos variable en árboles con diámetro basal menor a 45 cm, en comparación con árboles con diámetro mayor.

### Ecuaciones para la estimación de la biomasa y volumen

Para ahorrar espacio solo se muestran las ecuaciones de mejor ajuste (Tabla 3). La ecuación 2 (Tabla 1) es la expresi-

ón lineal del modelo alométrico  $y = e^a x^b$  y es una variación del modelo de potencia ( $y = ax^b$ ), usando “*x*” como una variable combinada diámetro y altura. Esta fue la que mejor predijo la biomasa de fuste y ramas, total y volumen, siendo en este orden de menor a mayor ajuste del modelo ( $R^2$  de 0.74 a 0.82).

Aunque los ajustes de los modelos de este estudio no fueron muy altos, en ningún caso se encontraron datos estadísticamente aberrantes. Todos los modelos fueron estadísticamente significativos ( $p < 0.0001$ ); la variación más alta de los modelos se observó en biomasa de ramas ( $CV = 26.7\%$ ) y la menor en volumen (22.63%). El factor de corrección, además de corregir el sesgo, mejoró las estimaciones de biomasa de todos los componentes y de volumen en 3%, que ha sido el valor promedio obtenido en varios estudios similares.

La estimación de biomasa de hojas y ramillas, fuste y ramas, biomasa total y volumen fueron representados con el mejor modelo (Fig. 2A, 2B, 2C, 2D). Al comparar la precisión de la estimación de biomasa y volumen, se encontró que en general los datos observados *versus* datos estimados de los árboles, que midieron entre 34 cm y 60 cm de diámetro basal, se distribuyeron por encima y por debajo de la recta  $y = x$ , (relación 1:1). En árboles con diámetro basal fuera de estos límites, la ecuación sobrestimó y subestimó (área sombreada) respectivamente, tanto la biomasa como el volumen de *P. halepensis* (Fig. 2E, 2F,

TABLA 2. Estadísticas descriptivas de árboles usados para generar ecuaciones de biomasa y volumen de *P. halepensis* Mill., en la Sierra de Zapalinamé, Coahuila, México.

Estadístico	<i>Db</i>	<i>Dn</i> ¶	<i>H</i>	<i>Bhr</i>	<i>Bfr</i>	<i>Bt</i>	<i>Vol</i>
Promedio	46.86	33.36	9.83	175.84	349.05	524.89	0.592
Mínimo	26.90	30.00	7.12	23.41	78.65	102.06	0.130
Máximo	75.45	39.50	13.86	487.67	864.70	1352.37	1.338
Desv. estándar	10.75	3.10	1.86	84.70	183.07	257.61	0.313
Varianza	10.75	9.63	1.87	83.91	183.07	258.26	0.310
Coef. de variación	22.94	9.30	18.92	48.17	52.45	49.08	52.87

Donde: *Db* = diámetro a la base (cm); *Dn* = diámetro normal; *H* = altura (m); *Bhr* = biomasa en hojas y ramillas (kg); *Bfr* = biomasa en fuste y ramas (kg); *Bt* = biomasa total (kg); *Vol* = volumen (m<sup>3</sup>). ¶ = *Dn* de 13 árboles con bifurcación de fuste < 1.3 m de altura.

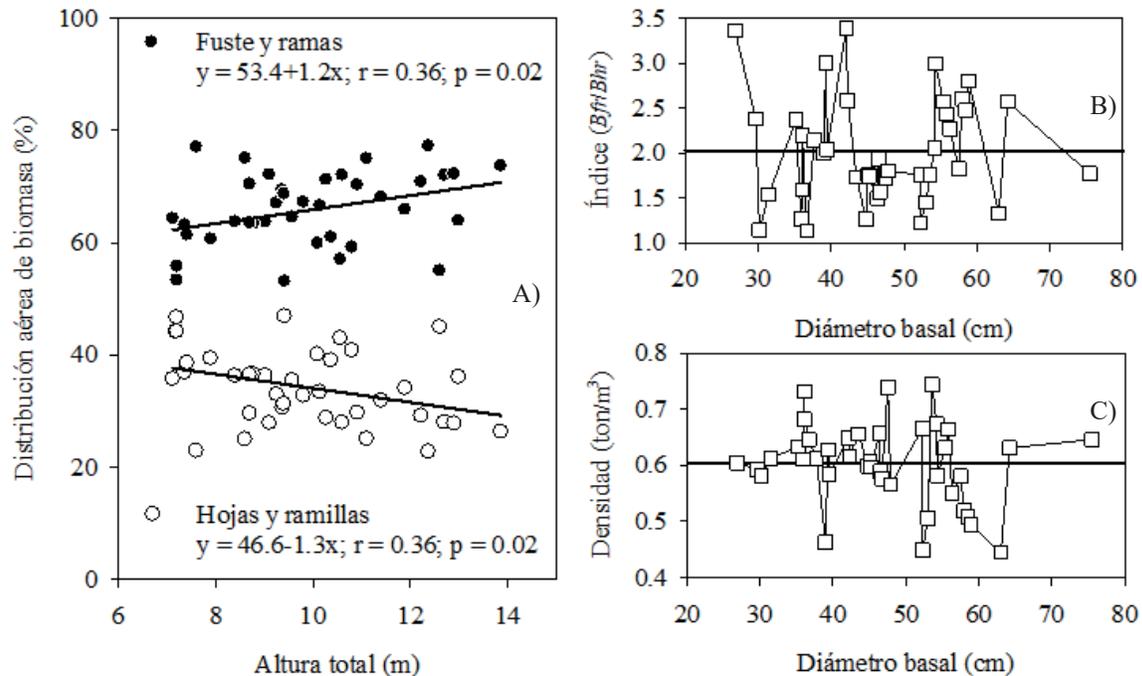


FIGURA 1. Distribución porcentual de biomasa aérea en función de altura total (A), relación  $Bfr/Bhr$  (B) y densidad de la madera de *P. halepensis* Mill. en función del diámetro basal (C).

2G, 2H). Las distancias verticales más grandes (errores en la predicción) corresponden básicamente a cuatro árboles cuyos diámetros basales fueron: 36.7 cm, 42.1 cm, 58.9 cm y 63 cm.

El error promedio porcentual más alto (32%) ocurrió en la biomasa de hojas y ramillas en la categoría de diámetro de 25 cm a 30 cm (Fig. 3A). En esa categoría el error promedio para la biomasa de fuste y total fue de 11.3% y 13.8%, respectivamente (Fig. 3B, 3C). Los errores más bajos se registraron entre las categorías de 30 cm y 60 cm de Db, promediando 2.1% para biomasa de hojas y ramillas (Fig. 3A), 3.0% para fuste y ramas (Fig. 3B) y 0.9% para la biomasa total (Fig. 3C). La ecuación 2 (Tabla 1) fue la que mejor estimó biomasa y se ajustó mejor al volumen de *P. halepensis* (Tabla 3). Su error porcentual en las diferentes categorías de diámetro basal fue homogéneo (Fig. 3D), promediando 4.7% (línea blanca del gráfico).

El análisis de una muestra de 122 árboles de *P. halepensis* procedentes de la misma área de estudio mostró alta correlación ( $r = 0.97$ ) entre  $Dn$  y  $Db$  (Fig. 4A) y paralelismo

(misma pendiente,  $b = 1.00$ ) según la ecuación  $y = x$ . Dicha ecuación se desplaza hacia un sentido positivo solamente 7.31 unidades de  $Db$  con respecto a la relación 1:1. Es decir, para uso de las ecuaciones de este estudio y especie, la transformación de  $Dn$  a  $Db$  puede hacerse eficientemente por medio de la ecuación señalada (Fig. 4A). La altura total de *P. halepensis* también puede ser estimada eficientemente mediante un modelo lineal (Fig. 4B). La relación  $Db/H$  (Fig. 4C) y  $Db/Dn$  (Fig. 4D) siguieron una tendencia logarítmica negativa.

## DISCUSIÓN

En *P. halepensis* la mayor cantidad de biomasa aérea se distribuyó en el fuste y ramas (64%) con respecto a biomasa total, el resto (hojas y ramillas) representó en promedio 36%.

Este patrón fue similar al encontrado para *P. devoniana* y *P. pseudostrobus* Lind., con 60% y 58% en fuste y 40% y 42% en hojas y ramas (Méndez *et al.*, 2011). En *Pinus montezumae* Lamb., el mayor porcentaje de biomasa se presentó en fuste (77%) y en ramas y hojas promedió 9% (Carrillo, Acosta, Flores, Juárez y Bonilla, 2014). Por su

TABLA 3. Coeficientes de regresión y estadísticos de ajuste de ecuaciones alométricas para estimar biomasa aérea y volumen de *P. halepensis* Mill. en la Sierra de Zapalinamé, Coahuila, México.

No.	Modelo	$R^2_{aj}$	$S_{xy}$	CV	Valor de p	AIC	BIC	FC
1	$Ln(Bhr) = Ln -2.5619 (\pm 1.48) + 1.9910 (\pm 0.38) Ln(Db)$	0.70	46.49	26.70	$1.27e^{-12}$	16.27	21.34	1.03
3	$Ln(Brf) = -2.6779 (\pm 1.49) + 0.8463 (\pm 0.15) Ln(Db^2H)$	0.74	92.81	26.59	$9.02e^{-14}$	15.39	20.46	1.03
3	$Ln(Bt) = -1.8737 (\pm 1.34) + 0.8077 (\pm 0.13) Ln(Db^2H)$	0.77	124.74	23.84	$1.36e^{-14}$	6.62	11.69	1.03
3	$Ln(Vol) = -9.7582 (\pm 1.33) + 0.9161 (\pm 0.13) Ln(Db^2H)$	0.82	0.13	22.63	$2.36e^{-16}$	6.26	11.33	1.03

Donde: *ln* = logaritmo natural; *Bhr* = biomasa en hojas y ramillas (kg); *Bfr* = biomasa en fuste y ramas (kg); *Bt* = biomasa total (kg); *Vol* = volumen (m<sup>3</sup>);  $R^2_{aj}$  = coeficiente de determinación ajustado;  $S_{xy}$  = error estándar (kg); CV = coeficiente de variación (%); valor de p = significancia estadística; AIC = Criterio de Información Akaike; BIC = Criterio de Información Bayesiano; FC = factor de corrección; ± = intervalo de confianza de 95% del coeficiente de regresión.

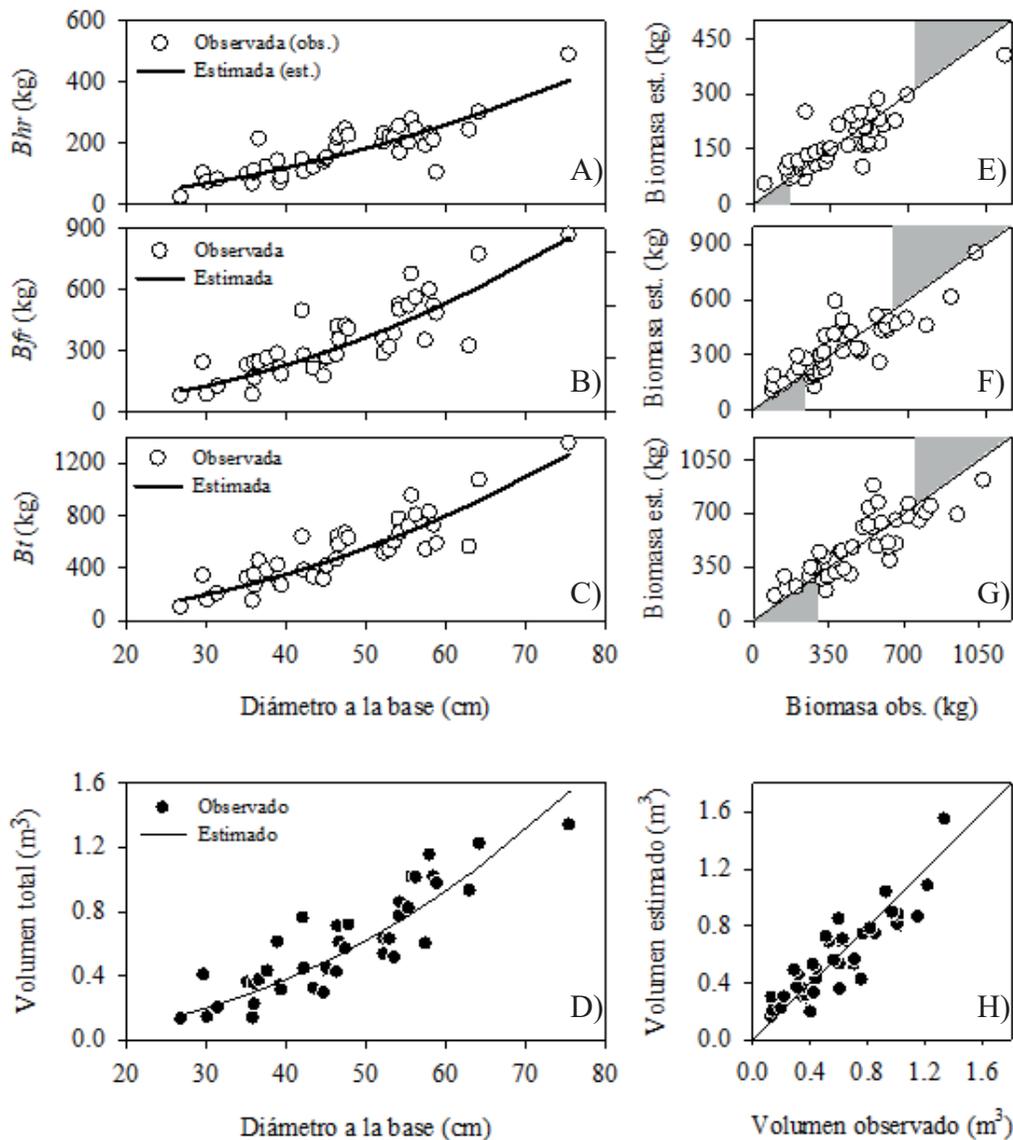


FIGURA 2. Biomasa estimada en: (A) hojas y ramillas, (B) fuste y ramas, (C) total; (D) volumen y (E-H) comparación de la capacidad predictiva del modelo en *P. halepensis* Mill., en la Sierra de Zapalinamé, Coahuila, México.

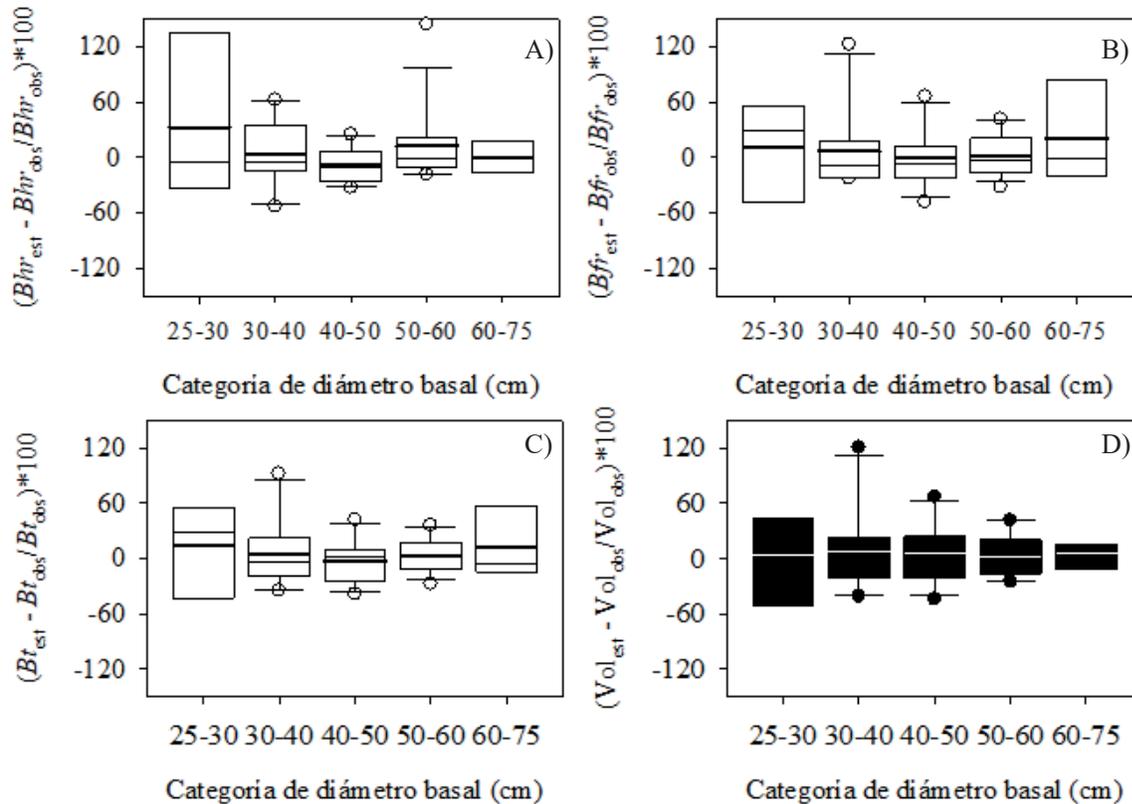


FIGURA 3. Error porcentual en biomasa de hojas y ramillas (A), de fuste y ramas (B), total (C) y en volumen (D) en *P. halepensis* Mill., en la sierra de Zapalinamé, Coahuila, México.

parte Rodríguez *et al.* (2012) registraron que la distribución de biomasa en *P. patula* Schl. *et* Cham. fue 92.9%, 4.7% y 2.4% para fuste, ramas y follaje, respectivamente.

Al estimar la biomasa de *P. halepensis*, usando diámetros normales de 25 cm, 35 cm y 45 cm, y compararla con la biomasa aérea de otras especies, se encontró que en general la mayoría de las especies almacenaron más biomasa que *P. halepensis* (Fig. 5A). *P. arizonica* Engelm., para esos mismos diámetros normales, almacenó 2.0, 2.2 y 2.4 veces más, representando en promedio 130 326 kg y 644 kg de biomasa y hasta de 3.2 veces más en *P. montezumae* Lamb. para el diámetro de 45 cm (Carrillo *et al.*, 2014). La magnitud del error ( $S_{xy}$ ) de estimación de biomasa no fue totalmente dependiente de la dimensión de la variable “y” (Fig. 5B), sino que dependió del tipo (simple, múltiple, etc.) y del número de variables independientes consideradas en el modelo. Los ajustes de los modelos ( $R^2$ )

encontrados en la literatura (Fig. 5C) son altos ( $R^2 > 0.91$ ) y mayores a los de *P. halepensis* y no son proporcionales al tamaño de muestra (Fig. 5D).

En árboles de *Abies religiosa* (Kunth) Schldl. & Cham. la biomasa en fuste fue casi 85% del total, mientras que en ramas y hojas fue 7% y 8%, respectivamente (Avenidaño *et al.*, 2009). A pesar de que las hojas representan la menor cantidad de biomasa con respecto al total en casi todas las especies, algunos autores (Rodríguez *et al.*, 2012) sugieren que esta debe ser estimada con precisión, especialmente por su relación con la fotosíntesis y productividad primaria neta. Específicamente para *P. halepensis*, López *et al.* (2013) demostraron que las hojas fueron el componente más activo, cuyas variaciones dependieron de la precipitación y temperatura y de los sitios en donde ocurre el mayor flujo de carbono de la vegetación al suelo.

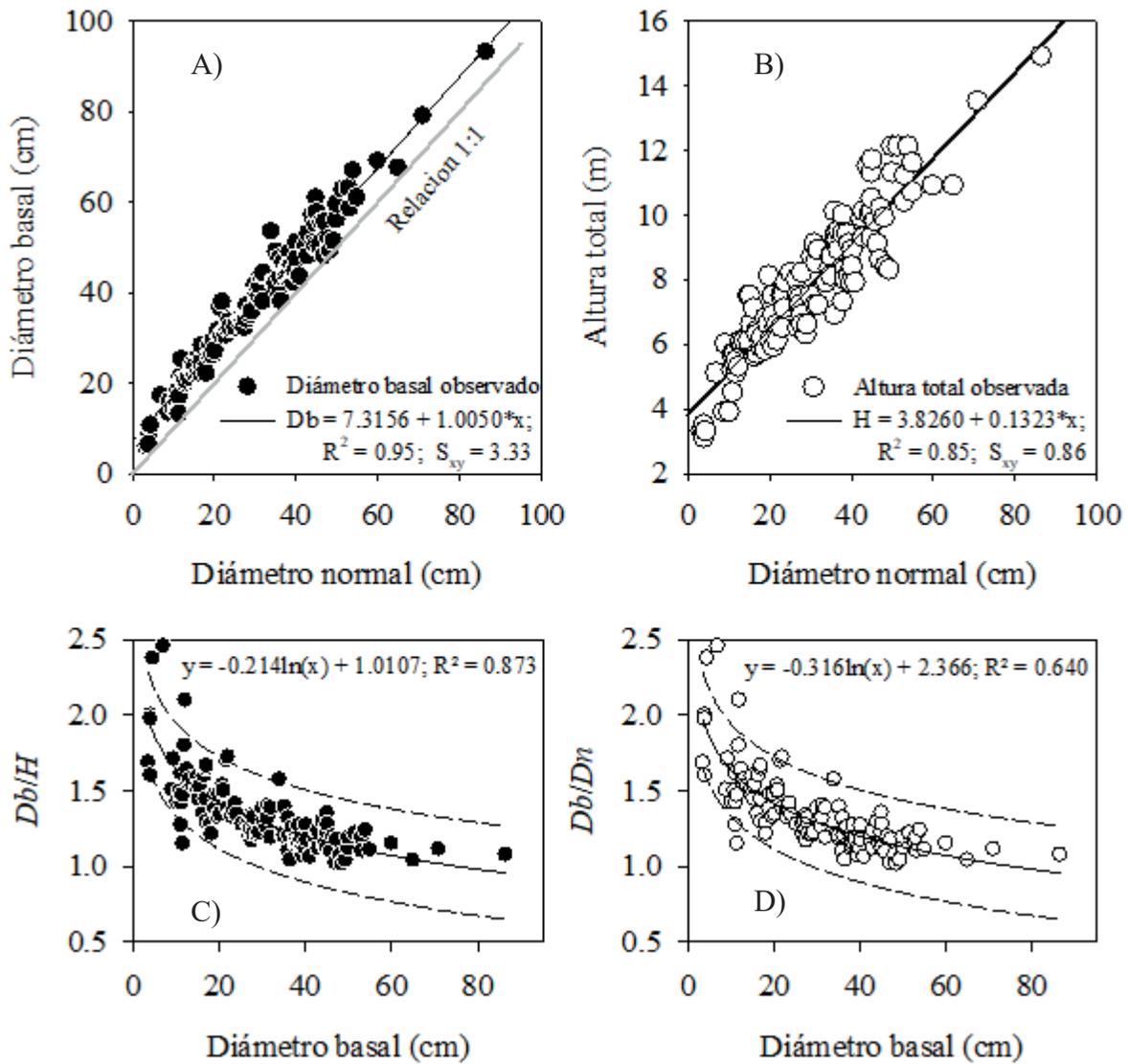


FIGURA 4. Relaciones: diámetro normal-diámetro basal (A), diámetro normal-altura total (B) e índices: diámetro basal-altura (C), diámetro basal-diámetro normal (D) de una muestra de árboles de *P. halepensis* Mill. en la sierra de Zapalinamé, Coahuila, México.

En este, como en varios estudios, se ha demostrado que la biomasa total es el componente mejor estimado (Návar, 2009; Fonseca *et al.*, 2009; Méndez *et al.*, 2011; Cuenca *et al.*, 2014). En contraste, la biomasa de ramas presenta la mayor variación y es en este componente en donde ocurre el menor ajuste, independientemente de la especie y el género (Aguirre y Jiménez, 2011).

La ecuación con la variable combinada (diámetro-altura) que mejor predijo biomasa de *P. halepensis* en este estudio se ha utilizado también para estimar el volumen

de esta especie (Návar y Domínguez, 1997) y en la mayoría de otras especies (Muñoz *et al.*, 2012). La mayoría de las ecuaciones alométricas se han desarrollado con la variable diámetro normal (Picard *et al.*, 2012; Cuenca *et al.*, 2014), aunque por las características de la especie y lo práctico de medir algunas variables de árbol, varios autores han usado diámetro basal (Návar *et al.*, 2004; De los Ríos y Návar, 2010; Douterlungne *et al.*, 2013).

Cabe destacar que el peso seco de especies registrado por Brown (1997), Návar (2009) y Carrillo *et al.*

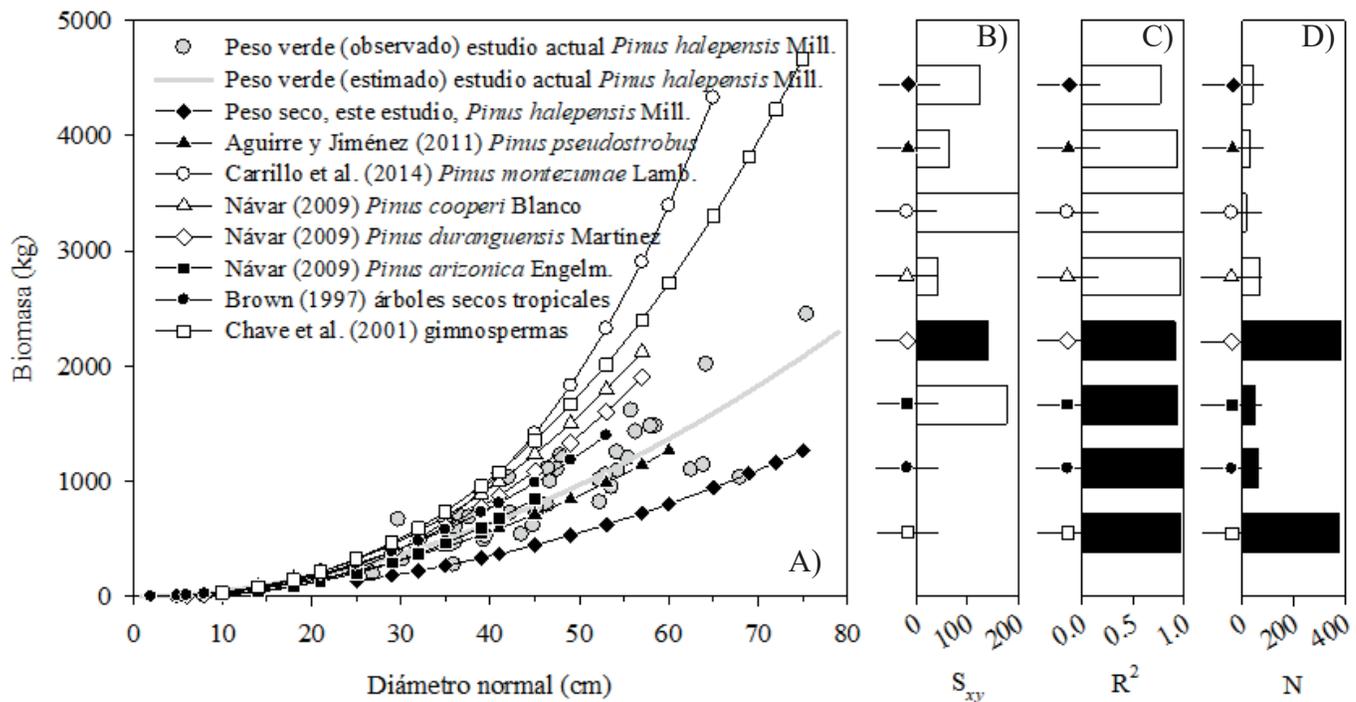


FIGURA 5. Comparación de la biomasa aérea (seca y fresca) de *P. halepensis* Mill. con la biomasa seca de diferentes especies (A), estadísticos: error de estimación (B), ajuste (C) y número de observaciones (D) de ecuaciones usadas para estimar biomasa aérea de las especies del lado izquierdo.

(2014) (Fig. 4A) es aún mayor que el peso verde de *P. halepensis* de este estudio, variando desde 1.2 (*P. arizonica*) hasta 1.8 veces más (*P. montezumae*), pero en promedio 1.2 veces más que *P. halepensis*. El peso verde de *P. halepensis* registrado aquí es similar al peso seco de *P. pseudostrobus* registrado por Aguirre y Jiménez (2011). Diferencias de almacenes de biomasa específicas e inter-específicas han sido documentadas por Nívar (2009) y Chave, Riéra y Dubois (2001), demostrándose que estas son dependientes de las condiciones de crecimiento (Méndez *et al.*, 2011) y de la calidad de sitio (Nívar, 2009), de la misma especie y de la densidad del rodal (Aguirre y Jiménez, 2011).

El número de árboles con que se han desarrollado las ecuaciones de biomasa ha sido variable, desde 15 (Carrillo *et al.*, 2014) hasta 384 (Nívar, 2009) (Fig. 4B). Particularmente en México, más de 50% de los estudios de ecuaciones alométricas para cuantificar biomasa se han construido usando desde 10 hasta 40 árboles.

Algunos autores, para mejorar la estimación de biomasa, han sugerido incluir en el modelo la densidad de la madera (Chave *et al.*, 2005; Picard *et al.*, 2012) o usar modelos múltiples y polinomiales (Chave *et al.*, 2005) con densidad, área del tronco, diámetro y altura. El valor de densidad básica de la madera de *P. halepensis* de este estudio ( $0.607 \text{ t/m}^3$ ) es muy similar al obtenido por Centre de la Propietat Forestal (2004) para esta misma especie ( $0.610 \text{ t/m}^3$ ).

## CONCLUSIONES

La mejor predicción de biomasa aérea y volumen de *P. halepensis* se logró con la ecuación que incluyó la variable combinada diámetro y altura en forma logarítmica, mientras que el diámetro por sí solo mostró estimaciones sesgadas. Los errores más altos (subestimación) de biomasa aérea de *P. halepensis* ocurrieron en las categorías de diámetro inferiores, lo cual se debió a la alta variación del diámetro-altura en edades tempranas. La biomasa aérea

de *P. halepensis* fue hasta 2.5 veces menor que la de otras especies de coníferas que no se ramifican desde la base del árbol. Ochenta y cinco por ciento de las ramas de *P. halepensis* variaron entre 5 cm y 10 cm de diámetro, contrario a lo que se ha registrado para la mayoría de las coníferas. La particularidad de la especie se reflejó también en menor ajuste de los modelos alométricos en comparación con otras especies de coníferas.

## RECONOCIMIENTOS

Al jefe de departamento de Recursos Naturales y de Suelos de la UAAAN, por apoyar con las instalaciones para secado de muestras, así como a estudiantes de la carrera de Ingeniería Forestal de la UAAAN, cursando la materia de epidimetría 2015, quienes participaron en los trabajos de campo de este estudio.

## REFERENCIAS

- Acosta, M., Vargas, J., Velásquez, M., & Etchevers, J. D. (2002). Estimación de la biomasa aérea mediante el uso de relaciones alométricas en seis especies arbóreas en Oaxaca, México. *Agrociencia*, 36, 725-736.
- Aguirre, O. A., & Jiménez, J. (2011). Evaluación del contenido de carbono en bosques del sur de Nuevo León. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 2, 73-83.
- Avendaño, D. M., Acosta, M., Carrillo, F., & Etchevers, J. D. (2009). Estimación de biomasa y carbono en un bosque de *Abies religiosa*. *Revista Fitotecnia Mexicana*, 32, 233-238.
- Brown, S. (1997) *Estimating biomass and biomass change of tropical forests: a primer*. Forestry Paper 134. Rome, Italy: Food and Agriculture Organization [FAO].
- Carrillo, F., Acosta, M., Flores, E., Juárez, J. E., & Bonilla, E. (2014). Estimación de biomasa y carbono en dos especies arbóreas en La Sierra Nevada, México. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*, 5(5), 779-793. doi: 10.29312/remexca.v5i5.901
- Cedeño, H., & Pérez, D. R. (2007). *La legislación forestal y su efecto en la restauración en México*. Instituto Nacional de Ecología. Recuperado de <http://www2.inecc.gob.mx/publicaciones/libros/467/cedenoyperrez.html>.
- Chave, J., Riéra, B., & Dubois, M-A. (2001). Estimation of biomass in a neotropical forest of French Guiana: spatial and temporal variability. *Journal of Tropical Ecology*, 17, 79-96. doi: 10.1017/S0266467401001055
- Chave, J., Andalo, C., Brown, S., Cairns, M. A., Chambers, J. Q., Eamus, D., ..., & Yakamura, T. (2005). Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests. *Oecologia*, 145, 87-99. doi: 10.1007/s00442-005-0100-x
- Centre de la Propietat Forestal (2004). Annexa Indicadors dendromètrics. En Generalitat de Catalunya, Departament de Medi Ambient i Habitatge, Centre de la Propietat Forestal, *Manual de redacció de plans tècnics de gestió i millora forestal (PTGMF) i plans simples de gestió forestal (PSGF)*. Instruccions de redacció i l'inventari forestal (pp. 211-314). Barcelona, España.
- Cuenca, M. E., Jadán, O., Cueva, K., & Aguirre, C. (2014). Carbono y ecuaciones alométricas para grupos de especies y bosque de tierras bajas, Amazonía Ecuatoriana. *CEDAMAZ*, 4, 21-31.
- De los Ríos, E., & Nívar, J. J. (2010). Root allometry of two subtropical plant communities of northeastern Mexico. *Tropical and Subtropical Agroecosystems*, 12, 123-134.
- Douterlungne, D., Herrera, A. M., Ferguson, B. G., Siddique, I., & Soto, L. (2013). Ecuaciones alométricas para estimar biomasa y carbono de cuatro especies leñosas neotropicales con potencial para la restauración. *Agrociencia*, 47, 385-397.
- Fady, B., Semerci, H., & Vendramin, G. (2003). *Technical guidelines for genetic conservation and use for Aleppo pine (Pinus halepensis) and Brutia pine (Pinus brutia)*. Rome, Italy: International Plant Genetic Resources Institute.
- Fonseca, G., Alice, W., F., & Rey, J. M. (2009). Modelos para estimar la biomasa de especies nativas en plantaciones y bosques secundarios en la zona Caribe de Costa Rica. *Bosque*, 30, 36-47. doi: 10.4067/S0717-92002009000100006
- García, E. (1998). *Climas, Clasificación de Kóeppen, modificado por García*. Carta de climas, escala 1:1 000 000. México: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad [Conabio].



- Intergovernmental Panel on Climate Change [IPCC]. (2013). Resumen para responsables de políticas. En T. F. Stocker, D. Qin, G-K. Plattner, M. Tignor, S. K. Allen, ..., & P. M. Midgley (Eds.), *Cambio Climático 2013: Bases físicas. Contribución del Grupo de trabajo I al Quinto Informe de Evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático*. Cambridge y Nueva York: Cambridge University Press.
- Intergovernmental Panel on Climate Change [IPCC] (2014). Climate change 2014: Mitigation of climate change. En O. R. Pichs-Madruga, Y. Sokona, E. Farahani, S. Kadner, K. Seyboth, ..., & J. C. Minx (Eds.), *Contribution of Working Group III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Nueva York. Cambridge University Press.
- López, J. D., Méndez, J., Nájera, J. A., Cerano, J., Flores, J. D., & Nájera, J. A. (2013). Producción de hojarasca en *Pinus halepensis* Mill. y *Pinus cembroides* Zucc. y su relación con algunos factores climáticos. *Agrociencia*, 47, 497-510.
- Martínez, J., & Fernández, A. (2004). *Cambio climático: una visión desde México*. México: Instituto Nacional de Ecología.
- Méndez, J., Luckie, S. L., Capó, M. A., & Nájera, J. A. (2011). Ecuaciones alométricas y estimación de incrementos en biomasa aérea y carbono en una plantación mixta de *Pinus devoniana* Lindl., y *P. pseudostrobus* Lindl., en Guanajuato, México. *Agrociencia*, 45, 479-491.
- Muñoz, H. J., Velarde, J. C., García, J. J., Sáenz, J. T., Olvera, E. H., & Hernández, J. (2012). Predicción de volúmenes de fuste total para plantaciones de *Pinus greggii* Engelm. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 3, 11-22.
- Návar, J., & Domínguez, P. A. (1997). Ajuste de modelos de volumen y funciones que describen el perfil diamétrico de cuatro especies de pino plantadas en el nordeste de México. *Investigación Agraria: Sistemas Forestales*, 6, 147-162.
- Návar, J. J., González, N., Graciano, J. J., Dale, V., & Parresol, B. (2004). Additive biomass equations for pine species of forest plantations of Durango, Mexico. *Madera y Bosques*, 10(2), 17-28. doi.. 10.21829/myb.2004.1021272
- Návar, J. (2009). Allometric equations for tree species and carbon stocks for forests of northwestern Mexico. *Forest Ecology and Management*, 257, 427-434. doi: 10.1016/j.foreco.2008.09.028
- Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación [FAO]. (2010). *Evaluación de los recursos forestales mundiales 2010. Informe principal*. Roma: FAO.
- Picard, N., Saint-André, L., & Henry, M. (2012). *Manual de construcción de ecuaciones alométricas para estimar el volumen y la biomasa de los árboles. Del trabajo de campo a la predicción*. Rome-Montpellier: Las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura y el Centre de Coopération Internationale en Recherche Agronomique pour le Développement.
- R Development Core Team (2015). *R. A Language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Recuperado de <http://www.R-project.org>.
- Rodríguez, G., De Los Santos, H. M., González, V. A., Aldrete, A., Gómez, A., & Fierros, A. M. (2012). Modelos de biomasa aérea y foliar en una plantación de pino de rápido crecimiento en Oaxaca. *Madera y Bosques*, 18(1), 25-41. doi: 10.21829/myb.2012.1811116
- Sprugel, D. G. (1983). Correcting for bias in log-transformed allometric equations. *Ecology*, 64, 209-210.

Manuscrito recibido el 23 de diciembre de 2017

Aceptado el 7 de marzo de 2018

Publicado el 26 de octubre de 2018

Este documento se debe citar como:

Montoya J., J. C., Méndez G., J., Sosa D., L., Ruíz G., C. G., Zermeño G., A., Nájera Luna, J. A., Manzano C., M. G., & Velázquez R., A. S. (2018). Ecuaciones de biomasa aérea y volumen para *Pinus halepensis* Mill., en Coahuila, México. *Madera y Bosques*, 24(Núm. esp.), e2401880. doi: 10.21829/myb.2018.2401880



Madera y Bosques por Instituto de Ecología, A.C. se distribuye bajo una Licencia Creative Commons Atribución-No Comercial-Compartir Igual 4.0 Internacional.



# Bioenergía a partir de residuos forestales y de madera

## Bioenergy from forest and wood residues

Neydeli Ayala-Mendivil<sup>1</sup> y Georgina Sandoval<sup>1\*</sup>

<sup>1</sup> Centro de Investigación y Asistencia en Tecnología y  
Diseño del Estado de Jalisco A. C. (CIATEJ). Guadala-  
jara, Jalisco, México.

\* Autor de correspondencia. gsandoval@ciatej.mx

### RESUMEN

Una de las prioridades del mundo actual es la generación de bioenergéticos sustentables y amigables con el medio ambiente, para lo cual son necesarios cambios en los modelos de producción y utilización de energía. El uso de residuos forestales como una fuente de biomasa para la generación de bioenergéticos representa una alternativa potencial, ya que genera un biocombustible menos contaminante en comparación con los de origen fósil. Además, mientras que el calor y la electricidad pueden ser generados por otras alternativas renovables como viento, sol y agua, la producción de combustibles y la síntesis de productos químicos requieren transformar la biomasa. La elección de la estrategia de conversión depende del tipo, propiedades y cantidad de la biomasa disponible, de los requerimientos de uso, así como de los estándares ambientales y condiciones económicas. El objetivo del presente trabajo es describir los diferentes procesos a través de los cuales se puede obtener energía a partir de residuos de biomasa forestal, así como el potencial que tienen estos residuos en la producción de los diferentes tipos de bioenergéticos. Asimismo, se describen los desafíos y problemas que aún siguen sin resolver, como lo son la recolección de residuos, escalamiento y costos de producción.

**PALABRAS CLAVE:** biomasa, procesos bioquímicos, procesos termoquímicos.

### ABSTRACT

Recently, the development of biofuels from renewable sources and the use of friendly environmental technologies have received a great deal of worldwide interest. Thus, many changes in the energy production model and management are necessary. The use of forest residues as raw material for bioenergy generation is an interesting option since the biofuels obtained are less polluting than fossil fuels. In addition, while heat and electricity can be obtained by other renewable alternatives (wind, solar and hydro), the production of liquid fuels and chemicals requires biomass transformation. The selection of the conversion process depends on the type, property and biomass stock, the desired form of the bioenergy, environmental standards and economic conditions. The aim of this work is to describe the different processes through which energy can be obtained, as well as the potential use of forest residues as raw material to produce the different types of bioenergy and, to describe the different biofuels that can be obtained by these processes. In addition, we analyze current challenges and unsolved problems in bioenergy production such as waste collection, scale-up and techno-economic feasibility.

**KEYWORDS:** biomass, biochemical process, thermochemical process.

## INTRODUCCIÓN

Las emisiones globales de CO<sub>2</sub> por el uso de combustibles fósiles han aumentado significativamente en las últimas décadas. El Centro de Análisis de Información de Dióxido de Carbono registró que en el periodo de 1970 a 2016, las emisiones de CO<sub>2</sub> incrementaron en 90%, y son la combustión de combustibles fósiles y procesos industriales los que contribuyen aproximadamente en 78% del total de las emisiones (Le Quéré *et al.*, 2016). En México, con el incremento de la población y la demanda energética, en los últimos 10 años las industrias del transporte y generación de energía eléctrica han presentado las mayores emisiones de gases de efecto invernadero en comparación con otros sectores (Conde, Salas, Centeno, Leal y Escalona, 2013). En consecuencia, los efectos negativos en el medio ambiente, así como la dependencia hacia los combustibles fósiles han impulsado la búsqueda de fuentes de biocombustibles renovables y amigables con el ambiente.

Existen estudios que señalan el potencial del uso de residuos de la industria forestal para la generación de energía (McKechnie, Colombo, Chen, Mabee y Machlean, 2011). Cherubini *et al.* (2009) mencionaron que los mejores rendimientos de generación de bioenergía y disminución de los gases de efecto invernadero se obtienen en los procesos que utilizan residuos como materia prima, ya que se evita el impacto ambiental de la producción de cultivos específicos. Los residuos forestales se consideran renovables, debido a que van de la mano con las actividades forestales, es decir, se puede cultivar nueva biomasa para reemplazar la biomasa utilizada (Akhtari, Sowlati y Day, 2014). En México existe un enorme potencial para la creación de industrias de bioenergéticos a partir de residuos de biomasa forestal, ya que la industria forestal es una actividad de relevancia económica en el país. Sin embargo, es necesario un análisis de las alternativas sobre el manejo y uso de los recursos forestales, así como de los coproductos para lograr una producción forestal sustentable y el aprovechamiento integral de la biomasa. Para esto, se deben estudiar a detalle aspectos ambientales, evaluar las fuentes potenciales de biomasa y la cadena de suminis-

tro necesaria para hacer el proceso económicamente viable y sustentable (Baral y Guha, 2004; McKechnie *et al.*, 2011).

En un escenario favorable las industrias de bioenergéticos podrán ser una nueva fuente de empleos, lo cual, además de las ventajas ambientales antes mencionadas, contribuiría en la economía del país. Para esto es necesario combinar acciones, que incluyen cambios en el comportamiento social, en las tecnologías de los vehículos e introducción a biocombustibles y tecnologías innovadoras y sustentables.

En los últimos años, algunos proyectos individuales de bioenergía se han visto obstaculizados por la incertidumbre del mercado y otros problemas de suministro del combustible. En contraste, actualmente existe una alianza “Gobierno Mexicano-Industria-Academia” que tiene como objetivo el desarrollo de proyectos de investigación científica para la producción de bioenergéticos a escala industrial. Los proyectos se enfocan en diferentes áreas, las cuales son biocombustibles sólidos, bioalcoholes, biodiesel, biogás y bioturbosina. Estos proyectos deberán tener un enfoque especial en la disponibilidad y uso de la biomasa como materia prima, por lo que en este trabajo se presenta evidencia de las rutas de producción de energía sustentable a partir de residuos de biomasa forestal (Flores, 2015).

## OBJETIVOS

El objetivo del presente trabajo fue describir los diferentes procesos a través de los cuales se puede obtener energía a partir de residuos de biomasa forestal, así como el potencial que tienen estos residuos en la producción de los diferentes tipos de bioenergéticos.

### Generación de residuos forestales

El volumen de la producción forestal en México se divide en dos grandes grupos: maderable y no maderable. El primero está constituido por materiales leñosos y el segundo por semillas, resinas, fibras, gomas, ceras, rizomas, hojas, pencas y tallos. Según el anuario estadístico de la producción forestal 2015, la producción forestal maderable en



México fue de 6.1 millones de metros cúbicos-rollo (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales [Semarnat], 2015). Los principales estados productores fueron Durango (28.5%), Chihuahua (18.1%), Michoacán (7.0%), Jalisco (6.7%) y Oaxaca (6.7%), con una producción total de 4.1 millones de metros cúbicos-rollo. Los principales productos que se obtuvieron durante el año 2015 fueron: madera para aserrío (73.2%), combustibles (leña y carbón) con 11.8% y el restante 15.0% se destinó a celulósicos, chapa, triplay, postes, pilotes y morillos (Semarnat, 2015).

Durante la producción de madera existe una gran generación de residuos, los cuales se dividen en dos clases: 1) los que proceden de operaciones forestales como recolección y extracción y 2) los que se generan en la industria durante el proceso de fabricación de madera. En la tabla 1 se enlista la cantidad de residuos generados en la industria forestal en sus diferentes etapas; en ella se puede resaltar que tan solo 28% del total de un árbol se utiliza como madera y el resto se considera residuo (Food and Agriculture Organization of the United Nations [FAO], 1991).

A diferencia de otras industrias, las forestales tienen la ventaja de poder utilizar sus residuos para contribuir

con las necesidades energéticas. Existen diferentes rutas para el aprovechamiento de estos residuos y se describen en la siguiente sección.

### Bioenergía a partir de residuos forestales

La bioenergía se define como la energía derivada u obtenida a partir de biomasa, la cual incluye organismos vivos y materia orgánica originada en un proceso biológico, espontáneo o provocado (Lee y Shah, 2012). Los recursos de biomasa son materia orgánica en la que la energía se encuentra almacenada en enlaces químicos, generalmente en carbono, hidrógeno, oxígeno, nitrógeno y azufre, en proporciones menores. Las plantas, a través de la fotosíntesis, producen carbohidratos que forman los bloques de construcción de la biomasa (Saxena, Adhikari y Goyal, 2009). Durante la fotosíntesis se captura dióxido de carbono y vapor de agua que, con ayuda de la luz solar, se convierte en glucosa, la cual da origen a almidones, celulosa, hemicelulosa y lignina, entre otros. El término 'biomasa primaria' cubre una amplia gama de materiales orgánicos producidos a partir de plantas (Salinas y Gasca, 2009). Las fuentes de biomasa más importantes para la generación de energía son residuos agrícolas, forestales, del procesamiento de la madera y cultivos realizados exclusivamente para su aprovechamiento energético.

Actualmente, la biomasa contribuye aproximadamente en 10% del suministro de energía a escala mundial (Edenhofer, 2011). La biomasa puede ser convertida en tres principales tipos de productos: 1) energía eléctrica y calor, 2) combustible para el sector de transporte y 3) materia prima para la producción de químicos (Cherubini, 2010). En los últimos años, se han desarrollado varias tecnologías enfocadas principalmente en la mejora de algunas formas de biomasa, la optimización en su transporte y almacenamiento y, mayormente, en la conversión de la biomasa a biocombustibles. Los procesos de conversión de la biomasa se clasifican generalmente en termoquímicos y bioquímicos. En la figura 1 se muestran los principales procesos de conversión de biomasa y sus productos energéticos.

TABLA 1. Distribución de un árbol corriente utilizado para madera de aserrío. Tomado de FAO (1991).

<i>Parte o producto del árbol</i>	<i>Proporción (%)</i>
Recolección y extracción:	
- Copa, ramas y follaje	23
- Tocón (excluidas raíces)	10
- Aserrín	5
Aserrío:	
- Virutas, costeros y recortes	17
- Aserrín y menudos	7.5
- Pérdidas varias	4
- Corteza	5.5
- Madera Aserrada	28
Total	100

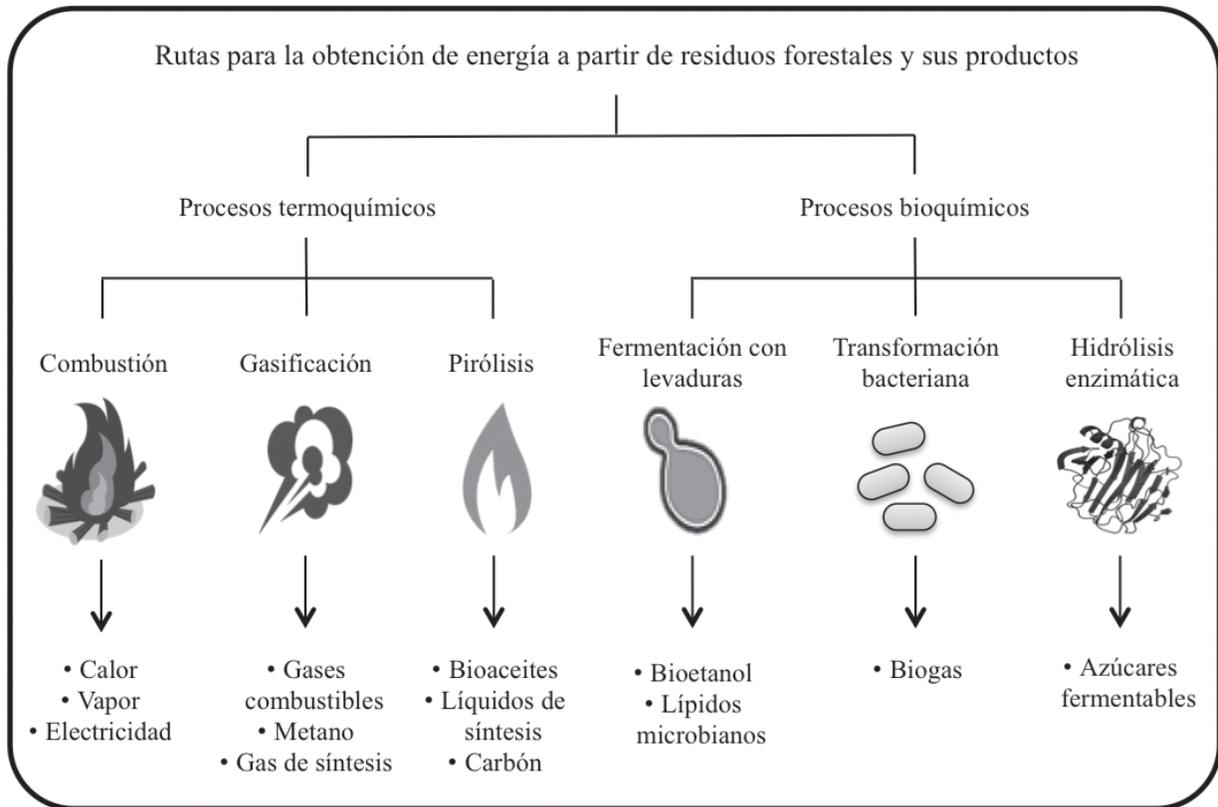


FIGURA 1. Rutas para la obtención de energía a partir de residuos forestales.

### Procesos de conversión termoquímica

La conversión termoquímica de la biomasa es la tecnología más utilizada en la actualidad y los principales procesos aplicados para la producción de energía son: combustión, gasificación y pirólisis. La mayor parte de la energía de la biomasa es consumida de forma doméstica y por industrias relacionadas con la madera. Esto se lleva a cabo por combustión directa de la biomasa, para producir calor o vapor que impulsa una turbina o generador para producir electricidad. Los procesos de gasificación se utilizan para convertir la biomasa en un gas combustible o gas de síntesis que se utiliza para impulsar una turbina de gas de ciclo combinado de alta eficiencia o en la producción de biocombustibles líquidos. También, la biomasa es transformada en aceite por pirólisis, el cual es fácil de almacenar y transportar. Todos estos procesos de conversión termoquímica se detallan en las siguientes secciones.

### Combustión

‘Combustión directa’ se refiere a la quema de biomasa en presencia de aire, esta combustión es usada comúnmente para convertir la energía química almacenada en la biomasa en calor, energía mecánica o electricidad. Es posible quemar cualquier tipo de biomasa con contenido de humedad menor a 50%; en caso contrario, es necesario un pretratamiento de secado. La combustión de biomasa ha sido comúnmente usada desde la antigüedad a pequeña escala para cocina doméstica y calefacción de espacios. Sin embargo, este tipo de combustión directa es considerada ineficiente debido a que se pierde entre 30% y 90% de transferencia de calor durante el proceso (Demirbas, 2001). La combustión de biomasa a gran escala se puede llevar a cabo en estufas, hornos, calderas, turbinas de vapor y turbogeneradores, en los cuales la transferencia de calor es mucho más eficiente (Tarelho, Neves y Matos, 2011). Actualmente, se ha escalado a plantas industriales



en un intervalo de 100 MW a 3000 MW; de esta manera la combustión de biomasa contribuye significativamente al suministro de energía global (McKendry, 2002).

La quema de biomasa produce ciertos contaminantes, incluyendo polvos y gases de lluvia ácida como dióxido de azufre y óxido nitroso, pero la cantidad de contaminantes producidos es 90% menor que los que se producen durante la combustión de carbón y combustibles fósiles (Vanneste, van Gerven, van der Putten, van der Bruggen y Helsen, 2011). Por otro lado, la combustión de carbón es de gran interés debido a que presenta una alta eficiencia de conversión. La cocombustión de biomasa con carbón es un proceso de conversión prometedor, ya que en este se combina la alta eficiencia de conversión y transporte del carbón con reducción en la emisión de gases durante la quema de biomasa (Nussbaumer, 2003).

Nunes, Matias y Catalão (2014) indicaron que para evaluar el potencial de combustión de la biomasa es necesario considerar varios aspectos, entre los cuales se encuentran algunas propiedades físicas y químicas como el contenido de humedad, el contenido de carbono, el valor calorífico y la densidad. Todos estos aspectos son de gran importancia, ya que determinan el uso y la aplicación real que puede darse a cada tipo de biomasa. El valor calorífico se refiere a la cantidad de energía generada por kilogramo de sustancia durante el proceso de combustión. La biomasa de madera y residuos agroindustriales contienen entre 12 MJ/kg y 18 MJ/kg de valor calorífico, mientras que los *pellets* tienen valores ligeramente superiores (20 MJ/kg) y el carbón contiene 28 MJ/kg. Si bien los valores caloríficos de la biomasa y de los *pellets* son menores al del carbón, la combustión de biomasa presenta la ventaja de reducir las emisiones de gases contaminantes. Además, si los *pellets* se producen a partir de residuos forestales, se tiene un doble beneficio ambiental y se crea una fuente de energía renovable.

### Gasificación

La gasificación permite convertir la biomasa sólida en un gas combustible a través de una serie de reacciones químicas que se producen a elevadas temperaturas (750 °C -

900°C) con el uso de aire, oxígeno, vapor de agua o una mezcla de ellos como agente oxidante (Martínez, Lora y González, 2015). Con este proceso se pueden producir gases con valor calorífico de 4 MJ/m<sup>3</sup> a 6 MJ/m<sup>3</sup>, los cuales pueden utilizarse para combustión directa o como combustible para motores y turbinas de gas. También, el gas producido puede usarse como materia prima en la producción de otros químicos, caso en el que recibe el nombre de gas de síntesis. La producción de gas de síntesis a partir de biomasa permite la producción de metano, hidrógeno, biogasolina y biodiesel, los cuales son de gran importancia en el futuro de los combustibles (McKendry, 2002).

### Pirólisis

La pirólisis es un proceso termoquímico en el cual la biomasa se convierte en líquido (bioaceites y biocrudos), carbón y gases no condensables, ácido acético, acetona y metanol, calentando la biomasa alrededor de 500 °C en ausencia de oxígeno. Este proceso puede ser ajustado para favorecer la producción de carbón, aceites y gas con una eficiencia de 95%. Los tres productos siempre se generan durante este proceso, pero las proporciones pueden variar ajustando los parámetros. En el caso de pirólisis rápida, la biomasa se calienta a 500 °C durante un segundo, con lo que se obtiene un rendimiento de productos de 75% de líquido, 12% de sólido y 13% de gas. Este tipo de proceso es de gran interés para la producción de combustibles líquidos, los cuales pueden almacenarse y transportarse fácilmente, para su posterior uso en la producción de energía y otros productos químicos (Bridgwater, 2012).

### Procesos de conversión bioquímica

La biomasa puede transformarse en formas de energía más útiles mediante la diversificación de los procesos aplicados. Existen varios procesos bioquímicos de conversión de biomasa a energéticos que proporcionan ventajas ambientales y económicas, ya que se llevan a cabo bajo condiciones de reacción más suaves en comparación con los procesos termoquímicos. Los procesos bioquímicos más comunes son la hidrólisis enzimática, la fermentación

y la digestión anaerobia; los principales bioenergéticos obtenidos a partir de estos son bioetanol, biobutano, biodiesel y biogás. De estos, el etanol es el biocombustible comúnmente producido por fermentación, pero la generación de otros compuestos químicos en un proceso integral es objeto de muchas investigaciones y actividades de desarrollo en la actualidad (Boucher, Chirat y Lachenal, 2014; Hill, Nelson, Tilman, Polasky y Tiffany, 2006; Koppram, Tomás-Pejó, Xiros y Olsson, 2014; Tsuji, Yokota, Kudoh y Hoshino, 2014).

### Pretratamiento

El pretratamiento es un proceso requerido previo a la hidrólisis enzimática, el cual consiste en la ruptura de la estructura de lignina y las estructuras cristalinas de celulosa con la finalidad de obtener cadenas de celulosa y hemicelulosa disponibles para las enzimas (Himmel *et al.*, 2007) (Fig. 2). El proceso de pretratamiento puede ayudar a la transformación de los residuos forestales en biocombustibles, con él se incrementa la digestibilidad enzimática y a su vez los rendimientos de producción de azúcares fermentables. En la literatura se pueden encontrar diferentes

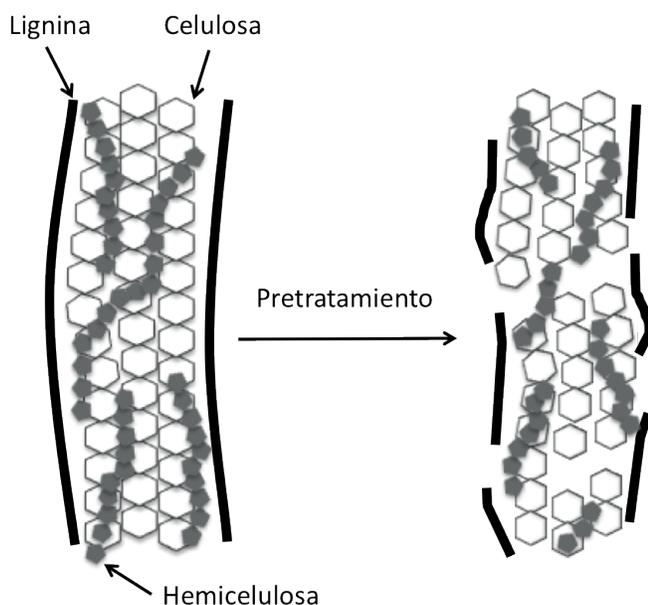


FIGURA 2. Efecto del proceso de pretratamiento en la biomasa lignocelulósica.

pretratamientos, los más utilizados se clasifican en físicos, fisicoquímicos, químicos y biológicos y en algunos estudios se utilizan en combinación (Chandra *et al.*, 2007).

El primer paso crítico para una hidrólisis eficiente es el pretratamiento físico, el cual consiste en la reducción de tamaño de la biomasa, ya que se ha demostrado que el tamaño y el contenido de humedad tienen un importante efecto en la posterior hidrólisis (Cullis, Saddler y Mansfield, 2004). Existen muchos tipos de molinos considerados eficientes durante la producción de biocombustibles a partir de biomasa; sin embargo, presentan el inconveniente de requerir grandes cantidades de energía, lo cual a su vez incrementa los costos de producción (Haghighi *et al.*, 2013). Debido a esto, en los últimos años se han estudiado otros procesos físicos y termo-físicos para la reducción del tamaño de partícula. Uno de ellos es el proceso de extrusión, el cual presenta las ventajas de obtener alto cizallamiento de la biomasa, tiempos de residencia cortos, uso de temperaturas moderadas, ausencia de producción de inhibidores, adaptabilidad, fácil escalamiento, funcionamiento en continuo y no produce efluentes (Zheng y Rehmann, 2014). Otro método termo-físico estudiado en los últimos años es la explosión de vapor y se ha demostrado su eficiencia y optimización durante el pretratamiento de residuos forestales (Janzon *et al.*, 2014) y biomasa forestal como materia prima a escala laboratorio (Cotana, Buratti, Barbanera y Lascaro, 2015). Por otro lado, Di Risio, Hu, Saville, Liao y Lortie (2011) evaluaron la hidrólisis enzimática de biomasa forestal pretratada con explosión de vapor en una escala de 200:l, mediante el monitoreo de la producción de azúcares fermentables e inhibidores. Los factores estudiados fueron composición del coctel enzimático, cantidad de biomasa y temperatura de hidrólisis, así como las condiciones de pretratamiento más adecuadas. Ellos observaron que después de 48 h de reacción no hubo aumento en la concentración de azúcares, incluso con un aumento de la biomasa forestal, lo cual indica una inhibición severa de la reacción. También determinaron que un pretratamiento de 200 °C durante 8 min conduce a una hidrólisis eficiente; mientras que un aumento en la temperatura por arriba de 205 °C destruye



la hemicelulosa, disminuyendo la producción de azúcares. Por lo tanto, se requieren estrategias para solucionar los problemas técnicos de la hidrólisis enzimática a escala industrial para la obtención de azúcares fermentables a niveles comercialmente relevantes. Además, como existe una variación en la composición de los residuos dependiente de su origen, debe realizarse una optimización del proceso y resolución de problemas técnicos para cada caso en específico.

También existen pretratamientos biológicos señalados como eficientes y de bajo costo, que generalmente involucran el uso de hongos productores de enzimas degradantes de la lignina; sin embargo, tienen como desventaja que requieren largos tiempos de incubación (López *et al.*, 2013; Wan y Li, 2012). En contraste con lo anterior, el uso de ácidos en concentraciones diluidas y altas temperaturas (140 °C a 200 °C) logra que la celulosa contenida en la biomasa sea más accesible para la sacarificación enzimática (Cheng y Timilsina, 2011).

En conclusión, un pretratamiento efectivo debe tener las siguientes características: preservar las fracciones de hexosas y pentosas, limitar la formación de inhibidores del crecimiento microbiano durante la fermentación, minimizar la demanda de energía, disminuir costos y no generar efluentes contaminantes (Mosier *et al.*, 2005). Por otro lado, debido a la diversificación de los sustratos, es importante establecer una técnica de recolección de los residuos forestales altamente ordenada, en la cual sea mínima la variación en la composición de la mezcla de sustratos. Una vez establecida la biomasa forestal que se usará para la producción de bioenergía, se requieren estudios de optimización del proceso de pretratamiento a escala industrial que maximicen la posterior hidrólisis enzimática.

#### *Hidrólisis enzimática*

Los procesos de conversión bioquímica basados en fermentación requieren la hidrólisis de celulosa y hemicelulosa contenidas en la biomasa para la obtención de azúcares fermentables. La hidrólisis enzimática con celulasas y hemicelulasas, en sinergia, ha sido bien estudiada y

presenta la ventaja de tener altos rendimientos de conversión y sus condiciones de reacción son menos corrosivas y tóxicas en comparación con la hidrólisis ácida (Liguori, Amore y Faraco, 2013). En la tabla 2 se muestran estudios recientes de hidrólisis enzimática de residuos forestales con preparados enzimáticos comerciales. En estos estudios se evalúa el rendimiento en la producción de azúcares fermentables para su posterior uso en la producción biocombustibles.

Si bien se ha encontrado que el uso de enzimas es eficiente en la producción de biocombustibles, el costo de estas sigue siendo un desafío. Klein-Marcuschamer, Oleskiewicz-Popiel, Simmons y Blanch (2012) realizaron un análisis tecnoeconómico de la producción de biocombustibles con el uso de enzimas, considerando el costo de la materia prima, los tiempos de fermentación y las enzimas. Ellos concluyen que es necesaria la disminución del costo de las enzimas para la obtención de un biocombustible económicamente competente en el mercado. Debido a esto, se han realizado varios estudios acerca de la búsqueda de microorganismos productores de enzimas útiles en la hidrólisis de residuos (Ayala-Mendivil, De los Angeles Calixto-Romo, Amaya-Delgado, Casas-Godoy y Sandoval, 2016), así como de la optimización en la producción de enzimas celulasas (Deswal, Khasa y Kuhad, 2011), hemicelulasas (Kar *et al.*, 2013) y ligninasas (Rodríguez y Sanromán, 2005) a nivel de laboratorio. Una vez optimizada la generación de preparados enzimáticos con actividad lignocelulolítica, la producción podría integrarse en el proceso general de obtención de biocombustibles, como se muestra en la figura 3 y, de esta manera, lograr una disminución de costos de producción.

#### *Fermentación*

La fermentación consiste en el uso de microorganismos para convertir un sustrato fermentable en productos recuperables como biomasa, alcoholes y ácidos orgánicos. Las hexosas, principalmente glucosa, constituyen el sustrato más asimilable por los microorganismos, mientras que las pentosas (azúcares de hemicelulosa), glicerina y otros compuestos requieren de organismos específicos o modifi-

Tabla 2. Hidrólisis enzimática de residuos forestales y su pretratamiento.

Biomasa	Enzimas	Pretratamiento	Rendimiento	Referencia
Residuos de la industria maderera	Enzimas de <i>Aspergillus niger</i> (Sigma-Aldrich Co.)	Termo-químico	130 mg/g azúcares	Jin <i>et al.</i> (2016)
Residuos forestales	Cellic Ctec2 (Novozymes)	Fúngico con <i>Ceriporiopsis subvermispora</i>	40% glucosa 30% xilosa	Ge, Matsumoto, Keith y Li (2015)
Tres diferentes residuos forestales	Accellerase 1500 (Genencor)	Termo-físico	16% - 77% azúcares	Nitsos, Choli-Papadopoulou, Matis y Triantafyllidis (2016)
Residuos forestales	Celluclast 1.5 L (Novozyme)	Termo-físico	55% azúcares	Janzon <i>et al.</i> (2014)
Residuos de la industria maderera	Seis diferentes preparados de enzimas comerciales	Termo-físico	50 mg/ml glucosa 20 mg/ml xilosa	Di Rasio <i>et al.</i> (2011)
Madera	Cellic Ctec2 (Novozymes)	Termo-físico	60% - 80% azúcares	Cotana <i>et al.</i> (2015)

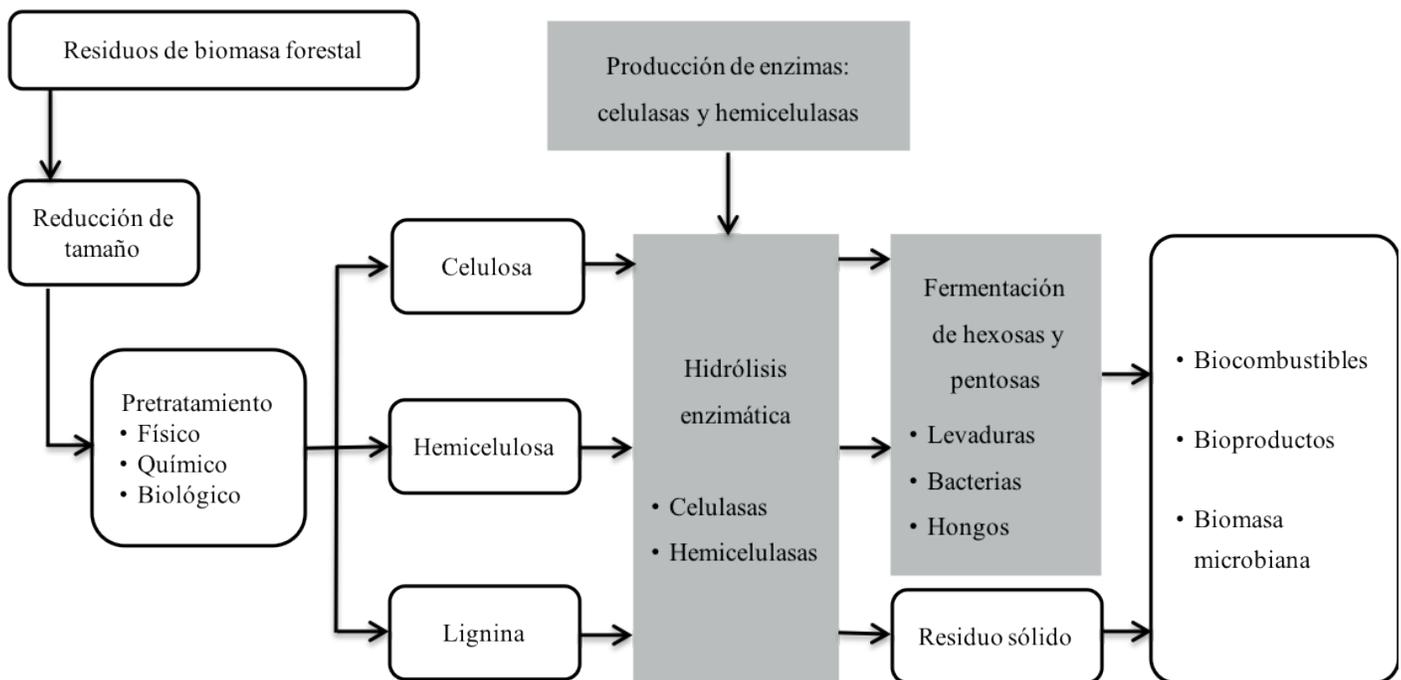


Figura 3. Aprovechamiento integral de residuos de la biomasa forestal para la producción de biocombustibles a través de procesos bioquímicos.



cados para llevar a cabo la conversión a etanol. Existen diversos microorganismos que pueden realizar la fermentación de azúcares obtenidos de residuos forestales. Estos dos procesos 1) hidrólisis de los residuos forestales o saccharificación y 2) fermentación, pueden llevarse a cabo por separado o de forma simultánea. En la tabla 3 se presentan estudios recientes de la producción de biocombustibles a partir de residuos forestales mediante hidrólisis enzimática y fermentación.

El biocombustible mayormente producido por fermentación es el etanol, seguido de butanol y acetona. Durante la producción de etanol se utilizan principalmente levaduras que llevan a cabo la fermentación alcohólica, sin embargo, también se ha registrado el proceso de hidrólisis enzimática y fermentación por hongos filamentosos y bacterias. Sasaki, Kushiki, Asada y Nakamura (2014) lograron la producción de la mezcla de etanol, acetona y butanol (EAB) a partir de residuos forestales mediante hidrólisis enzimática y fermentación utilizando una bacteria. En este estudio se comparó la hidrólisis y fermentación llevada a cabo por separado y de forma simultánea, obteniendo un rendimiento de producción de EAB de 15.29 g/l y 13.41 g/l, respectivamente. Otros estudios acerca de la producción de etanol a partir de residuos forestales y de madera presentan rendimientos de producción entre 15 g/l y 16 g/l (Kaushal, Sharma y Dogra, 2016; Tsuji *et al.*, 2014). En contraste, Wang, Zhu, Zalesny y Chen (2012) obtuvieron un rendimiento de producción de etanol de 29.7 g/l; en este trabajo determinaron que para mejorar la eficiencia en la producción de etanol es muy importante aplicar un pretratamiento eficiente de los residuos forestales.

Por otro lado, a medida que la investigación sobre biocombustibles avanza, la producción de lípidos microbianos a partir de biomasa lignocelulósica ha recibido atención considerable. Este interés se debe a que con el uso de lípidos microbianos para la producción de biocombustibles se evita el conflicto del uso de cultivos oleaginosos útiles en la alimentación. Otra ventaja es que se requiere una menor área para su producción en comparación con los cultivos de plantas oleaginosas (Rittmann, 2008). Los

lípidos microbianos pueden producirse a partir de azúcares fermentables provenientes de la hidrólisis de residuos forestales (Jin *et al.*, 2015). Actualmente, los trabajos de investigación se centran en la búsqueda de microorganismos oleaginosos y mejoramiento mediante ingeniería genética, métodos de recuperación de lípidos, así como la resolución de retos técnicos y factibilidad económica (Lian, Garcia-Perez, Coates, Wu y Chen, 2012; Niehus, Crutz-Le Coq, Sandoval, Nicaud y Ledesma-Amaro, 2017). La mayoría de los estudios son a nivel de laboratorio y utilizan como sustrato biomasa proveniente de cultivos ricos en almidones, siendo pocos los estudios en los cuales se utilizan residuos forestales (Dien *et al.*, 2016; Lee, Vadlani y Min, 2017).

#### *Transformación bacteriana*

La transformación bacteriana involucra la digestión anaerobia de material orgánico biodegradable en un intervalo de temperatura de 30 °C a 65 °C. El principal producto que se obtiene por este proceso es biogás, una mezcla de metano, dióxido de carbono y otras impurezas. Normalmente el biogás obtenido se purifica hasta obtener un gas con un contenido mayor a 97% de metano, el cual puede utilizarse como sustituto del gas natural (Chandra, Takeuchi y Hasegawa, 2012). Otros productos que pueden obtenerse por fermentación bacteriana son acetona, butanol y etanol; para tal fin, la especie *Clostridium acetobutylicum* ha sido utilizada en numerosas investigaciones (Sasaki *et al.*, 2014). Ahring y Westermann (2007) plantearon un diseño de biorefinería en el cual se encuentran de manera secuencial la producción de etanol con levaduras y una segunda fermentación del residuo con bacterias para la producción de hidrógeno y metano. Además, describen el aprovechamiento integral de la biomasa, así como de todos los subproductos generados durante el procesamiento. Muchas de las investigaciones actuales se centran en la producción de un solo biocombustible; sin embargo, es de gran importancia optimizar el aprovechamiento de la biomasa forestal mediante la generación de coproductos, para así lograr que sea un proceso rentable.

TABLA 3. Procesos de fermentación para la producción de etanol a partir de biomasa y residuos forestales.

Bioproceso		Sustrato	Producto	Referencia
Sacarificación	Fermentación			
Pretratamiento ácido y deslignificación con bisulfito de sodio + hidrólisis con enzimas comerciales	<i>Sacharomices cerevisiae</i> FPL-450	Residuos de madera	Bioetanol 29.7 g/l	Wang <i>et al.</i> (2012)
Hidrólisis con enzimas comerciales	Fermentación con <i>Clostridium acetobutylicum</i> NBRC 13948	Residuos forestales y de la industria de la madera	Mezcla de acetona, butanol y etanol 15.29 g/l	Sasaki <i>et al.</i> (2014)
Pretratamiento ácido + hidrólisis con enzimas comerciales	<i>Sacharomices cerevisiae</i>	Residuos forestales	Bioetanol 37.5 g/100 g de azúcares	Messaoudi, Smichi, Allaf, Allaf y Gargouri (2015)
Pretratamiento ácido + hidrólisis enzimática ( <i>Trichoderma harzianum</i> )	Co-cultivo <i>Sacharomices cerevisiae</i> MTCC 3089 + <i>Pichia stipitis</i> NCIM 3498	Madera de <i>Populus deltoides</i>	Bioetanol 15.6 g/l	Kaushal <i>et al.</i> (2016)
Hidrólisis y fermentación simultánea por <i>Phlebia sp.</i> MG-60		Madera de <i>Quercus serrata</i>	Bioetanol	Kamei, Hirota y Meguro (2012)
Técnica de fermentación directa utilizando la levadura <i>Mrakia blollopis</i> SK-4 + conversión enzimática con lipasas		Madera	Bioetanol 16 g/l	Tsuji <i>et al.</i> (2014)

### Comentarios finales

En conclusión, los beneficios del uso de residuos forestales para la producción de bioenergéticos son:

- Ambientales: la reducción de las emisiones de gases de efecto invernadero con el uso de algunos biocombustibles y revalorización de los residuos forestales que no se utilizan actualmente. Otra ventaja de utilizar residuos forestales como biomasa para la producción de bioenergéticos es que durante su generación no existe el uso de pesticidas ni fertilizantes contaminantes que se utilizan en el caso de cultivos agrícolas y que se han relacionado con el efecto invernadero.
- Económicos y sociales: el establecimiento de biorefinerías en el país será una nueva fuente de empleos. Además, con la descentralización de la biomasa forestal y otros residuos lignocelulósicos, estos

empleos se generarán en distintas regiones del país, lo cual minimizará el transporte por largas distancias del biocombustible generado. No obstante, para alcanzar estos objetivos serán necesarios incentivos y normas que promuevan y aseguren la calidad de los biocombustibles.

Si bien ya han sido descritas las ventajas de la producción de biocombustibles a partir de biomasa forestal, ahora es importante resaltar los desafíos a los cuales se enfrenta esta nueva tecnología:

- Uno de los principales atractivos de los biocombustibles es el menor impacto ambiental durante su combustión, comparado con el del combustible fósil. Sin embargo, es importante considerar el gasto energético y los residuos generados durante su producción; es decir, aún es necesario seleccionar un proceso



óptimo para un máximo aprovechamiento de la biomasa. Para esto se necesita hacer una homogenización de las técnicas para comparar las rutas de generación de energía y sus productos, con base en rendimientos energéticos, coproductos y generación de residuos.

- Otro aspecto que requiere especial atención es la factibilidad económica de las biorefinerías. Es necesario el aprovechamiento integral de otros subproductos como la lignina y proteínas contenidas en la biomasa forestal, así como otros coproductos generados durante el proceso.
- También es necesario establecer políticas y normas estrictas acerca del uso de los residuos forestales de manera sustentable, para evitar la sobreexplotación de este recurso y la deforestación, así como basar la producción de bioenergéticos en diversas fuentes de biomasa en sinergia con los residuos forestales y de madera.

## REFERENCIAS

- Ahring, B. K., & Westermann, P. (2007). Coproduction of Bioethanol with Other Biofuels. In L. Olsson (ed.), *Biofuels* (pp. 289–302). Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg. doi: 10.1007/10\_2007\_067
- Akhtari, S., Sowlati, T., & Day, K. (2014). Economic feasibility of utilizing forest biomass in district energy systems - A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 33, 117–127. doi: 10.1016/j.rser.2014.01.058
- Ayala-Mendivil, N., De Los Angeles Calixto-Romo, M., Amaya-Delgado, L., Casas-Godoy, L., & Sandoval, G. (2016). High throughput screening: Developed techniques for cellulolytic and xylanolytic activities assay. *Combinatorial Chemistry and High Throughput Screening*, 19(8). doi: 10.2174/1386207319666160810105808
- Baral, A., & Guha, G. S. (2004). Trees for carbon sequestration or fossil fuel substitution: The issue of cost vs. carbon benefit. *Biomass and Bioenergy*, 27(1), 41–55. doi: 10.1016/j.biombioe.2003.11.004
- Boucher, J., Chirat, C., & Lachenal, D. (2014). Extraction of hemicelluloses from wood in a pulp biorefinery, and subsequent fermentation into ethanol. *Energy Conversion and Management*, 88, 1120–1126. doi: 10.1016/j.enconman.2014.05.104
- Bridgwater, A. V. (2012). Review of fast pyrolysis of biomass and product upgrading. *Biomass and Bioenergy*, 38, 68–94. doi: 10.1016/j.biombioe.2011.01.048
- Chandra, R. P., Bura, R., Mabee, W. E., Berlin, A., Pan, X., & Saddler, J. N. (2007). Substrate Pretreatment: The Key to Effective Enzymatic Hydrolysis of Lignocellulosics? In L. Olsson (ed.), *Biofuels* (pp. 67–93). Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg. doi: 10.1007/10\_2007\_064
- Chandra, R., Takeuchi, H., & Hasegawa, T. (2012). Methane production from lignocellulosic agricultural crop wastes: A review in context to second generation of biofuel production. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 16(3), 1462–1476. doi: 10.1016/j.rser.2011.11.035
- Cheng, J. J., & Timilsina, G. R. (2011). Status and barriers of advanced biofuel technologies: A review. *Renewable Energy*, 36(12), 3541–3549. doi: 10.1016/j.renene.2011.04.031
- Cherubini, F. (2010). The biorefinery concept: Using biomass instead of oil for producing energy and chemicals. *Energy Conversion and Management*, 51(7), 1412–1421. doi: 10.1016/j.enconman.2010.01.015
- Cherubini, F., Bird, N. D., Cowie, A., Jungmeier, G., Schlamadinger, B., & Woess-Gallasch, S. (2009). Energy- and greenhouse gas-based LCA of biofuel and bioenergy systems: Key issues, ranges and recommendations. *Resources, Conservation and Recycling*, 53(8), 434–447. doi: 10.1016/j.resconrec.2009.03.013
- Conde, L. A., Salas, G. V., Centeno, S. P., Leal, A., & Escalona, V. (2013). *Tendencias de las emisiones. Inventario Nacional de Emisiones de Gases de Efecto Invernadero 1990-2010* (Vol. 1). México. doi: 10.1017/CBO9781107415324.004
- Cotana, F., Buratti, C., Barbanera, M., & Lascaro, E. (2015). Optimization of the steam explosion and enzymatic hydrolysis for sugars production from oak woods. *Bioresource Technology*, 198, 470–477. doi: 10.1016/j.biortech.2015.09.047
- Cullis, I. F., Saddler, J. N., & Mansfield, S. D. (2004). Effect of Initial Moisture Content and Chip Size on the

- Bioconversion Efficiency of Softwood Lignocellulosics. *Biotechnology and Bioengineering*, 85(4), 413–421. doi: 10.1002/bit.10905
- Demirbas, A. (2001). Biomass resource facilities and biomass conversion processing for fuels and chemicals. *Energy Conversion and Management*, 42, 1357–1378.
- Deswal, D., Khasa, Y. P., & Kuhad, R. C. (2011). Optimization of cellulase production by a brown rot fungus *Fomitopsis* sp. RCK2010 under solid state fermentation. *Bioresource Technology*, 102(10), 6065–6072. doi: 10.1016/j.biortech.2011.03.032
- Di Risio, S., Hu, C. S., Saville, B. A., Liao, D., & Lortie, J. (2011). Large-scale, high-solids enzymatic hydrolysis of steam-exploded poplar. *Biofuels, Bioproducts and Biorefining*, 5(6), 609–620. doi: 10.1002/bbb.323
- Dien, B. S., Zhu, J. Y., Slininger, P. J., Kurtzman, C. P., Moser, B. R., O'Bryan, P. J., Gleisner, R., & Cotta, M. A. (2016). Conversion of SPORL pretreated Douglas fir forest residues into microbial lipids with oleaginous yeasts. *RSC Adv.*, 6(25), 20695–20705. doi: 10.1039/C5RA24430G
- Edenhofer, O. (2011). *The IPCC Special Report on Renewable Energy Sources and Climate Change Mitigation*. New York. Recuperado de [https://www.pik-potsdam.de/members/edenh/talks/NewYork\\_Edenhofer\\_v03.pdf](https://www.pik-potsdam.de/members/edenh/talks/NewYork_Edenhofer_v03.pdf)
- Flores, M. (2015). *CEMIE-BIO: los frutos de la biomasa*. PROYECTO FSE. Recuperado de <http://proyectofse.mx/2016/02/03/cemie-bio-los-frutos-la-biomasa/>
- Food and Agriculture Organization of the United Nations [FAO]. (1991). Aprovechamiento potencial de los residuos de madera para la producción de energía. In *Conservación de energía en las industrias mecánicas forestales* (Vol. 93). Roma, Italia: Food & Agriculture Org. Recuperado de <http://www.fao.org/docrep/T0269S/T0269S00.htm>
- Ge, X., Matsumoto, T., Keith, L., & Li, Y. (2015). Fungal Pretreatment of Albizia Chips for Enhanced Biogas Production by Solid-State Anaerobic Digestion. *Energy & Fuels*, 29(1), 200–204. doi: 10.1021/ef501922t
- Haghighi Mood, S., Hossein Golfeshan, A., Tabatabaei, M., Salehi Jouzani, G., Najafi, G. H., Gholami, M., & Ardjmand, M. (2013). Lignocellulosic biomass to bioethanol, a comprehensive review with a focus on pretreatment. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 27, 77–93. doi: 10.1016/j.rser.2013.06.033
- Hill, J., Nelson, E., Tilman, D., Polasky, S., & Tiffany, D. (2006). Environmental, economic, and energetic costs and benefits of biodiesel and ethanol biofuels. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 103(30), 11206–11210. doi: 10.1073/pnas.0604600103
- Himmel, M. E., Ding, S.-Y., Johnson, D. K., Adney, W. S., Nimlos, M. R., Brady, J. W., & Foust, T. D. (2007). Biomass recalcitrance: engineering plants and enzymes for biofuels production. *Science*, 315(5813), 804–7. doi: 10.1126/science.1137016
- Janzon, R., Schütt, F., Oldenburg, S., Fischer, E., Körner, I., & Saake, B. (2014). Steam pretreatment of spruce forest residues: Optimal conditions for biogas production and enzymatic hydrolysis. *Carbohydrate Polymers*, 100, 202–210. doi: 10.1016/j.carbpol.2013.04.093
- Jin, M., Slininger, P. J., Dien, B. S., Waghmode, S., Moser, B. R., Orjuela, A., Sousa, L. da C., & Balan, V. (2015). Microbial lipid-based lignocellulosic biorefinery: Feasibility and challenges. *Trends in Biotechnology*, 33(1), 43–54. doi: 10.1016/j.tibtech.2014.11.005
- Jin, S., Zhang, G., Zhang, P., Li, F., Fan, S., & Li, J. (2016). Thermo-chemical pretreatment and enzymatic hydrolysis for enhancing saccharification of catalpa sawdust. *Bioresource Technology*, 205, 34–39. doi: 10.1016/j.biortech.2016.01.019
- Kamei, I., Hirota, Y., & Meguro, S. (2012). Integrated delignification and simultaneous saccharification and fermentation of hard wood by a white-rot fungus, *Phlebia* sp. MG-60. *Bioresource Technology*, 126, 137–141. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2012.09.007>
- Kar, S., Sona Gauri, S., Das, A., Jana, A., Maity, C., Mandal, A., Das Mohapatra, P. K., Pati, B. R., & Mondal, K. C. (2013). Process optimization of xylanase production using cheap solid substrate by *Trichoderma reesei* SAF3 and study on the alteration of behavioral properties of enzyme obtained from SSF and SmF. *Bioprocess and Biosystems Engineering*, 36(1), 57–68. doi: 10.1007/s00449-012-0761-x



- Kaushal, R., Sharma, N., & Dogra, V. (2016). Molecular characterization of glycosyl hydrolases of *Trichoderma harzianum* WF5 - A potential strain isolated from decaying wood and their application in bioconversion of poplar wood to ethanol under separate hydrolysis and fermentation. *Biomass and Bioenergy*, 85, 243–251. doi: 10.1016/j.biombioe.2015.12.010
- Klein-Marcuschamer, D., Oleskowicz-Popiel, P., Simmons, B. A., & Blanch, H. W. (2012). The challenge of enzyme cost in the production of lignocellulosic biofuels. *Biotechnology and Bioengineering*, 109(4), 1083–1087. doi: 10.1002/bit.24370
- Koppram, R., Tomás-Pejó, E., Xiros, C., & Olsson, L. (2014). Lignocellulosic ethanol production at high-gravity: Challenges and perspectives. *Trends in Biotechnology*, 32(1), 46–53. doi: 10.1016/j.tibtech.2013.10.003
- Le Quéré, C., Andrew, R. M., Canadell, J. G., Sitch, S., Ivar Korsbakken, J., Peters, G. P., ..., & Zaehle, S. (2016). Global Carbon Budget 2016. *Earth System Science Data*, 8(2), 605–649. doi: 10.5194/essd-8-605-2016
- Lee, J.-E., Vadlani, P. V., & Min, D. (2017). Sustainable Production of Microbial Lipids from Lignocellulosic Biomass Using Oleaginous Yeast Cultures. *Journal of Sustainable Bioenergy Systems*, 7(1), 36–50. doi: 10.4236/jsbs.2017.71004
- Lee, S., & Shah, Y. T. (2012). *Biofuels and bioenergy: processes and technologies*. (S. Lee & Y. T. Shah, Eds.). London UK: CRC Press Inc.
- Lian, J., Garcia-Perez, M., Coates, R., Wu, H., & Chen, S. (2012). Yeast fermentation of carboxylic acids obtained from pyrolytic aqueous phases for lipid production. *Bioresource Technology*, 118, 177–186. doi: 10.1016/j.biortech.2012.05.010
- Liguori, R., Amore, A., & Faraco, V. (2013). Waste valorization by biotechnological conversion into added value products. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 97(14), 6129–6147. doi: 10.1007/s00253-013-5014-7
- López, M. J., Suárez-Estrella, F., Vargas-García, M. C., López-González, J. A., Verstichel, S., Debeer, L., Wierinck, I., & Moreno, J. (2013). Biodelignification of agricultural and forest wastes: Effect on anaerobic digestion. *Biomass and Bioenergy*, 58, 343–349. doi: 10.1016/j.biombioe.2013.10.021
- Martínez, J. M. R., Lora, E. E. S., & González, L. N. L. (2015). *Bioenergía: Fuentes, conversión y sustentabilidad*. José María Rincón Martínez, Electo Eduardo Silva Lora.
- McKechnie, J., Colombo, S., Chen, J., Mabee, W., & Machlean, H. L. (2011). Forest Bioenergy or Forest Carbon? Assessing Trade - Offs in Greenhouse Gas Mitigation with Wood - Based Fuels. *Environ. Sci. Technol.*, 45(2), 789–795. doi: 10.1021/es1024004
- McKendry, P. (2002). Energy production from biomass (part 2): conversion technologies. *Reviews Issue*, 83(1), 47–54. doi: http://dx.doi.org/10.1016/S0960-8524(01)00119-5
- Messaoudi, Y., Smichi, N., Allaf, T., Allaf, K., & Gargouri, M. (2015). Effect of instant controlled pressure drop pretreatment of lignocellulosic wastes on enzymatic saccharification and ethanol production. *Industrial Crops and Products*, 77, 910–919. doi: 10.1016/j.indcrop.2015.09.074
- Mosier, N., Wyman, C., Dale, B., Elander, R., Lee, Y. Y., Holtzapple, M., & Ladisch, M. (2005). Features of promising technologies for pretreatment of lignocellulosic biomass. *Bioresource Technology*, 96(6), 673–686. doi: 10.1016/j.biortech.2004.06.025
- Niehus, X., Crutz-Le Coq, A.-M., Sandoval, G., Nicaud, J. M., & Ledesma-Amaro, R. (2017). Engineering *Yarrowia lipolytica* to enhance lipid production from lignocellulosic materials. *Biotechnology for Biofuels*, In Press.
- Nitsos, C. K., Choli-Papadopoulou, T., Matis, K. A., & Triantafyllidis, K. S. (2016). Optimization of hydrothermal pretreatment of hardwood and softwood lignocellulosic residues for selective hemicellulose recovery and improved cellulose enzymatic hydrolysis. *ACS Sustainable Chemistry and Engineering*, 4(9), 4529–4544. doi: 10.1021/acssuschemeng.6b00535
- Nunes, L. J. R., Matias, J. C. O., & Catalão, J. P. S. (2014). Mixed biomass pellets for thermal energy production: A review of combustion models. *Applied Energy*, 127, 135–140. doi: 10.1016/j.apenergy.2014.04.042
- Nussbaumer, T. (2003). Combustion and Co-combustion of Biomass: Fundamentals, Technologies, and Primary Measures for Emission Reduction. *Energy and Fuels*, 17(6), 1510–1521. doi: 10.1021/ef030031q

- Rittmann, B. E. (2008). Opportunities for renewable bioenergy using microorganisms. *Biotechnology and Bioengineering*, 100(2), 203–212. doi: 10.1002/bit.21875
- Rodríguez, S., & Sanromán, M. A. (2005). Application of solid-state fermentation to ligninolytic enzyme production. *Biochemical Engineering Journal*, 22(3), 211–219. doi: 10.1016/j.bej.2004.09.013
- Salinas, E., & Gasca, V. (2009). Los biocombustibles. *El Cotidiano*, (157), 75–82. Recuperado de <http://www.redalyc.org/pdf/325/32512739009.pdf>
- Sasaki, C., Kushiki, Y., Asada, C., & Nakamura, Y. (2014). Acetone-butanol-ethanol production by separate hydrolysis and fermentation (SHF) and simultaneous saccharification and fermentation (SSF) methods using acorns and wood chips of *Quercus acutissima* as a carbon source. *Industrial Crops and Products*, 62, 286–292. doi: 10.1016/j.indcrop.2014.08.049
- Saxena, R. C., Adhikari, D. K., & Goyal, H. B. (2009). Biomass-based energy fuel through biochemical routes: A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 13(1), 167–178. doi: 10.1016/j.rser.2007.07.011
- Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales [Semarnat]. (2015). *Anuario Estadístico de la Producción Forestal 2015*. Coyoacán, Ciudad de México. Recuperado de <https://www.gob.mx/semarnat/documentos/anuarios-estadisticos-forestales>
- Tarelho, L. A. C., Neves, D. S. F., & Matos, M. A. A. (2011). Forest biomass waste combustion in a pilot-scale bubbling fluidised bed combustor. *Biomass and Bioenergy*, 35(4), 1511–1523. doi: 10.1016/j.biombioe.2010.12.052
- Tsuji, M., Yokota, Y., Kudoh, S., & Hoshino, T. (2014). Improvement of direct ethanol fermentation from woody biomasses by the Antarctic basidiomycetous yeast, *Mrakia blollopis*, under a low temperature condition. *Cryobiology*, 68(2), 303–305. doi: 10.1016/j.cryobiol.2013.12.008
- Vanneste, J., van Gerven, T., van der Putten, E., van der Bruggen, B., & Helsen, L. (2011). Energetic valorization of wood waste: Estimation of the reduction in CO<sub>2</sub> emissions. *Science of the Total Environment*, 409(19), 3595–3602. doi: 10.1016/j.scitotenv.2011.04.059
- Wan, C., & Li, Y. (2012). Fungal pretreatment of lignocellulosic biomass. *Biotechnology Advances*, 30(6), 1447–1457. doi: 10.1016/j.biotechadv.2012.03.003
- Wang, Z. J., Zhu, J. Y., Zalesny, R. S., & Chen, K. F. (2012). Ethanol production from poplar wood through enzymatic saccharification and fermentation by dilute acid and SPORL pretreatments. *Fuel*, 95, 606–614. doi: 10.1016/j.fuel.2011.12.032
- Zheng, J., & Rehmann, L. (2014). Extrusion pretreatment of lignocellulosic biomass: A review. *International Journal of Molecular Sciences*, 15(10), 18967–18984. doi: 10.3390/ijms151018967

Manuscrito recibido el 13 de julio de 2017

Aceptado el 31 de abril de 2018

Publicado el 25 de octubre de 2018

Este documento se debe citar como:

Ayala-Mendivil, N., & Sandoval, G. (2018). Bioenergía a partir de residuos forestales y de madera. *Madera y Bosques*, 24(Núm. esp.), e2401877. doi: 10.21829/myb.2018.2401877



Madera y Bosques por Instituto de Ecología, A.C. se distribuye bajo una Licencia Creative Commons Atribución-No Comercial-Compartir Igual 4.0 Internacional.



# Escenarios de mitigación de emisiones para el sector rural del Estado de Chiapas utilizando modelos de estados y transiciones

## Emission mitigation scenarios for the rural sector of the State of Chiapas using state models and transitions

Sara Covaleda<sup>1</sup>, Fernando Paz-Pellat<sup>1,2\*</sup> y Alejandro Ranero<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Kibeltik Clima y Medio Ambiente A. C. San Cristóbal de las Casas, Chiapas.

<sup>2</sup> GRENASER - Colegio de Postgraduados Campus Montecillo, Montecillo, Estado de México.

\* Autor de correspondencia. ferpazpel@gmail.com

### RESUMEN

En el estado de Chiapas, donde las emisiones de los sectores Uso del Suelo, Cambio de Uso del Suelo y Silvicultura [Uscusys] y Agrícola (incluida la ganadería) abarcan 78% de las emisiones totales, es necesario plantear actividades de mitigación en el sector rural (en particular, la reducción de emisiones por deforestación y degradación forestal). En este trabajo se generaron curvas de costos de abatimiento y escenarios de mitigación para Chiapas utilizando los modelos de estados y transiciones (METs) elaborados para ocho regiones del estado. Estos modelos permiten conocer los impactos asociados con la transición entre un estado (uso del suelo o tipo de vegetación) inicial y otro final en términos de carbono y factores socio-económicos. Las restricciones consideradas fueron: costos de oportunidad positivos y negativos, subsidio, crédito y tasa de interés. El estado presenta un gran potencial de mitigación de emisiones en el sector rural, en particular las regiones Selva Maya y Altos. El análisis de distintos escenarios muestra que un costo de oportunidad de USD 4/t CO<sub>2</sub> a USD 6/t CO<sub>2</sub> es suficiente para una buena porción del potencial de mitigación de gases de efecto invernadero de Chiapas. El contar con subsidio y crédito para las actividades de implementación afecta el potencial de mitigación para determinados intervalos de costos de oportunidad; asimismo, las actividades con costos de oportunidad negativos son un área de oportunidad para mitigar emisiones reorientando las políticas públicas. Para mejorar la capacidad de análisis de los modelos es necesario incentivar la investigación sobre actividades relacionadas con la degradación forestal, manejo forestal sostenible e incremento de almacenes de carbono forestales y agropecuarios.

**PALABRAS CLAVE:** costos de oportunidad, curvas de abatimiento unitarias, REDD+, sector agropecuario.

### ABSTRACT

In the State of Chiapas, where emissions from the LULUCF (Land Use, Land Use Change and Forestry) and Agricultural (including livestock) sectors cover 78% of total emissions, it is necessary to propose mitigation activities in the rural sector (in particular the reduction of emissions from deforestation and forest degradation). In this work, abatement cost curves and mitigation scenarios for Chiapas were generated using state and transition models prepared for eight regions of the state. These models allow us to know the impacts associated with the transition between an initial state (land use or vegetation type) and a final one in terms of carbon and socio-economic factors. The restrictions considered were: positive and negative opportunity costs, subsidy, credit and interest rate. The state has great potential to mitigate emissions in the rural sector, particularly the Selva Maya and Altos regions. The analysis of different scenarios shows that an opportunity cost for USD 4/t CO<sub>2</sub> – USD 6/t CO<sub>2</sub> is enough for a good portion of the GHG mitigation potential of Chiapas. The subsidy and credit for the implementation activities affects the mitigation potential for certain ranges of opportunity costs, also, the activities with negative opportunity costs are an opportunity area to mitigate emissions reorienting public policies. To improve the analysis capacity of the models it is necessary to encourage research on activities related to forest degradation, sustainable forest management and increase of forest and agricultural carbon stores.

**KEYWORDS:** opportunity costs, abatement curves, REDD+, agricultural sector.

## INTRODUCCIÓN

Chiapas es un estado comprometido con la lucha contra el cambio climático; por ello, desde el año 2009 las instituciones gubernamentales apoyadas por centros de investigación y organizaciones de la sociedad civil han realizado grandes esfuerzos para preparar a la entidad para echar a andar los nuevos mecanismos de mitigación de emisiones discutidos en la Convención Marco de Naciones Unidas sobre el Cambio Climático [Cmnucc], en particular el mecanismo REDD+ (Reducción de emisiones por deforestación y degradación forestal más conservación, incrementos en los almacenes de carbono y manejo forestal sustentable). Este mecanismo es contemplado en el reciente Acuerdo de París de la Cmnucc, que en su Artículo 5 reconoce el papel de los bosques como sumideros y reservorios de carbono y se alienta a las partes a adoptar enfoques de política e incentivos positivos para REDD+, mediante pagos basados en resultados (Cmnucc, 2015).

El Programa de Acción ante el Cambio Climático de Chiapas, publicado en 2011 (Secretaría de Medio Ambiente e Historia Natural del Estado de Chiapas [Semahn], 2011), incluye un Inventario Estatal de Gases de Efecto Invernadero (Iegei) con año base 2005. Este Iegei mostró que las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) en el estado se concentran principalmente en el sector *Uscusys*, constituyendo 59% de las emisiones totales del estado (16 447 Gg CO<sub>2</sub>; de Jong *et al.*, 2010). Estas emisiones proceden, fundamentalmente, de la conversión de bosques a tierras agrícolas y pastizales (potreros) y de la degradación forestal. El segundo sector con mayores emisiones fue el agrícola (5392 Gg CO<sub>2</sub>; Jiménez *et al.*, 2010; 19% de las emisiones totales), principalmente por la fermentación entérica del ganado bovino y la fertilización nitrogenada de los suelos agrícolas. Estos datos explican la importancia para el estado de diseñar e implementar un mecanismo REDD+ con un enfoque de desarrollo rural sostenible bajo en emisiones, que responda a las necesidades propias de mitigación y a la realidad estatal, aunque aunado a los esfuerzos nacionales (Semahn, 2017).

Por otra parte, los datos obtenidos por el Sistema Nacional de Monitoreo Forestal para el estado indican

que en Chiapas se han deforestado 991 776 ha entre 1993 y 2011 y, en el mismo periodo, se han degradado 599 576 ha de bosques primarios (Comisión Nacional Forestal [Conafor], 2016). Estas cifras hacen de Chiapas el estado con mayor deforestación y degradación forestal de los cinco estados incluidos en la Iniciativa de Reducción de Emisiones Nacional (Conafor, 2016). Las tasas de pérdida de la cobertura de bosque detectadas en el estado han sido analizadas, además, en varios estudios. Vaca, Golicher, Cayuela, Hewson y Steininger (2012) documentaron la pérdida de 176 438 ha de bosques en el periodo 1990-2006. Por otra parte, Paz, Marín, Medrano, Ibarra y Pascual (2010) estimaron que la degradación forestal en el estado, definida como el paso de bosques conservados (cobertura > 30%) a bosques degradados (cobertura entre 10% y 30%), ascendió a 769 295 ha entre 1990 y 2009. Estos mismos autores estimaron que la deforestación entre 1990 y 2009 fue de 577 621 ha. Estudios realizados utilizando el mapa de deforestación de Hansen *et al.* (2013) señalan que en el estado se han perdido 303 600 ha entre 2001 y 2012 (Earth Innovation Institute, 2015). A pesar de los diferentes resultados obtenidos por estos trabajos, es claro que la deforestación y degradación forestal son problemas vigentes en el estado.

En cuanto a las causas directas de la deforestación asociadas al uso del suelo que sustituye al bosque tras la tala, según los datos de Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática [Inegi], 70% de la deforestación en Chiapas está relacionada con la actividad ganadera, principalmente con la práctica de la ganadería extensiva (Covaleda, Ranero y Aguilar, 2014). Por otra parte, la deforestación por agricultura se ha relacionado con la agricultura de subsistencia (maíz y frijol de temporal) en todo el estado y con la agricultura comercial (principalmente palma africana) en la región de la Selva Maya (Covaleda *et al.*, 2014).

La mitigación de emisiones en el sector Agricultura, Silvicultura y Otros Usos de la Tierra [Afolu, por sus siglas en inglés], además de los beneficios para el clima en términos de carbono capturado o reducción de emisiones, puede traer aparejados cobeneficios sociales y ambientales, los



cuales son normalmente valorados en términos cualitativos. Adicionalmente, las actividades de mitigación adoptadas pueden provocar efectos negativos no planeados sobre las personas o el medio ambiente (disminución de utilidades, riesgos para la seguridad alimentaria o riesgos para la biodiversidad), los cuales han de ser evaluados para un adecuado análisis de alternativas de actuación.

En México, los investigadores del Programa Mexicano del Carbono reconocieron la necesidad de valorar los impactos asociados con las actividades de mitigación a escala local, particularmente en el marco del desarrollo de la Estrategia Nacional REDD+, planteando, con este fin, el diseño de una herramienta sencilla para ser usada por tomadores de decisiones, basada en el marco conceptual de los modelos de estados y transiciones (Westoby, Walker y Noy-Meir, 1989; Stringham, Krueger y Shaver, 2001). Como área piloto se tomó el estado de Chiapas, donde se desarrollaron dos versiones de modelos, que han sido documentados en varias publicaciones (Covaleda, Paz y de Jong, 2012a, b; Paz y Covaleda, 2015; Covaleda, Paz y Ranero, 2016).

Los modelos son capaces de evaluar el impacto, en términos de carbono, de la aplicación de actividades de mitigación de emisiones en el sector Afolu, enfocadas a: la reducción de las emisiones por deforestación y degradación forestal, el incremento de los acervos de carbono forestal, el manejo forestal, la conservación, la forestación/reforestación y el incremento de los acervos de carbono a través de prácticas agrícolas y pecuarias sostenibles. A su vez, permiten incorporar restricciones a los análisis, acotando los resultados, por ejemplo, a actividades que no supongan una pérdida de utilidades o pérdida de empleo para los productores o identificando las necesidades de subsidio, entre otros. Estos modelos son, por tanto, potentes aliados para el diseño de políticas públicas multiobjetivo (Reyes, Covaleda, Perez y Paz, 2012) y permiten la generación de curvas de abatimiento y escenarios de mitigación a distintas escalas (municipal, regional y estatal). Una curva de abatimiento muestra los impactos de reducción de emisiones de una medida (actividad) y los costos asociados, permitiendo establecer un jerarquización del

costo-eficiencia de las distintas medidas de mitigación y, por tanto, la planificación temporal de medidas y el dimensionamiento de los esfuerzos asociados (Clerc, Díaz y Campos, 2013). Los escenarios de mitigación, por su parte, permiten estimar el potencial de mitigación de la aplicación de las actividades o medidas seleccionadas sobre una superficie geográfica dada, pudiéndose efectuar también proyecciones temporales.

## OBJETIVOS

Obtener curvas de costos de abatimiento (unitarias) y escenarios de mitigación (de intervención y potenciales), utilizando los modelos de estados y transiciones desarrollados por los autores de este trabajo en el estado de Chiapas (Paz *et al.*, 2012). Se consideraron diferentes tipos de restricciones con el fin de dar una idea de las potencialidades de esta herramienta en la planificación de políticas y acciones de mitigación y del potencial de mitigación del estado de Chiapas en el sector Afolu, particularmente con actividades REDD+.

## MATERIALES Y MÉTODOS

### Área de estudio

El estado de Chiapas se encuentra situado en el sureste de la República Mexicana, ocupando una superficie de 73 611 km<sup>2</sup>, lo que constituye 3.7% de la superficie nacional (Fig. 1). Chiapas, con su topografía accidentada, variedad de climas e intervalo altitudinal, es poseedor de una de las más grandes riquezas biológicas de México. Su riqueza florística incluye cerca de 10 000 especies de plantas vasculares, la cual es solo superada en México por la de Oaxaca (Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad [Conabio], 2013). A su vez, el estado cuenta con grandes extensiones de selvas altas perennifolias (633 503 ha), bosques mesófilos (231 777 ha) y manglares (43 602 ha), los cuales acumulan altas cantidades de carbono tanto en su biomasa como en el suelo (Semahn, 2017).

Los procesos de cambio de uso del suelo en el territorio están influenciados por distintos factores, entre los que destacan el clima, la vegetación, el relieve y el poten-

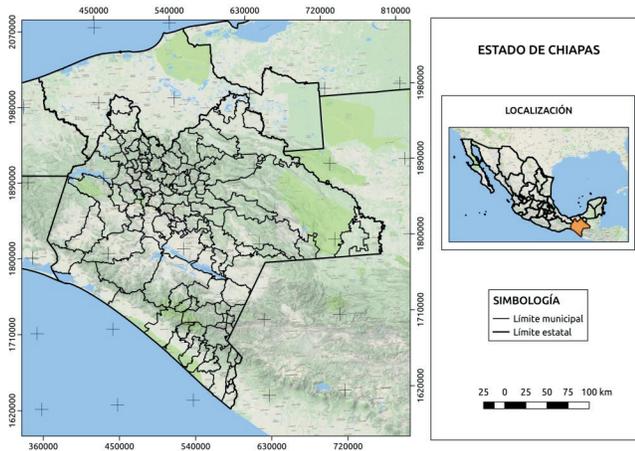


FIGURA 1. Localización del estado de Chiapas en la República Mexicana.

cial agropecuario de los suelos, así como la cultura de la población y la economía regional. Por ello, con el fin de entender mejor las dinámicas de cambio de uso del suelo en el estado, Paz *et al.* (2012) propusieron una regionalización ecológico-fisiográfica, basada en las ecorregiones tipo 1 (Inegi-Conabio-INE, 2009) y la clasificación en regiones fisiográficas de Mullerried (1957); adicionalmente, se tuvieron en cuenta consideraciones administra-

tivo-económicas (regiones económicas) y culturales, según se describe en Covaleda (2010). Posteriormente, esta clasificación fue modificada para adaptarse a los límites municipales (Fig. 2).

### Modelos de dinámica de cambio de uso del suelo en Chiapas

Los modelos de estados y transiciones (METs) se componen de tres elementos básicos (Stringham *et al.*, 2001): los estados (tipos de vegetación/ usos del suelo), las transiciones (trayectorias de cambio) y los umbrales (puntos en el espacio y tiempo que indican que se ha sobrepasado la capacidad de “auto-reparación” o que, a través de factores humanos, se mantiene en el estado deseado). En Chiapas se han elaborado ocho modelos regionales (Paz *et al.*, 2012; Covaleda *et al.*, 2016) basados en la regionalización de la figura 2. Estos modelos se basaron en los principales tipos de vegetación y usos del suelo locales identificados en las distintas regiones y, además, se incluyeron una serie de sistemas productivos sostenibles como los agroforestales (milpa con árboles dispersos, taungya y acahual mejorado) y silvopastoriles (pastizal con árboles dispersos y cercos vivos) que son aplicados en algunas comunidades rurales (Ambio, 2012). Otros, como la labranza de conservación y

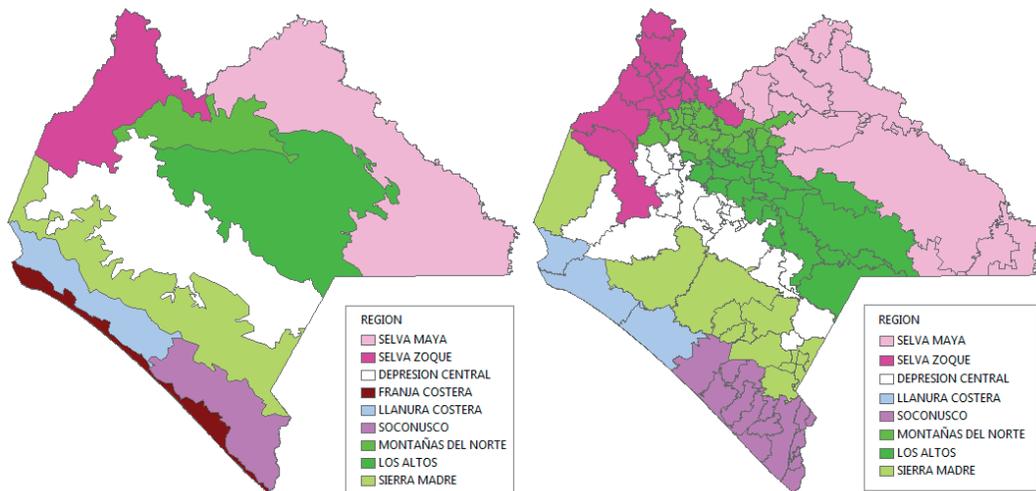


FIGURA 2. Regionalización propuesta de Chiapas: ecológica-fisiográfica y su modificación municipal.

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



el MIAF (maíz intercalado con árboles frutales) constituyen alternativas para mejorar la producción agrícola y, además, contribuyen a la captura de carbono en agroecosistemas (Eagle *et al.*, 2011).

Los estados definidos en cada modelo fueron caracterizados en función de los contenidos promedio de carbono (C) de los almacenes de biomasa viva y suelo (hasta 30 cm de profundidad) (Covaleda, Paz y de Jong, 2013) y, además, de variables económico-financieras (valor presente neto, número de jornales, monto de crédito requerido y monto de los subsidios disponibles). En la estimación del valor presente neto (VPN) se consideraron tres tasas de interés (TI): 6%, 12% y 18%, para conocer el efecto del valor del dinero en el tiempo. Además, se calcularon los costos de oportunidad de las actividades, ya que con este dato es posible analizar la diferencia en la rentabilidad neta entre usos alternos del suelo (transición entre estados). En el caso de REDD+, estos costos se refieren a la diferencia entre conservar o mejorar los bosques *versus* convertirlos a otros usos del suelo, generalmente más rentables (White y Minang, 2011). Estos se calculan dividiendo la diferencia de rentabilidad entre un estado final y otro inicial (expresada como valor presente neto) por la diferencia en las reservas de carbono entre el estado final e inicial.

Estos modelos permiten, por tanto, conocer los impactos en términos de las variables consideradas de pasar de un estado inicial A hacia otro B. En los modelos desarrollados en Chiapas, la primera versión incluyó únicamente el carbono (Covaleda, 2010); después se incorporaron variables económico-financieras (Paz *et al.*, 2012) y,

en una posterior actualización de los modelos de algunas regiones, se llegaron a incluir indicadores socio-económicos, restricciones asociadas a distintos tipos de productos y actividades elegibles en los mercados de carbono (Covaleda, 2014). La transición entre estados, por tanto, puede o no suponer el mejoramiento de los almacenes de carbono del sistema y, además, hay que evaluar los costos e impactos socio-económicos asociados con el paso de un estado a otro (Fig. 3).

Por ejemplo, los METs pueden estimar los impactos asociados a la deforestación de un bosque mesófilo (Estado A) por la implantación de un pastizal (Estado B), lo cual generará pérdidas de carbono o el establecimiento de una plantación forestal (Estado B) sobre una milpa abandonada (Estado A).

Estos modelos permiten, además, simular la dinámica del C y variables económico-financieras en términos anuales. Para el carbono se utilizó un modelo de crecimiento sigmoide asimétrico (Yin, Gourdiaan, Lantinga, Vos y Spiertz, 2003; Paz, Covaleda y de Jong, 2015) por su simplicidad, debido a que depende únicamente de un parámetro y a que se ajusta bien a los valores experimentales, ya que aproxima relaciones más complejas usadas en la práctica forestal. El valor presente neto y las variables económico-financieras asociadas a cada estado fueron proyectadas a 30 años, de acuerdo con los lineamientos del Banco Mundial (White y Minang, 2011) y la duración de los contratos con la tenencia de la tierra del sector social definidos en la Ley Agraria mexicana. De esta manera es posible generar curvas de costos de abatimiento y plantear escenarios de mitigación para el sector rural de distintos



FIGURA 3. Transición entre estados.

Fuente: Modificado de Covaleda *et al.*, 2016)

tipos (potenciales, de intervención). Los modelos utilizados en este trabajo son los desarrollados por Paz *et al.* (2012) y los resultados mostrados son los promedios obtenidos tras proyectar las variables (*e.g.*, biomasa o carbono) a 30 años (usando los modelos definidos). Los análisis que permiten plantear los modelos pueden centrarse en distintos grupos de actividades genéricas, pudiéndose seleccionar distintos componentes (Tabla 1).

Adicionalmente, los análisis pueden acotarse incluyendo restricciones relacionadas con el efecto sobre el empleo y la disponibilidad de subsidio y crédito, así

como con los valores de los costos de oportunidad (Tabla 2).

Los efectos sobre el empleo se evalúan calculando la diferencia de jornales entre un estado final y otro inicial, los cuales normalmente no requieren el mismo esfuerzo de trabajo.

Los créditos, en el estudio, se dividen en refaccionarios, que se conceden por periodos superiores a 2 años y de habilitación/avío, para periodos menores a dos años. En este sentido, se diferencia la situación de poner en marcha una actividad con el apoyo de un crédito o sin él. Aunque

TABLA 1. Grupos de actividades y sus componentes que pueden seleccionarse para análisis con los modelos.

<i>Grupo de actividades</i>	<i>Componentes</i>
REDD+	Deforestación (DF)
	Degradación forestal (DG)
	Incremento de almacenes de carbono (IA)
	Conservación (CS)
	Manejo forestal sostenible (MFS)
Todas las componentes (GRAL)	
Forestación/Reforestación (AR)	Incremento de almacenes de carbono (IA)
Agropecuario	Degradación (DG)
	Incremento de almacenes de carbono (IA)
	Todas las componentes (GRAL)

TABLA 2. Restricciones para el análisis.

<i>Restricción</i>	<i>Variables asociadas</i>
Efecto sobre el empleo	Sin pérdida de empleo, diferencia de jornales positiva (JP)
	Con pérdida de empleo, diferencia de jornales negativa (JN)
Efecto del crédito	Si hay crédito (SC)
	No hay crédito (NC)
Efecto del subsidio	Actividades con subsidio (CS)
	Actividades sin subsidio (SS)
Signo del costo de oportunidad	Valores positivos (VP)
	Valores negativos (VN)
Valor del costo de oportunidad	Costo de oportunidad mínimo (CO)
	Costo de oportunidad máximo (CX)
	Costo de oportunidad promedio (Prom)



conviene señalar que no todas las actividades incluidas en los modelos tienen acceso a crédito, por ser marginales o por no cumplir con estándares de financiamiento bancario.

En el caso de proyectos con subsidio se consideraron los apoyos federales (e.g., Programa de Apoyos Directos al Campo [Procampo] y Programa de Producción Pecuaria Sustentable y Ordenamiento Ganadero y Apícola [Progan] de la Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación [Sagarpa]) y estatales (e.g., apoyos de la Secretaría del Campo del Gobierno de Chiapas). Los programas de pagos por servicios ambientales (e.g., PSA de la Conafor) se consideraron como subsidios, dado que no están basados en resultados y no son verificables.

En el caso de los costos de oportunidad, es importante conocer su signo (positivo/negativo) y la situación relativa con respecto a las demás actividades evaluadas; así, los costos de oportunidad mínimos se refieren a transiciones donde el costo asociado es el menor de las opciones analizadas. En el caso del promedio, el proyecto o transición es aquel que se acerca más al valor promedio de los costos de oportunidad de los múltiples estados finales.

### Construcción de curvas de costos de abatimiento

La construcción de curvas de costos de abatimiento (White y Minang, 2011; Australian Government, 2011) requiere dos tipos de datos: el potencial de mitigación unitario de las actividades propuestas ( $t\ CO_2\ ha^{-1}$ ) y los costos de oportunidad ( $USD/t\ CO_2^{-1}$ ).

Para desarrollar las curvas de abatimiento utilizando la información asociada con los METs regionales de Chia-

pas, se generaron matrices de transición entre estados (del estado inicial al final) por regiones para las variables presentadas en la tabla 3 y, posteriormente, con base en esta información, se calcularon los costos de oportunidad y se elaboraron las curvas.

Este trabajo se centró en el análisis de costos de oportunidad positivos y negativos (White y Minang, 2011). Los costos de oportunidad negativos están asociados con la situación donde, reduciendo una actividad (emisiones), se generan ganancias netas y no costos. Las estimaciones de costos de oportunidad ( $USD/t\ CO_2^{-1}\ ha^{-1}$ ) fueron realizadas para los casos con subsidio y sin subsidio y, en cada uno de ellos, se evaluaron las situaciones de TI de 6%, 12% y 18%. El caso con subsidio y TI = 12% se considera como el normal o de referencia para los análisis de sensibilidad.

Las curvas de costos de abatimiento generadas en este trabajo se centraron en el grupo de actividades REDD+ (todos sus componentes) y en transiciones asociadas con procesos de deforestación y degradación forestal, considerando la situación con subsidio. Entre las restricciones posibles de evaluación, se seleccionó el efecto sobre el empleo.

Los análisis que se muestran a continuación representan condiciones para el año 2012, fecha de realización del estudio, por lo que la paridad peso-dólar fue de MXN 12/USD. Considerando el tipo actual de cambio, los valores mostrados pueden considerarse como conservadores, donde los costos de oportunidad establecidos serían menores. De cualquier forma, la paridad peso-dólar debe ser actualizada cada vez que se utilicen los modelos, para

TABLA 3. Variables utilizadas en la construcción de curvas de costos de abatimiento.

<i>Potencial de mitigación unitario (<math>t\ CO_2\ ha^{-1}</math>)</i>	<i>Diferencia de rentabilidad (<math>USD\ ha^{-1}</math>)</i>
-Diferencia del carbono en la biomasa viva aérea	
-Diferencia del carbono en la biomasa viva subterránea	
-Diferencia del carbono orgánico del suelo	-Diferencia del valor presente neto
-Diferencia del carbono total	
-Diferencia total de toneladas de $CO_2$ equivalente por hectárea	

obtener los resultados más ajustados a la realidad. Por ejemplo, si la paridad a la fecha es MXN 20/USD, los resultados mostrados en este trabajo deben multiplicarse por 20/12 para tener datos actualizados.

A pesar de que los modelos fueron desarrollados a escala regional (un modelo por región), es posible particularizar los resultados a escala municipal, ya que la regionalización utilizada para estos análisis respeta los límites administrativos municipales, y los modelos, en esta versión, no son espacialmente explícitos; es decir, se pueden usar los modelos regionales empleando información a escala municipal. Por otra parte, para obtener información a escala estatal, es posible generar matrices de transición de los promedios de todas las matrices regionales.

### Impactos por cambio de uso del suelo y generación de escenarios de intervención regionales

La selección de los estados iniciales y finales de los modelos permite realizar diferentes tipos de análisis, entre los que destacan el análisis de impactos por cambio de uso del suelo y el planteamiento de escenarios de mitigación para planear acciones de intervención. Los impactos pueden deberse a la degradación forestal y a la deforestación con fines agrícolas y pecuarios.

Los escenarios, por su parte, pueden centrarse en distintos sectores: forestal, agrícola y pecuario, permitiendo visualizar los impactos de implementar diferentes sistemas sostenibles o prácticas de manejo en un determinado municipio o región.

En el presente trabajo se tomó como ejemplo el caso de la deforestación de una selva alta perennifolia en la región Selva Maya para restablecer diferentes usos del suelo locales. A partir de ahí, se plantearon escenarios para mejorar la captura de carbono en el sector agropecuario de esa región.

### Generación de escenarios de mitigación potenciales

Los escenarios generados representan el potencial de mitigación total para una unidad territorial determinada

(estado, región, municipio) de una serie de actividades (REDD+, AR, agropecuarias) en función de sus costos de oportunidad (USD/t CO<sub>2</sub><sup>-1</sup>).

Este análisis requiere el conocimiento de la superficie de los distintos tipos de vegetación y usos del suelo de las unidades geográficas consideradas. En este trabajo los tipos de vegetación y usos del suelo utilizados en los METs fueron homologados con las clases de la serie IV (año base 2007) del mapa de uso del suelo y vegetación del Inegi. Sin embargo, la homologación de los usos del suelo locales (utilizados en los METs) con los sistemas de clasificación genéricos de uso del suelo y vegetación utilizados en México, particularmente los del Inegi, presenta problemas de asignación de “uno a muchos”, los cuales han sido discutidos en Paz *et al.* (2012), Paz (2015) y Covaleda *et al.* (2016).

Adicionalmente, se utilizó el mapa de probabilidad de deforestación generado por Castillo *et al.* (2010) para el Programa de Acción Ante el Cambio Climático del estado de Chiapas [Pacch] (Semahn, 2011) con el fin de determinar las superficies promedio esperadas deforestadas/degradadas, para así poder determinar los costos de oportunidad asociados y construir escenarios de mitigación. La figura 4 muestra las probabilidades de deforestación en Chiapas según este mapa. La probabilidad más alta detectada fue de 0.54.

La información de las superficies en riesgo de deforestación y degradación a escala regional fue introducida en los modelos con el fin de generar escenarios de mitigación. En los análisis siguientes solo se consideraron áreas dentro de Chiapas con probabilidades mayores a cero de riesgo de deforestación.

Al igual que con las curvas de abatimiento, es posible generar escenarios a diferentes escalas (estatal, regional y municipal). En total, a escala estatal se evaluaron 1114 transiciones o proyectos que se transformaron en 1536 al asignar estados múltiples a los usos del suelo considerados por el Inegi (problema de asignación de “uno a muchos”). En la escala regional, las transiciones evaluadas fueron 3625 que se propagaron a 4186 por el problema de asignación de “uno a muchos”. Para el caso

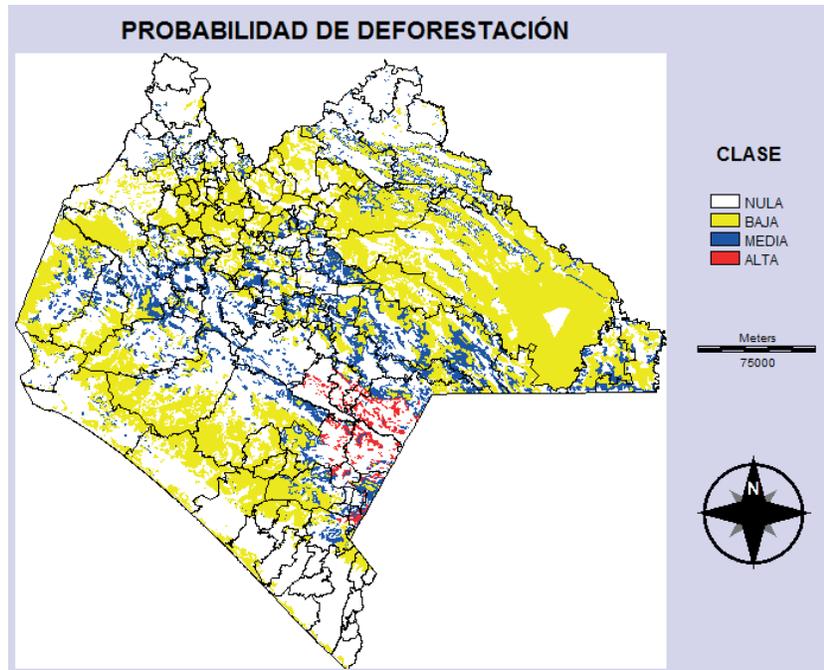


FIGURA 4. Probabilidades de deforestación en Chiapas, donde las clases están definidas por los siguientes intervalos: Nula = 0.0, Baja = 0.0 - 0.2, Media = 0.2 - 0.4, Alta = 0.4 - 0.6 (Fuente: adaptado de Castillo *et al.*, 2010).

de los municipios, las transiciones o proyectos evaluados superaron los 80 000.

En este trabajo, sin embargo, por motivos de espacio, se presentan resultados obtenidos para REDD+ y sector agropecuario y a escala estatal. Las restricciones (condiciones a cumplir) asociadas con las actividades propuestas para conseguir la mitigación de emisiones en el sector Afolu en Chiapas fueron todas las incluidas en la tabla 2.

Para el cálculo de los estadísticos de los costos de oportunidad, se definió un valor umbral máximo de USD 20/t CO<sub>2</sub><sup>-1</sup> para los valores positivos y un valor umbral mínimo de -USD 100/t CO<sub>2</sub><sup>-1</sup> para los negativos (menores o iguales a cero). Entre las actividades (o transiciones) evaluadas se identificaron algunas altamente redituables (*e.g.*, proyectos forestales) y otras muy marginales (*e.g.*, milpas de maíz a nivel de subsistencia). El acotar el intervalo de actividades a los valores definidos permitió concentrarse solo en los proyectos con costos de oportunidad razonables para implementar políticas públicas.

## RESULTADOS

### Curvas de costos de abatimiento para REDD+ en Chiapas

En este apartado se presentan los resultados obtenidos a escala estatal para REDD+, considerando todos sus componentes por una parte y, por otra, la deforestación y la degradación forestal.

La figura 5 muestra la curva de costos de abatimiento en términos unitarios (t CO<sub>2</sub> ha<sup>-1</sup>) para REDD+ (considerando todos sus componentes), para el caso de actividades con subsidio y TI = 12%, en relación con los potenciales de mitigación para las distintas transiciones evaluadas.

En la figura 6 se muestran las curvas de costos de abatimiento unitario para los componentes de deforestación y degradación forestal, para el caso con subsidio y TI = 12%.

Es importante analizar los efectos en el empleo (jornales) asociados con los cambios de actividad (transiciones entre estados). La figura 7 muestra el caso de puesta en

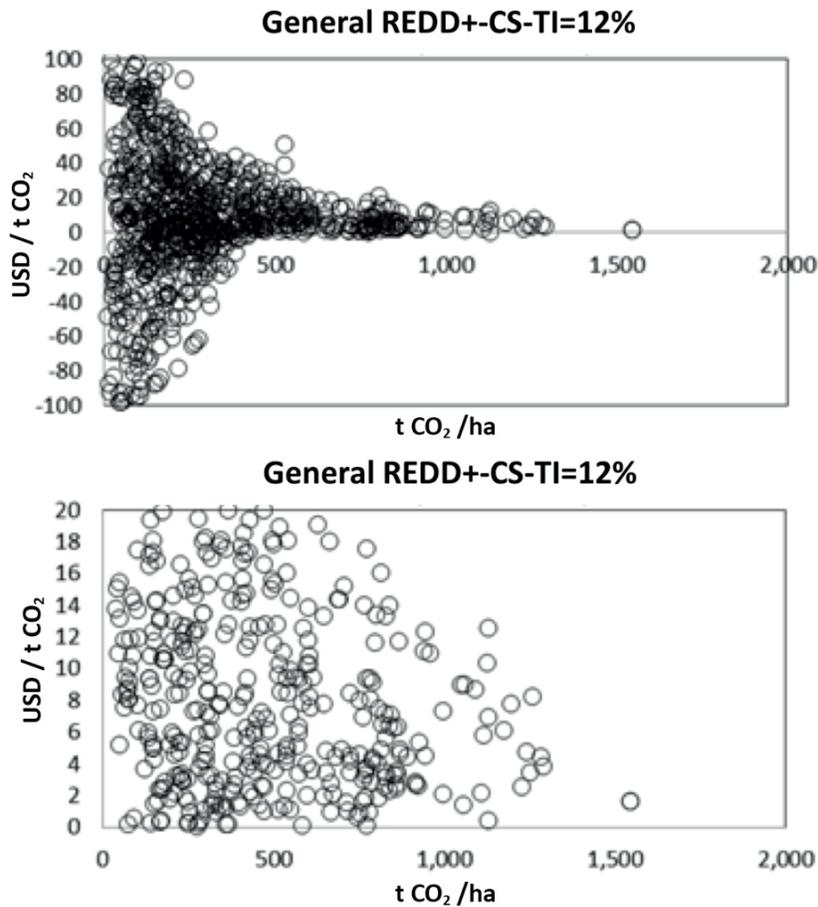


FIGURA 5. Curva de costos de abatimiento unitarios para REDD+ (todos sus componentes); CS: caso con subsidio y TI (tasa de interés) = 12%, para el estado de Chiapas.

marcha de actividades REDD+ (considerando todos los componentes), con subsidio y TI = 12%. Esta figura permite observar que muchas transiciones generan pérdidas de empleo, por lo que este criterio debe considerarse en la evaluación de escenarios de mitigación.

#### Impactos por cambio de uso del suelo y escenarios de intervención regionales

En la tabla 4 se muestra un ejemplo de los impactos de la transformación de una selva alta perennifolia (*sensu* Inegi) en la región Selva Maya en términos de carbono total (biomasa viva y suelo), costos de oportunidad (sin subsidio y con subsidio), jornales y acceso a crédito.

La tabla 4 muestra que la degradación forestal y la deforestación de las selvas perennifolias implican la pér-

didada de carbono del sistema, particularmente en el caso de la deforestación hacia sistemas productivos agrícolas y pecuarios. En todos los casos analizados, los costos de oportunidad resultaron positivos, lo que implica que los estados finales (usos productivos) resulten más redituables, de manera particular la extracción no regulada de madera. A su vez, todos los usos productivos suponen más empleo o jornales de trabajo para su manejo y aprovechamiento. En relación con el acceso a crédito, las actividades pecuarias y la producción de café pueden beneficiarse de los créditos otorgados por las instituciones financieras regionales para su puesta en marcha.

Otra potencialidad de esta herramienta es la posibilidad de plantear escenarios para capturar carbono e incentivar prácticas sostenibles. En la tabla 5 se muestran

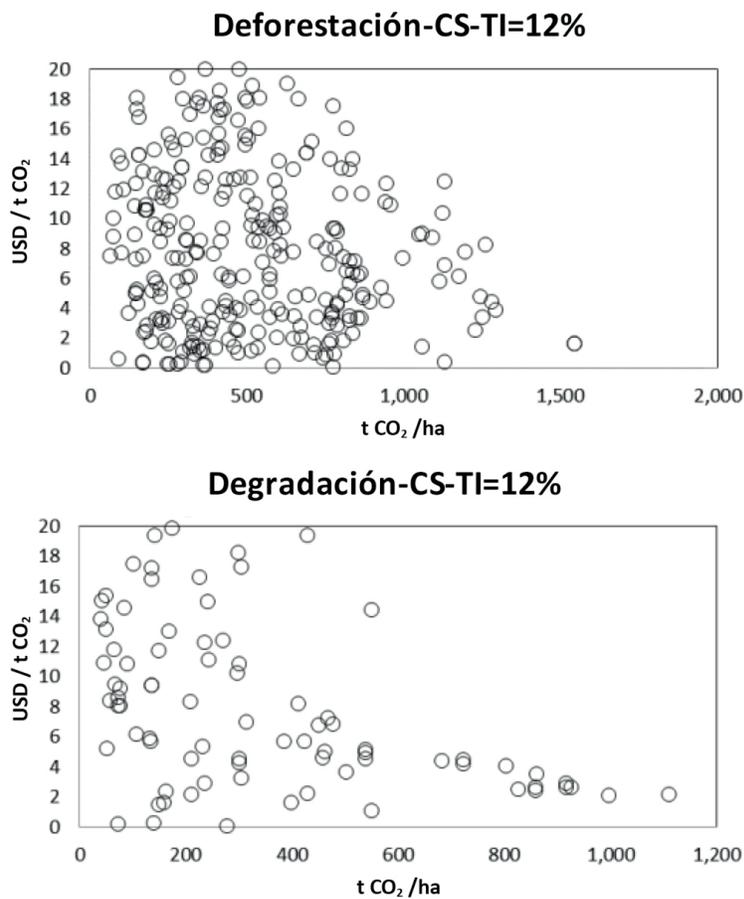


FIGURA 6. Curva de costos de abatimiento unitarios para los componentes de deforestación y degradación forestal; CS: caso con subsidio y TI (tasa de interés) = 12%, para el estado de Chiapas.

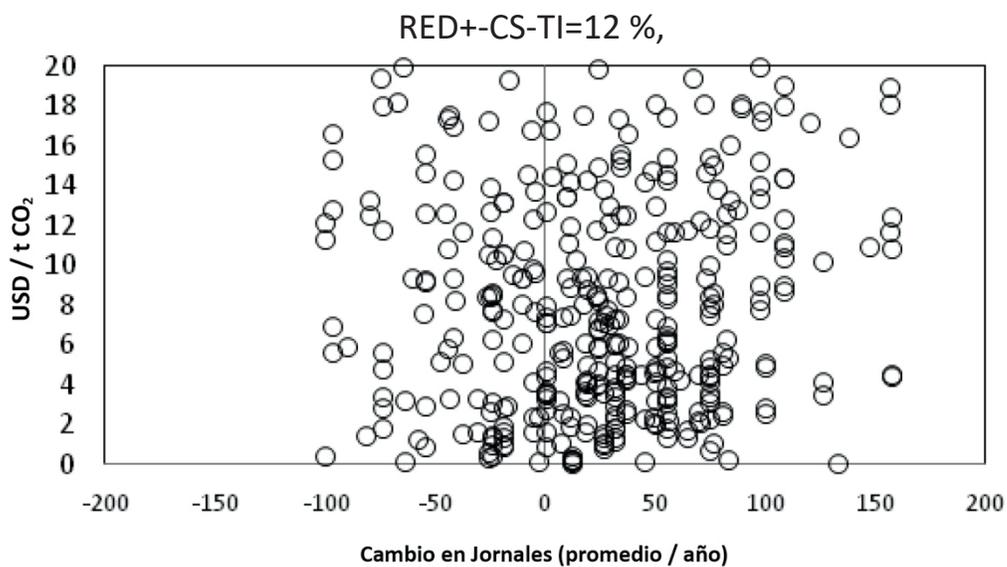


FIGURA 7. Cambios en jornales producto de la transición entre estados o cambios de actividades en relación con los costos de oportunidad; CS: caso con subsidio y TI (tasa de interés) = 12%, para el estado de Chiapas.

TABLA 4. Impactos sobre el carbono por la transición de una selva alta perennifolia en la región Selva Maya de Chiapas a usos agrícolas, pecuarios y estados de bosque más degradado; costos de oportunidad, efecto sobre el empleo y acceso a crédito.

Estado inicial	Estado final	$C_{TOT}$ (t CO <sub>2</sub> ha <sup>-1</sup> )	Costo oportunidad-SS (USD ha <sup>-1</sup> )	Costo oportunidad-CS (USD ha <sup>-1</sup> )	Diferencia de Jornales (días año <sup>-1</sup> )	Acceso a crédito
SP	P-troph	-1314.7	0005.5	0007.1	0097.0	Si
	AP-MF	-1370.5	0003.1	0003.3	0055.0	No
	AI-MF-troph	-0975.5	0004.0	0004.3	0074.0	No
SP	SPd-m	-0906.3	0019.1	0018.7	0080.0	No
SP	CN	-1028.1	0002.9	0002.6	0100.0	Si

$C_{TOT}$ : carbono de la biomasa viva y suelo (profundidad: 0 cm - 30 cm); SS: sin subsidio; CS: con subsidio; SP: selva perennifolia; P-troph: pastizal tradicional en zona tropical húmeda; PA-troph: pastizal con árboles en zona tropical húmeda; AP-MF: agricultura permanente maíz-frijol; AI-MF-troph: agricultura itinerante maíz-frijol en zona tropical húmeda; SPd-m: selva perennifolia degradada por madera; CN: café natural; CO: café orgánico. (Fuente: Paz *et al.*, 2012).

TABLA 5. Impacto sobre el carbono de la aplicación de prácticas sostenibles agrícolas y pecuarias; costos de oportunidad, efecto sobre el empleo y acceso a crédito.

Estado inicial	Estado final	$C_{TOT}$ (t CO <sub>2</sub> ha <sup>-1</sup> )	Costo oportunidad-SS (USD ha <sup>-1</sup> )	Costo oportunidad-CS (USD ha <sup>-1</sup> )	Diferencia de Jornales (días año <sup>-1</sup> )	Acceso a crédito
P-troph	PA-troph	094.50	-000.27	-000.27	011.00	Si
	PFo-trop	353.40	-011.70	-018.50	-087.00	Si
AP-MF	MIAF-limón	062.60	-052.00	-061.00	055.00	Si
	LC	029.90	-013.00	-007.00	-026.00	No
CN	CO	215.70	-002.76	-002.76	057.00	Si

$C_{TOT}$ : carbono de la biomasa viva y suelo (profundidad: 0 cm - 30 cm); SS: sin subsidio; CS: con subsidio; P-troph: pastizal tradicional en zona tropical húmeda; PA-troph: pastizal con árboles en zona tropical húmeda; PFo-trop: plantación forestal tropical; AP-MF: agricultura permanente maíz-frijol; MIAF-limón: maíz intercalado con limón; LC: labranza de conservación; CN: café natural; CO: café orgánico. (Fuente: Paz *et al.*, 2012).

algunas opciones para incrementar la captura de carbono, a partir de prácticas agrícolas y pecuarias convencionales.

Como se observa en la tabla 5, todas las prácticas sostenibles planteadas suponen un incremento de los almacenes de carbono con respecto a los estados iniciales y los costos de oportunidad asociados son negativos. En este caso, la liberación de áreas de potrero para el establecimiento de plantaciones forestales es la práctica que más carbono permite capturar, seguida de la transformación de cafetales naturales o rústicos (escaso manejo y escasa utilización de insumos externos) en cafetales orgánicos (según la descripción de estados incluida en Paz *et al.*, 2012). En términos de empleo, los potreros con árboles, el MIAF (maíz intercalado con árboles frutales) y el cafetal orgánico necesitan más mano de obra que los sistemas convencionales iniciales. Además, la

mayoría de las prácticas sostenibles analizadas podrían ser aplicadas bajo algún esquema de crédito disponible.

### Escenarios de mitigación potenciales para REDD+ y sector agropecuario en Chiapas (superficie en riesgo de deforestación)

En este apartado se presentan algunos de los escenarios de mitigación obtenidos para el estado de Chiapas, donde se consideraron diferentes factores condicionantes para su desarrollo.

#### Escenarios de mitigación con costos de oportunidad positivos, sin restricciones (VP)

La figura 8 muestra los escenarios de mitigación generados para costos de oportunidad positivos y sin restricciones asociadas, para el caso con subsidio y TI = 12%.

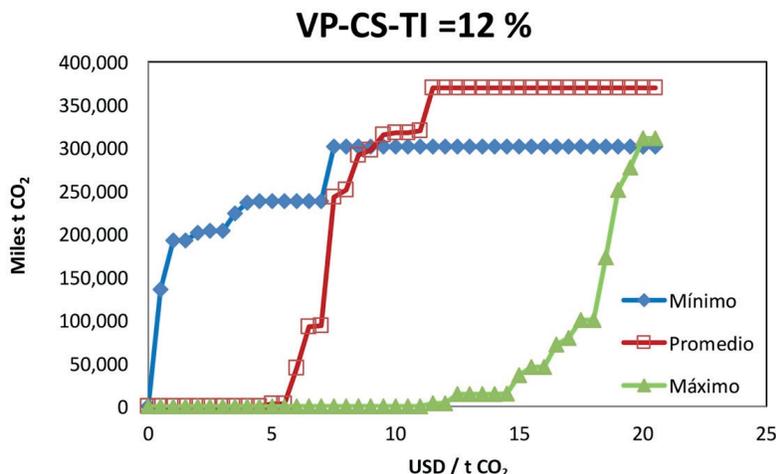


FIGURA 8. Efecto del valor del costo de oportunidad para el escenario de mitigación: VP: costos de oportunidad positivos, CS: con subsidio y TI (tasa de interés) = 12% (superficies en riesgo de deforestación/degradación).

Cada punto de la figura 8 es una actividad de mitigación (transición) planteada para los sectores agrícola, pecuario o forestal. Los estadísticos mínimo, promedio y máximo se refieren a los valores de carbono para un costo de oportunidad asociado con un estado inicial dado y múltiples estados finales.

En la figura 8 se observa que con costo de oportunidad de USD 1/t CO<sub>2</sub><sup>-1</sup>, el potencial de reducción de emisiones es de 200 000 000 t CO<sub>2</sub> para los casos de solo

considerar actividades de costo mínimo. Para costos promedio, este potencial de reducción tiene un costo de USD 7.5/t CO<sub>2</sub><sup>-1</sup> y USD 19/t CO<sub>2</sub><sup>-1</sup> para actividades con costos máximos.

La figura 9 muestra la situación de costos de oportunidad positivos promedio, con subsidio, para el efecto de la TI.

En la figura 9 se observa que para un potencial de reducción de emisiones de 200 000 000 t CO<sub>2</sub>, el costo es

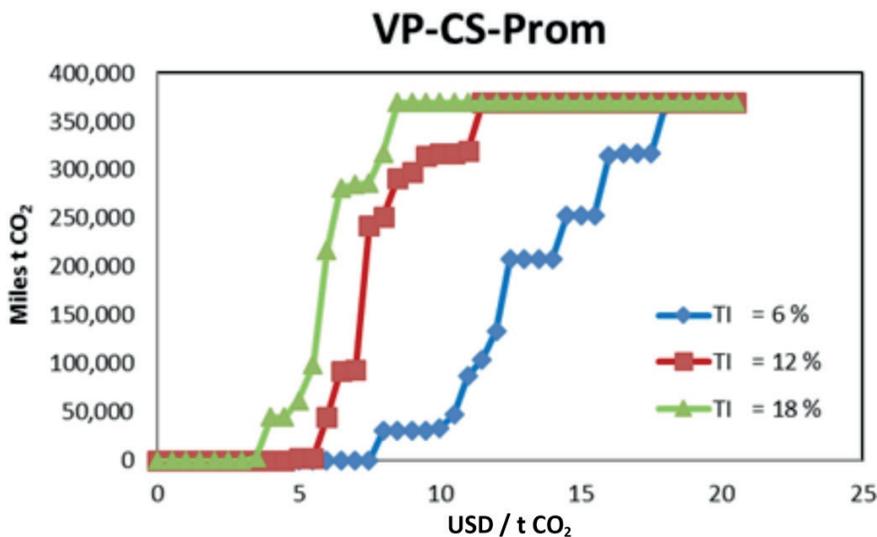


FIGURA 9. Efecto de la tasa de interés (TI) para el escenario de mitigación: VP: costos de oportunidad positivos, CS: con subsidio; Prom: costos de oportunidad promedio (superficies en riesgo de deforestación/degradación).

de USD 6/t CO<sub>2</sub><sup>-1</sup> para una TI de 6%, de USD 7.5/t CO<sub>2</sub><sup>-1</sup> para una TI de 12% y USD 12.5/t CO<sub>2</sub><sup>-1</sup> para una de 18%, mostrando el efecto del valor del dinero en el tiempo.

La figura 10 permite visualizar el efecto del subsidio en los potenciales de mitigación y sus costos de oportunidad asociados, para la situación de costos de oportunidad promedio positivos con TI = 12%.

La figura 11 muestra la diferencia de reducción de emisiones para el efecto del subsidio (caso sin subsidio–caso con subsidio) en función del costo de oportunidad. Esta figura muestra que para costos de oportunidad entre USD 2.5/t

CO<sub>2</sub><sup>-1</sup> y USD 5.0/t CO<sub>2</sub><sup>-1</sup>, el subsidio implica una pérdida de potencial de reducción de aproximadamente 100 000 000 t CO<sub>2</sub> y para valores mayores a USD 5.0/t CO<sub>2</sub><sup>-1</sup>, este efecto negativo se reduce hasta ser prácticamente nulo, salvo en un caso alrededor de USD 11/t CO<sub>2</sub><sup>-1</sup> (proyecto forestal).

*Escenarios de mitigación con costos de oportunidad positivos, sin pérdida de empleo y sin crédito (VP-JP-NC)*

La figura 12 muestra los escenarios de mitigación para costos de oportunidad positivos, sin pérdida de empleo, sin crédito y TI = 12%.

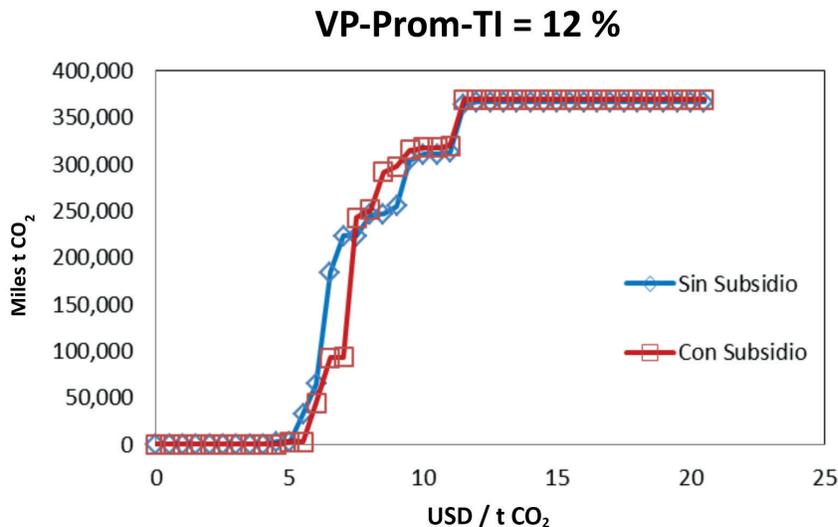


FIGURA 10. Efecto del subsidio para el escenario de mitigación: VP: costos de oportunidad positivos, Prom: costos de oportunidad promedio y TI (tasa de interés) = 12% (superficies en riesgo de deforestación/degradación).

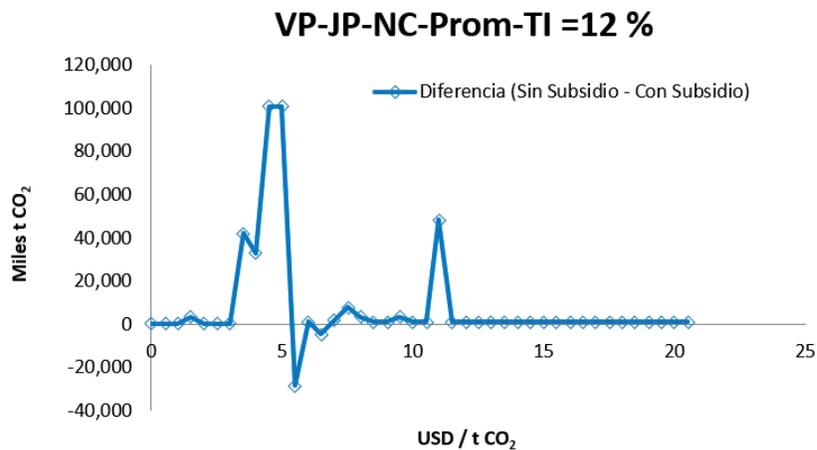


FIGURA 11. Efecto del subsidio en relación con el potencial de reducción de emisiones (superficies en riesgo de deforestación/degradación).



En la figura 12 se observa que con costo de oportunidad de USD 1.5/t CO<sub>2</sub><sup>-1</sup>, el potencial de reducción de emisiones es de 200 000 000 t CO<sub>2</sub> para los casos de solo considerar actividades de costo mínimo. Este potencial de reducción tiene un costo de USD 5.5/t CO<sub>2</sub><sup>-1</sup> para actividades con costo promedio y USD 19/t CO<sub>2</sub><sup>-1</sup> para actividades con costos máximos.

La figura 13 muestra la situación de costos de oportunidad positivos promedio, sin pérdida de empleo, sin crédito y con subsidio, para el efecto de la TI.

En la figura 13 se observa que para un potencial de reducción de emisiones de 200 000 000 t CO<sub>2</sub>, el costo es de USD 4.5/t CO<sub>2</sub><sup>-1</sup> para una TI de 6%, de USD 5.5/t CO<sub>2</sub><sup>-1</sup> para una TI de 12% y USD 10.5/t CO<sub>2</sub><sup>-1</sup> para una de 18%, mostrando el efecto del valor del dinero en el tiempo.

La figura 14 muestra el efecto del crédito en los escenarios de mitigación para el caso de costos de oportunidad promedio positivos, con subsidio y TI = 12%.

La figura 15 permite visualizar en forma más adecuada el efecto del crédito en los potenciales de mitigación

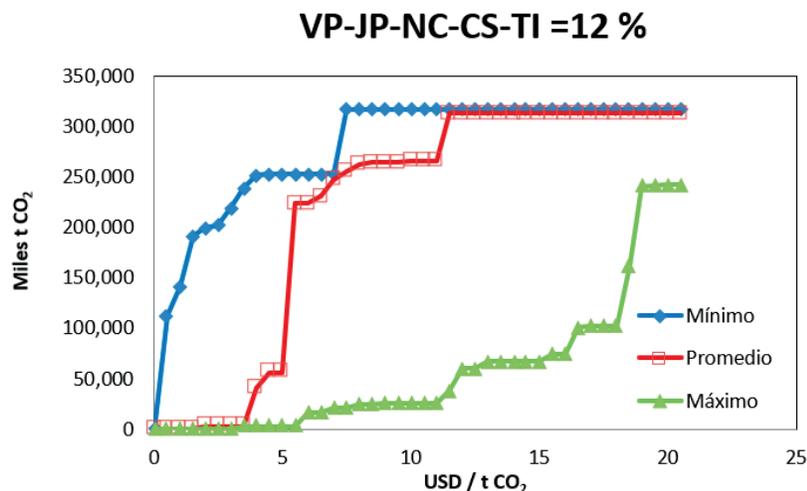


FIGURA 12. Efecto del valor del costo de oportunidad para el escenario de mitigación: VP: costos de oportunidad positivos, JP: sin pérdida de empleo, NC: no crédito, CS: con subsidio y TI (tasa de interés) = 12% (superficies en riesgo de deforestación/degradación).

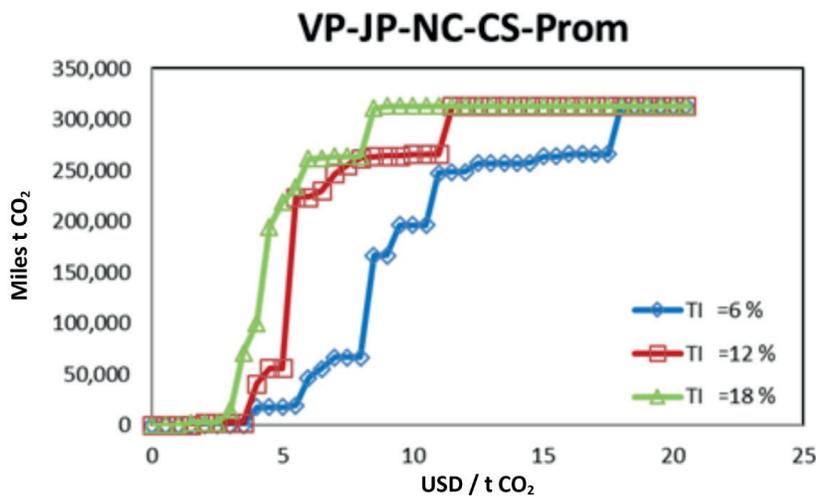


Figura 13. Efecto de la TI (tasa de interés) para el escenario de mitigación: VP: costos de oportunidad positivos, JP: sin pérdida de empleo, NC: sin crédito, CS: con subsidio y Prom: costos de oportunidad promedio (superficies en riesgo de deforestación/degradación).

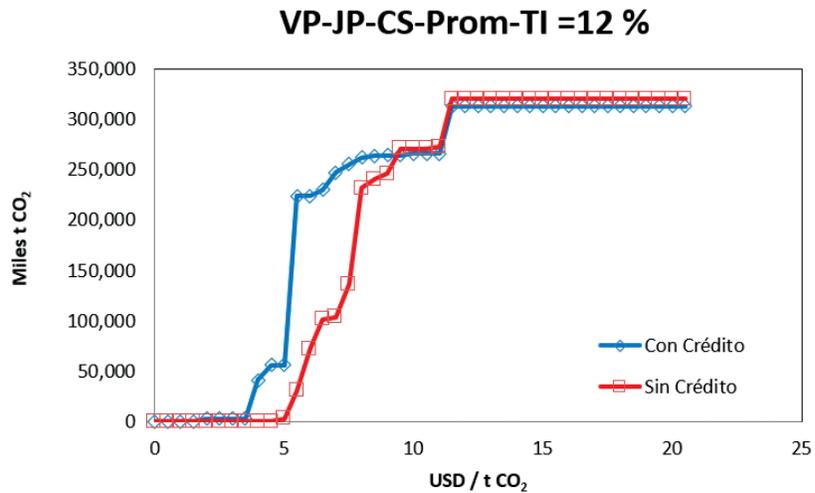


FIGURA 14. Efecto del crédito para el escenario de mitigación: VP: costos de oportunidad positivos, JP: sin pérdida de empleo, CS: con subsidio, Prom: costos de oportunidad promedio y TI (tasa de interés) = 12% (superficies en riesgo de deforestación/degradación).

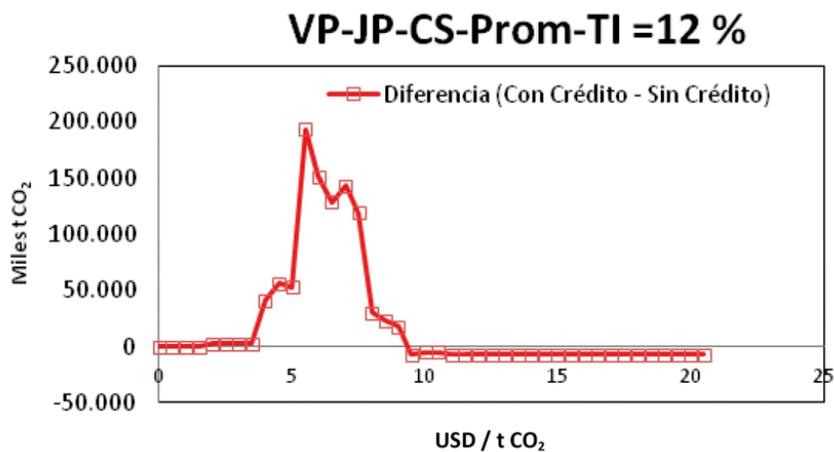


FIGURA 15. Efecto del crédito en relación con el potencial de reducción de emisiones (superficies en riesgo de deforestación/degradación).

y sus costos de oportunidad asociados. Esta figura muestra que para costos de oportunidad entre USD 3.5/t CO<sub>2</sub><sup>-1</sup> y USD 5.0/t CO<sub>2</sub><sup>-1</sup>, el no utilizar crédito implica una pérdida de potencial de reducción de alrededor de 200 000 000 t CO<sub>2</sub>. Para valores mayores a USD 10.0/t CO<sub>2</sub><sup>-1</sup>, este efecto negativo se reduce hasta ser prácticamente nulo.

*Escenarios de mitigación con costos de oportunidad positivos y componentes de REDD+*

La figura 16 muestra los potenciales de reducción de emisiones de REDD+ (todos los componentes), así como de solo considerar la deforestación o la degradación forestal.

La figura 17 muestra el diferencial de reducción de emisiones de GEI de solo considerar la deforestación en relación con todos los componentes de REDD+, donde se observa que los diferenciales son cercanos a cero, pero negativos y, solo para el caso de USD 5.0/t CO<sub>2</sub><sup>-1</sup> (actividades de degradación, principalmente), la situación de considerar un componente adicional a la deforestación conlleva una pérdida del potencial de reducción de emisiones.

La figura 18 muestra el diferencial de reducción de emisiones de GEI de solo considerar la degradación forestal en relación con todos los componentes de REDD+, donde se

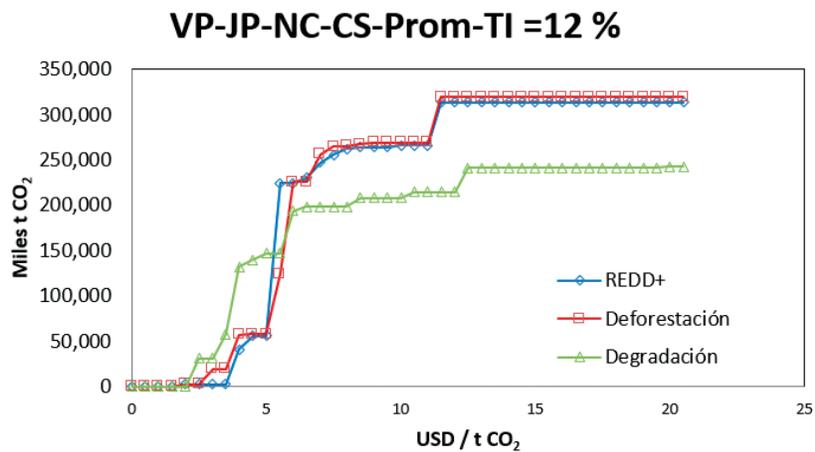


FIGURA 16. Efecto de las componentes de REDD+ para el escenario de mitigación: VP: costos de oportunidad positivos, JP: sin pérdida de empleo, NC: sin crédito, CS: con subsidio, Prom: costos de oportunidad promedio, TI (tasa de interés) = 12%; para REDD+ (todos sus componentes), deforestación y degradación forestal (superficies en riesgo de deforestación/degradación).

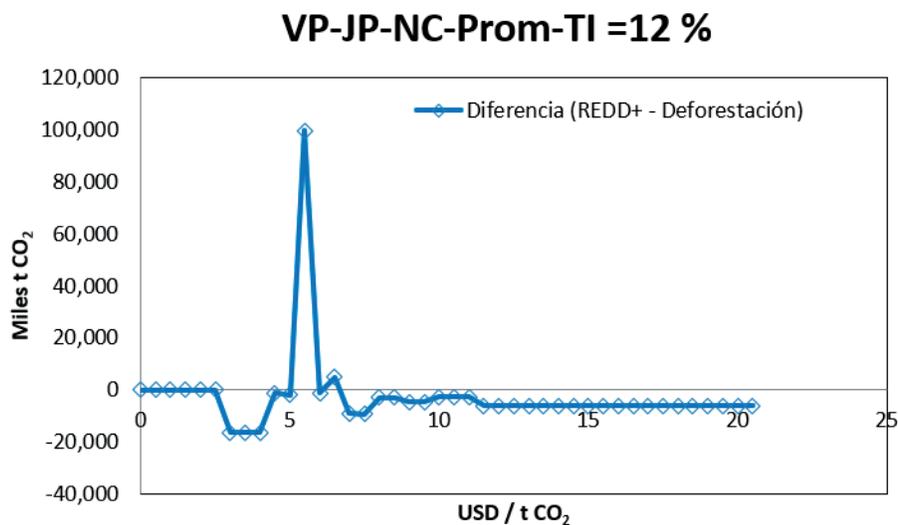


FIGURA 17. Efecto de considerar solo deforestación en relación con REDD+ (todos los componentes) en relación con el potencial de reducción de emisiones (superficies en riesgo de deforestación/degradación).

observa que los diferenciales son importantes (pérdidas del potencial) en el intervalo de USD 2.0/t CO<sub>2</sub><sup>-1</sup> a USD 5.0/t CO<sub>2</sub><sup>-1</sup>. Por encima de USD 5.0/t CO<sub>2</sub><sup>-1</sup>, estos efectos son revertidos.

Finalmente, la figura 19 muestra el potencial de la degradación forestal en relación con considerar solo la deforestación, donde se observa un patrón similar al caso de la diferencia entre REDD+ (todos los componentes) y la deforestación.

#### *Oportunidades de mitigación con costos de oportunidad negativos*

La tabla 6 muestra el potencial de mitigación de una reorientación de políticas públicas que incentiven cambios de actividades con costos de oportunidad negativos (en el umbral de costo cero) en áreas boscosas en riesgo de deforestación/degradación forestal, considerando el efecto de diversas restricciones (sin restricciones; sin pérdida de empleo y con crédito; y sin pérdida de empleo y sin crédito).

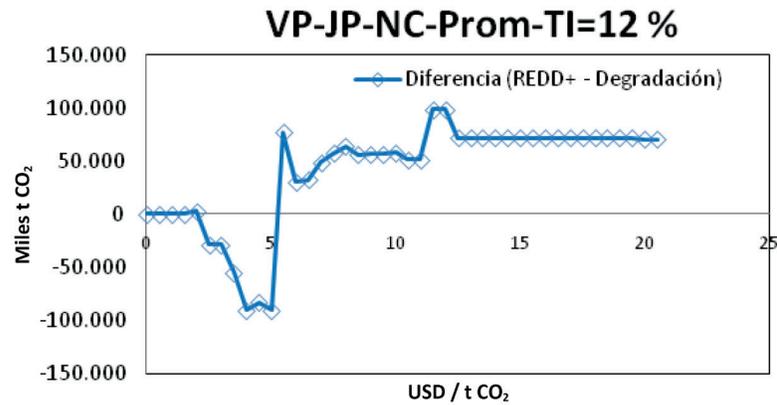


FIGURA 18. Efecto de considerar solo la degradación forestal en relación con REDD+ (todos los componentes) en relación con la reducción del potencial de emisiones (superficies en riesgo de deforestación/degradación).

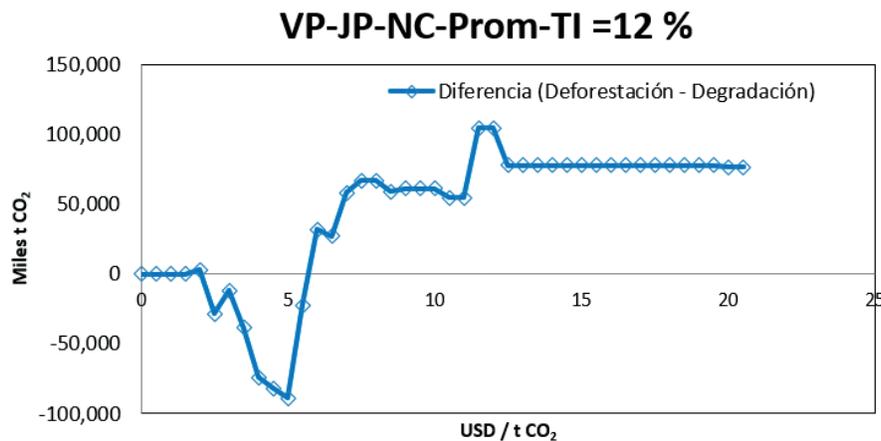


FIGURA 19. Efecto de considerar solo degradación forestal en relación con solo deforestación, sobre el potencial de reducción de emisiones (superficies en riesgo de deforestación/degradación).

*Potenciales de mitigación regionalizados para la focalización de acciones REDD+*

Para analizar los potenciales de mitigación regionales, la tabla 7 muestra los resultados obtenidos para las ocho regiones en que fue dividido Chiapas (Fig. 2), tanto para costos de oportunidad promedios negativos como para costos de oportunidad promedio positivos, considerando en ambos casos que no hay pérdidas de empleo ni crédito.

El análisis regional efectuado señala que existen diferencias en cuanto a potenciales de mitigación y costos para las distintas regiones de Chiapas. Las regiones Altos y Sierra Madre son las que presentan un mayor potencial de mitigación para costos de oportunidad negativos. En el

caso de costos de oportunidad positivos, las regiones Selva Maya y Altos son las que presentan un mayor potencial de mitigación.

**DISCUSIÓN**

**Curvas de costos de abatimiento unitarias y factores asociados**

Las curvas de costos de abatimiento muestran el costo de emprender distintas acciones de mitigación de emisiones, permitiendo ver cuáles son las más costo-efectivas. El análisis de las curvas generadas para el estado de Chiapas permite observar que existen actividades con diferentes



TABLA 6. Potencial de mitigación a no costo.

Escenario	Estadístico del Costo de Oportunidad		t CO <sub>2</sub> (miles)
	Min	Prom	
CS_VN	Min		081 890.88
	Prom		132 945.40
	Max		158 190.40
CS_VN-JP-SC	Min		081 117.91
	Prom		087 743.89
	Max		102 267.30
CS_VN-JP-NC	Min		029 071.01
	Prom		058 867.93
	Max		091 122.98

CS\_VN: con subsidio, costos de oportunidad negativos (sin restricciones); CS\_VN-JP-SC: con subsidio, costos de oportunidad negativos, sin pérdida de empleo y con crédito; CS\_VN-JP-NC: con subsidio, costos de oportunidad negativos, sin pérdida de empleo y sin crédito.

potenciales de mitigación y a diferentes costos, lo que facilita la clasificación y selección de actividades de implementación. De esta manera, los tomadores de decisiones pueden elegir, por ejemplo, un intervalo de costos de oportunidad de acuerdo con presupuestos y objetivos políticos (e.g., < USD 10/t CO<sub>2</sub>) y acotar el elenco de medidas a aplicar. A su vez, es posible evaluar la costo-eficiencia de una medida concreta que sea de especial interés para los

objetivos políticos estatales o regionales (e.g., incentivar el manejo sostenible de acahuales) o identificar las medidas con mayor potencial de mitigación y sus costos asociados.

En relación con REDD+, resulta claro que incluye componentes con costos de oportunidad similares pero potenciales de reducción de emisiones diferentes. Tal es el caso de la deforestación, que presenta un mayor potencial de mitigación que la degradación. En este sentido, se resalta que evitar la deforestación de los ecosistemas forestales que albergan las mayores cantidades de carbono en el estado -esto es, selvas altas perennifolias, bosques mesófilos y manglares- presenta los mayores potenciales de mitigación con bajos costos de oportunidad, aunque varían en función del uso final del terreno. Estos resultados coinciden con los mostrados por la curva de costos de abatimiento de GEI para México en 2020, en la que la reducción de la deforestación por conversión a pastizales y por quema y tala en la agricultura presentan bajos costos de abatimiento.

La degradación forestal ostenta, en principio, un menor potencial de mitigación que la deforestación, aunque en muchas ocasiones, ambas dinámicas van unidas: primero se extraen los productos de valor (madera o leña) y, una vez agotados, el bosque deja de aportar ingresos por lo que puede optarse por la tala para usos agrícolas o pecuarios (Covaleda *et al.*, 2014). Adicionalmente, algu-

TABLA 7. Potencial de mitigación por regiones de Chiapas para distintos costos de oportunidad.

Región	Costo de oportunidad negativo		
	USD 5 t CO <sub>2</sub> - USD 6/t CO <sub>2</sub> (miles t CO <sub>2</sub> )	USD 6/t CO <sub>2</sub> - USD 7/t CO <sub>2</sub> (miles t CO <sub>2</sub> )	USD 7/t CO <sub>2</sub> - USD 8/t CO <sub>2</sub> (miles t CO <sub>2</sub> )
Selva Maya	02914	43 924	65 990
Selva Zoque	05028	15 069	15 069
Soconusco	01288	05405	05405
Llanura Costera	02657	07579	07579
Depresión Central	00000	18 570	18 579
Norte	01512	03988	04128
Altos	06383	30 130	41 721
Sierra Madre	06473	11 390	23 539

nas actividades relacionadas con la degradación forestal son altamente rentables, como la extracción de determinadas especies arbóreas para la venta de madera o la producción de café (en algunos casos), por lo que sus costos de oportunidad son elevados. Por ello, se deben buscar estrategias adecuadas para cada caso: buscar la recuperación de los reservorios de carbono forestal o evitar ulteriores pérdidas (deforestación).

Además del potencial de mitigación y sus costos, cada actividad que pretenda ponerse en marcha (estado final) presenta unos requerimientos laborales específicos (jornales) que no tienen por qué ser similares a los del estado inicial y que es importante tener en cuenta. Esto se debe a que un mayor requerimiento laboral de la actividad final puede ser positivo, en caso de que favorezca la creación de empleo a escala local; o negativo si el productor tiene que cubrir el incremento de jornales con mano de obra familiar, restando tiempo a otras labores, lo cual puede ser un impedimento importante si este mayor esfuerzo no es compensado con un mayor beneficio económico.

### Escenarios de mitigación de emisiones

La generación de escenarios de mitigación asociados con acciones REDD+ y acciones de mitigación en el sector agropecuario con los METs permite valorar los requerimientos financieros de la aplicación operacional de distintas medidas, además de generar información que permita la cuantificación de los efectos de diversas políticas públicas y decisiones de inversión en la reducción de emisiones de GEI. Adicionalmente, asociados con los escenarios de mitigación, es posible analizar los efectos colaterales (riesgos) de la implementación de REDD+, tales como la pérdida de empleo o requerimientos de crédito.

Los METs regionales elaborados en Chiapas se construyeron con estados identificados a escala local, de manera que es posible conocer el impacto que supondría la transformación de diferentes tipos de bosques y selvas en otros usos del suelo comunes en una determinada región, permitiendo conocer las pérdidas de carbono en cada caso y los costos de oportunidad asociados, de tal manera que es posible estimar los costos de mantener los bosques en

pie en función de los usos productivos con los que compiten. La consideración de la biodiversidad y funciones ecológicas, sin embargo, no está incluida en la presente aproximación.

Un problema de la aproximación utilizada en Chiapas para la construcción de los modelos es que se consideraron las denominaciones locales de los usos del suelo, lo que dificulta la homologación de las clases utilizadas por otros sistemas de clasificación de usos del suelo empleados en el país como los utilizados por el Inegi o el Sistema de Información Agroalimentaria y Pesquera [SIAP] de la Sagarpa.

Normalmente, tras el cambio de uso del suelo, los sistemas de manejo que se establecen utilizan técnicas convencionales (Gudynas y Ghionas, 2010), por lo que, si se pretende aumentar los almacenes de carbono en sistemas agrícolas y pecuarios, los METs permiten plantear escenarios para conocer el impacto del establecimiento de prácticas sostenibles de tal manera que puedan seleccionarse las prácticas más adecuadas en función de los objetivos. Por tanto, los METs facilitan el planteamiento de escenarios de mitigación “a medida”, de manera que en un proceso de planificación municipal, regional o estatal, en el que se busca alcanzar metas de mitigación específicas, estos modelos pueden ayudar a seleccionar las actividades más adecuadas y a conocer los costos asociados, así como el impacto sobre estos costos y potenciales de mitigación de diferentes restricciones (tasa de interés, subsidio, empleo, crédito). Los análisis pueden realizarse seleccionando previamente una actividad o un número limitado de actividades para un municipio, región o para todo el estado o tomando todo el elenco de actividades disponibles y estableciendo distintos tipos de restricciones, con el fin de tener una visión global de las opciones existentes.

En relación con el análisis realizado se obtuvo que, en Chiapas, para alcanzar un potencial de mitigación de 200 000 000 de t CO<sub>2</sub> pueden seleccionarse actividades con costos mínimos (USD 1/t CO<sub>2</sub><sup>-1</sup>), promedios (USD 7.5/t CO<sub>2</sub><sup>-1</sup>) o máximos (USD 19/t CO<sub>2</sub><sup>-1</sup>). En caso de que se consideren únicamente actividades que no supongan pér-



didada de empleo, el costo promedio para este potencial de reducción sería de USD 5.5/t CO<sub>2</sub><sup>-1</sup>.

En cuanto a los efectos de las restricciones, el subsidio tuvo un efecto negativo para costos de oportunidad entre USD 2.5/t CO<sub>2</sub><sup>-1</sup> y USD 5.0/t CO<sub>2</sub><sup>-1</sup>, al igual que el no contar con crédito para costos de oportunidad entre USD 3.5/t CO<sub>2</sub><sup>-1</sup> y USD 5.0/t CO<sub>2</sub><sup>-1</sup>. Tener en cuenta estas consideraciones asegura una planificación económica más efectiva de las acciones de implementación y permite contar con elementos clave para el diseño de políticas públicas y financieras concretas.

Otra utilidad de los modelos es que permiten comparar el potencial de reducción de diferentes tipos de actividades como, por ejemplo, los diferentes componentes de REDD+. Los resultados obtenidos señalan que los esfuerzos encaminados a reducir la deforestación permiten alcanzar una mayor reducción de emisiones; sin embargo, hay que tener en cuenta que las actividades asociadas a procesos de deforestación son las que predominan en los análisis de los modelos de estados y transiciones, así como en los costos de oportunidad. Es necesario, por tanto, contar con un mayor registro de actividades de degradación para poder hacer comparaciones más detalladas. Lo mismo ocurre con el manejo forestal sostenible (para producción maderable) y los incrementos en los almacenes de carbono, tanto forestales como agropecuarios. Esta carencia es debida a que el número de sistemas alternativos o sostenibles a evaluar está restringido a la disponibilidad de información sobre los mismos en relación con todas las variables que se incluyen en los modelos, lo que ha limitado la inclusión de algunos sistemas o variantes de manejo. Es necesario, por tanto, dedicar mayores esfuerzos de investigación a estos temas.

Por último, las actividades que presentan costos de oportunidad negativos permiten tener una idea de las acciones de gobierno que pueden ser logradas en forma relativamente simple (reorientación de programas de apoyo, federales y estatales, a productores) y que pueden ser el escenario de referencia de acreditación en Chiapas, considerando las superficies boscosas en riesgo de deforestación/degradación forestal.

## CONCLUSIONES

En el marco actual de preparación e aplicación de los nuevos mecanismos de mitigación de emisiones en el sector Afolu en la Cmnucc, es fundamental contar con herramientas como los modelos de estados y transiciones para planear acciones y políticas públicas efectivas. Estos modelos permiten, además, valorar el impacto de la puesta en marcha de diferentes actividades en términos económicos, de empleo, necesidades de subsidio y crédito.

Los METs elaborados en Chiapas cuentan con un número restringido de actividades que son reflejo de la información disponible, centrada principalmente en las dinámicas de deforestación. Por ello y para mejorar el potencial de análisis de esta herramienta, es necesario incentivar la investigación y generar conocimiento en relación con las actividades asociadas a la degradación forestal, manejo forestal sostenible e incremento de almacenes de carbono forestal en el caso de REDD+ y más actividades asociadas al desarrollo rural sostenible de bajas emisiones. La homologación de las clases de uso del suelo y vegetación utilizadas en los METs con las empleadas por otras instituciones mexicanas requiere ser afinada en las nuevas versiones de los modelos de estados y transiciones, para mejorar la calidad de los análisis y facilitar la incorporación de nueva información a los modelos.

Del análisis efectuado en Chiapas utilizando estos modelos, se concluye que el estado presenta un gran potencial de mitigación de emisiones en el sector Afolu, en particular las regiones Selva Maya y Altos, por lo que las acciones encaminadas a la implementación del mecanismo REDD+ en Chiapas deberían considerar, al menos, estas regiones como prioritarias.

En lo general, del análisis de los diferentes escenarios revisados, un costo de oportunidad de USD 4/t CO<sub>2</sub> a USD 6/t CO<sub>2</sub> parece ser suficiente para una buena porción del potencial de mitigación de GEI de Chiapas, aunque en forma de óptimos (costos mínimos) generales, con USD 1/t CO<sub>2</sub><sup>-1</sup> - USD 2/t CO<sub>2</sub><sup>-1</sup> sería suficiente.

## RECONOCIMIENTOS

Los autores agradecen a Ma. Isabel Marín el apoyo brindado en la homologación de clases de los METs con las series del mapa de Inegi y al Programa Mexicano del Carbono y Conservation International México A. C. por el financiamiento para el desarrollo de los modelos y su contribución a la difusión de estos trabajos.

## REFERENCIAS

- Ambio. (2012). The Scolel Te Program, 2011 Annual Report. Recuperado de <http://www.planvivo.org/project-network/scolelte-mexico/>
- Australian Government. (2011). *Estimating the cost of abatement. Framework and practical guidance*. Barton: Department of Climate change and Energy efficiency.
- Castillo, M. A., de Jong, B., Maldonado, V., Rojas, F., Olguín, M., de la Cruz, V., Paz, F., & Jiménez, G. (2010). *Modelo de deforestación para el estado de Chiapas*. Recuperado de [http://www.pmc carbono.org/pmc/biblioteca/doc\\_socios.php](http://www.pmc carbono.org/pmc/biblioteca/doc_socios.php).
- Clerc, J., Díaz, M., & Campos, B. (2013). Desarrollo de una metodología para la construcción de curvas de abatimiento de emisiones de GEI incorporando la incertidumbre asociada a las principales variables de mitigación. *Banco Interamericano de Desarrollo, Nota técnica 541*. Recuperado de [https://publications.iadb.org/handle/11319/5994?locale-attribute=es&scope=123456789/11&thumbnail=false&order=desc&crpp=5&sort\\_by=score&page=1&query=Informe+Mercosur+18&group\\_by=none&etal=0&filtertype\\_0=subject\\_en&filter\\_0=Greenhouse+gases&filter\\_relational\\_operator\\_0>equals](https://publications.iadb.org/handle/11319/5994?locale-attribute=es&scope=123456789/11&thumbnail=false&order=desc&crpp=5&sort_by=score&page=1&query=Informe+Mercosur+18&group_by=none&etal=0&filtertype_0=subject_en&filter_0=Greenhouse+gases&filter_relational_operator_0>equals).
- Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad [Conabio]. (2013). *Estrategia para la conservación y el uso sustentable de la biodiversidad del estado de Chiapas*. México D. F. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.
- Comisión Nacional Forestal [Conafor]. (2016). *Documento de la Iniciativa de Reducción de Emisiones*. Recuperado de <http://www.conafor.gob.mx:8080/documentos/docs/35/6908Borrador%20de%20la%20Iniciativa%20de%20Reducci%C3%B3n%20de%20Emisiones.pdf>.
- Convención Marco de Naciones Unidas sobre el Cambio Climático [Cmnucc]. (2015). *The Paris Agreement*. Recuperado de [http://unfccc.int/paris\\_agreement/items/9485.php](http://unfccc.int/paris_agreement/items/9485.php)
- Covaleda, S. (2010). *Modelos de estados y transiciones para los almacenes de carbono en las principales regiones de Chiapas*. (Reporte de estancia postdoctoral). El Colegio de la Frontera Sur y el Colegio de Postgraduados. San Cristóbal de las Casas.
- Covaleda, S., Paz, F., & de Jong, B. (2012a). Modelo genérico de estados y transiciones para los cambios en los almacenes de carbono en ecosistemas templados de Chiapas. En F. Paz, & R. Cuevas (Eds.), *Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2011. Serie Síntesis Nacionales* (pp. 356-363). Texcoco: Programa Mexicano del Carbono - Universidad Autónoma del Estado de México - Instituto Nacional de Ecología.
- Covaleda, S., Paz, F., & de Jong, B. (2012b). Modelos de estados y transiciones: una herramienta para la planificación de estrategias REDD+. En F. Paz, & R. Cuevas Eds.), *Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2011. Serie Síntesis Nacionales* (pp.773-739). Texcoco: Programa Mexicano del Carbono - Universidad Autónoma del Estado de México - Instituto Nacional de Ecología.
- Covaleda, C., Paz, F., & de Jong, B. (2013). Parametrización de modelos de estados y transiciones para el carbono y caracterización de la incertidumbre. En F. Paz, M. Bazan, & V. Saynes (Eds.), *Dinámica del Carbono en el Suelo 2012. Serie Avances Temáticos del Ciclo del Carbono y sus Interacciones* (pp. 85-91). Texcoco: Programa Mexicano del Carbono - la Sociedad Mexicana de Ciencias del Suelo.
- Covaleda, S. (2014). *Actualización de los modelos de estados y transiciones de las regiones Sierra Madre, Soconusco, Llanura Costera y Depresión Central*. Kibeltik Clima y Medio Ambiente A. C. Tuxtla-Gutiérrez: Conservación Internacional México A. C.
- Covaleda, S., Ranero, A., & Aguilar, S. (2014). *Diagnóstico de determinantes de deforestación en Chiapas*. Recuperado de [http://www.pmc carbono.org/pmc/biblioteca/doc\\_socios.php](http://www.pmc carbono.org/pmc/biblioteca/doc_socios.php)
- Covaleda, S., Paz, F., & Ranero, A. (2016). Carbono edáfico en Chiapas: Planteamiento de políticas públicas de mitigación de emisiones. *Terra Latinoamericana*, 34(1), 97-112.



- De Jong, B., Rojas, F., Olgúin, M., de la Cruz, V., Paz, F., Jiménez, G., & Castillo, M. A. (2010). *Establecimiento de una línea base de las emisiones actuales y futuras de Gases de Efecto Invernadero provenientes de Agricultura, Silvicultura y otros usos del suelo*. Recuperado de [http://www.pmc carbono.org/pmc/biblioteca/doc\\_socios.php](http://www.pmc carbono.org/pmc/biblioteca/doc_socios.php).
- Eagle, A. J., Henry, L. R., Olander, L. P., Haugen-Kozyra, K., Millar, N., & Robertson G. P. (2011). *Greenhouse gas mitigation potential of agricultural land management in the United States, a synthesis of the literature*. Technical Working Group on Agricultural Greenhouse Gases (T-AGG) Report (2<sup>nd</sup> ed). Durham: Nicholas Institute for Environmental Policy Solutions.
- Earth Innovation Institute (2015). *Promovendo o desenvolvimento rural de baixas emissões*. Recuperado de [http://earthinnovation.org/wp-content/uploads/2015/01/LED-R-report\\_pt\\_2015.pdf](http://earthinnovation.org/wp-content/uploads/2015/01/LED-R-report_pt_2015.pdf).
- Gudynas, E., & Ghionas, S. (2010). Agricultura y ganadería, biodiversidad, cambio climático: Estrechamente vinculados. *LEISA Revista de Agroecología*, 26, 40-43.
- Hansen, M. C., Potapov, P., Moore, V., Hancher, R., Turubanova, M., Tyukavina, S. A., Thau, A. D., Stehman, S. V., Goetz, S. J., Loveland, T. R., Kommareddy, A., Egorov, A., Chini, L., Justice C. O., & Townshend, J. R. G. (2013). High-resolution global maps of 21st-century forest cover change. *Science*, 342, 850–853. doi: 10.1126/science.1244693
- Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática - Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad - Instituto Nacional de Ecología [Inegi-Conabio-INE]. (2009). México: *Ecorregiones terrestres de México*. Escala 1:1 000 000.
- Jiménez, G., Marinidou, E., González, A., de Jong, B., Ochoa, S., & Olgúin, M. (2010). *Establecimiento de una línea base de las emisiones actuales y futuras de Gases de Efecto Invernadero provenientes de los subsectores Agricultura y Ganadería, del sector Agricultura, Silvicultura y otros usos del suelo (Afolu 1.2)*. Tuxtla Gutiérrez: Conservación Internacional México A. C.
- Mullerried, F. K. G. (1957). *La geología de Chiapas*. Colección Libros de Chiapas, Serie Básica. Tuxtla-Gutiérrez: Gobierno del Estado de Chiapas.
- Paz, F., Marín, M. I., Medrano, E. R., Ibarra F., & Pascual, F. (2010). *Elaboración de mapas multi-temporales de bosque, a partir de imágenes LANDSAT, TM y ETM+ y análisis de la degradación forestal y deforestación en Chiapas*. Recuperado de [http://www.pmc carbono.org/pmc/biblioteca/doc\\_socios.php](http://www.pmc carbono.org/pmc/biblioteca/doc_socios.php).
- Paz, F., Covalada, S., Ranero, A., Ugarte, X., Esquivel, E., Marín, M. I., Cuevas, R., de Jong, B., & Etchevers, J. D. (2012). *Estudio de Factibilidad para el mecanismo REDD+ en Chiapas*. Recuperado de [http://www.pmc carbono.org/pmc/proyectos/CI\\_Factibilidad\\_REDD+.php](http://www.pmc carbono.org/pmc/proyectos/CI_Factibilidad_REDD+.php).
- Paz, F. (2015). ¿Es suficiente evaluar “datos de actividad x factores de emisión = emisiones” en mecanismos tipo REDD+ o RETUS. En F. Paz, & J. Wong (Eds.), *Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2014. Serie Síntesis Nacionales* (pp. 526-532). Mérida: Programa Mexicano del Carbono - Centro de Investigaciones y Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional – Unidad Mérida - Centro de Investigación y Asistencia en Tecnología y Diseño del Estado de Jalisco.
- Paz, F., & Covalada, S. (2015). Modelos de estados y transiciones (METs) compuestos para la modelación anual de la dinámica del carbono. En F. Paz, & J. Wong (Eds.), *Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2014. Serie Síntesis Nacionales* (pp. 541-546). Mérida: Programa Mexicano del Carbono - Centro de Investigaciones y Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional - Centro de Investigación y Asistencia en Tecnología y Diseño del Estado de Jalisco.
- Paz, F., Covalada, S., & de Jong, B. (2015). Modelos de la dinámica temporal del carbono orgánico de los suelos asociada a cambios de uso del suelo en ecosistemas forestales. En F. Paz, & J. Wong (Eds.), *Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2014. Serie Síntesis Nacionales* (pp. 363-368). Mérida: Programa Mexicano del Carbono - Centro de Investigaciones y Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional - Centro de Investigación y Asistencia en Tecnología y Diseño del Estado de Jalisco.

- Reyes, M., Covaleda, S., Perez, M. J., & Paz, F. (2012). Ordenamientos territoriales e intervenciones a escala local en Chiapas en REDD+: carbono, costos de oportunidad y modelos de estados y transiciones. En F. Paz, & R. Cuevas (Eds.) *Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2011. Serie Síntesis Nacionales* (pp. 680-684). Texcoco: Programa Mexicano del Carbono - Universidad Autónoma del Estado de México - Instituto Nacional de Ecología.
- Secretaría de Medio Ambiente e Historia Natural del Estado de Chiapas [Semahn]. (2017). *Documento de la Estrategia Estatal REDD+ del Estado de Chiapas*. Recuperado de [http://www.semahn.chiapas.gob.mx/portal/descargas/cambio\\_climatico/eeredd\\_130317.pdf](http://www.semahn.chiapas.gob.mx/portal/descargas/cambio_climatico/eeredd_130317.pdf)
- Secretaría de Medio Ambiente e Historia Natural del Estado de Chiapas [Semahn]. (2011). *Programa de Acción Ante el Cambio Climático del Estado de Chiapas*. Recuperado de <http://www.cambioclimaticochiapas.org/portal/descargas/paccch/paccch.pdf>
- Stringham, T. K., Krueger, W. C., & Shaver, P. L. (2001). *States, transitions and thresholds: further refinement for rangeland applications, Special Report 1024*. Corvallis: Agricultural Experiment Station, Oregon State University.
- Vaca, R. A., Golicher, D. J., Cayuela, L., Hewson, J., & Steininger, M. (2012). Evidence of incipient forest transition in Southern Mexico. *PLoS ONE*, 7(8), e42309. doi:10.1371/journal.pone.0042309.
- Westoby, M., Walker, B., & Noy-Meir, I. (1989). Opportunistic management for rangelands not at equilibrium. *Journal of Rangeland Management*, 42, 266-274.
- White, D., & Minang, P. (2011). *Estimación de los costos de oportunidad de REDD+ Manual de capacitación*. Versión 1.3. Washington D. C. Banco Mundial.
- Yin, X., Gourdriaan, J., Lantinga, E. A., Vos, J., & Spiertz, H. J. (2003). A flexible sigmoid function of determinate growth. *Annals of Botany*, 91, 361-371.
- Manuscrito recibido el 13 de julio de 2017.  
Aceptado el 21 de enero de 2018.  
Publicado el 17 de diciembre de 2018.
- Este documento se debe citar como:  
Covaleda, S., Paz-Pellat, F. & Ranero, A. (2018). Escenarios de mitigación de emisiones para el sector rural del estado de Chiapas utilizando modelos de estados y transiciones. *Madera y Bosques*, 24(Núm. esp.), e2401897. doi: 10.21829/myb.2018.2401897



Madera y Bosques por Instituto de Ecología, A.C. se distribuye bajo una Licencia Creative Commons Atribución-No Comercial-Compartir Igual 4.0 Internacional.



# Experiencias de gobernanza multinivel en México: innovación para la reducción de emisiones de carbono de los ecosistemas terrestres

## Multilevel governance experiences in Mexico: Innovation for carbon emissions reduction in terrestrial ecosystems

Antoine Libert-Amico<sup>1\*</sup>, Tim Trench<sup>1,2</sup>, Abelardo Rodríguez<sup>3</sup> y María del Pilar Martínez-Morales<sup>4</sup>

<sup>1</sup> Center for International Forestry Research (CIFOR) Jl. CIFOR, Situ Gede, Bogor Barat, Indonesia.

<sup>2</sup> Universidad Autónoma Chapingo. San Cristóbal de las Casas, Chiapas, México.

<sup>3</sup> Consultor independiente, Mérida, Yucatán.

<sup>4</sup> Naturaleza y Redes, A. C. San Cristóbal de Las Casas, Chiapas.

\* Autor de correspondencia. antoinelibert@hotmail.com

### RESUMEN

La gobernanza ha sido definida de muchas maneras en su reciente auge de popularidad. Este artículo busca aportar a las discusiones continuas alrededor del tema, presentando resultados del estudio “Gobernanza multinivel y gestión del carbono a nivel de paisaje”, realizado en México entre 2014 y 2016 por el Centro para la Investigación Forestal Internacional [Cifor]. Se combina la presentación de resultados de este componente del Estudio Comparativo Global sobre REDD+ de Cifor con dos casos de estudio, para vislumbrar experiencias de gobernanza multinivel en el marco de las acciones tempranas para reducir emisiones por deforestación y degradación forestal (REDD+). Esta discusión de experiencias de gobernanza multinivel abarca la relación entre gobernanza y gobernabilidad al mostrar las innovaciones – pero también los obstáculos – que enfrentan las iniciativas de coordinación entre diferentes niveles de gobierno y actores de la sociedad civil.

**PALABRAS CLAVE:** REDD+, Reserva Biocultural del Puuc, Selva Lacandona, uso del suelo.

### ABSTRACT

Governance has been described in many ways throughout its recent rise in popularity. This article seeks to contribute to these ongoing discussions by presenting the results of the research project “Multilevel governance and carbon management”, carried out in Mexico from 2014 to 2016 on behalf of the Center for International Forestry Research (Cifor). We combine results from this component of Cifor’s Global Comparative Study on REDD+ with two case studies in order to illustrate multilevel governance experiences promoted as a part of REDD+ (reducing emissions from deforestation and forest degradation) early actions. We discuss the relationship between governance and governability while illustrating the innovations – as well as the obstacles – that these coordination initiatives between different levels of government and members of civil society face.

**KEYWORDS:** REDD+, Puuc Biocultural Reserve, Lacandon Forest, land use.

## INTRODUCCIÓN

La gobernanza ha sido definida de muchas maneras en las últimas décadas, particularmente, con relación a la gestión ambiental (Martínez y Espejel, 2015; Aguilar-Villanueva, 2006, 2010). El uso extendido de ‘gobernanza’ en diferentes contextos por distintos actores (como solución a diversos ‘males’) hace complicado definir con precisión el campo semántico que ocupa el concepto (Hewitt de Alcántara, 1998). Es un neologismo importado del inglés. En ocasiones, se emplea erróneamente la ‘gobernanza’ como sinónimo de ‘governabilidad’, cuando esencialmente la primera se refiere a las *formas* o *estilos* de gobernar, o *procesos* de ‘governación’ (Aguilar-Villanueva, 2006) y la segunda a la *capacidad* de gobernar o mantener un estado de ‘orden’ (Libert-Amico y Trench, 2016).

El concepto de gobernanza casi siempre tiene un contenido normativo; es decir, se refiere a la *buena* gobernanza, la cual se asocia con mayor democracia, transparencia y diálogo entre actores que lleva a nuevas formas de tomar decisiones. En palabras de Aguilar-Villanueva (2006), la gobernanza es *valorativa* y se refiere al proceso mediante el cual se define el *futuro social deseado*. De alguna forma, tanto el gobierno (tradicional) como la gobernanza (nueva) buscan la gobernabilidad – pero no siempre a través de la vía democrática; también se puede lograr la ‘governabilidad’ con autoritarismo, represión y sanciones (Murillo-Licea y Soares-Moraes, 2013).

En pronunciamientos oficiales de agentes de desarrollo y en la literatura científica, es común una narrativa que postula que se está transitando de una época de ‘gobierno’ (centralizado) a una de ‘gobernanza’ (democrática) (Martínez, Espejel y Martínez-Valdés, 2016). Se entiende esta transición como un cambio paradigmático en la forma de gobernar, asociado con el adelgazamiento del Estado (neoliberal), con la descentralización y con una mayor participación de actores no gubernamentales (Martínez *et al.*, 2016). Sin embargo, esta visión teleológica puede llegar a impedir un análisis de la particularidad de cada proceso nacional, regional o sectorial, o minimizar la conflictividad inherente a la distribución de poderes. Murillo-Licea y Soares-Moraes (2013) visualizan las

dinámicas de gobernanza como un péndulo que se mueve entre diferentes arreglos de poderes – entre gobernanza y gobernabilidad – dependiendo de diferentes coyunturas y actores<sup>1</sup>. Existe un doble movimiento: mientras el retiro del Estado ha dejado vacíos de poder que tienden a ser llenados por nuevos actores de la llamada ‘sociedad civil’, también el Estado ha intentado reconcentrar poderes y, a la vez, desplegar un discurso de gobernanza y participación, buscando descargar responsabilidades y adquirir legitimidad. También existe una importante discusión acerca de lo que opaca el discurso de gobernanza. Al priorizar los contextos institucional y organizacional en la solución de los problemas, se evita tocar directamente temas políticos sensibles (Hewitt de Alcántara, 1998). Esto ha tenido el efecto de despolitizar los problemas relacionados con la desigualdad económica, el papel de las élites o el cambio político en general. Desde esta óptica, el discurso de la gobernanza es otro ejemplo de cómo el desarrollo convierte los problemas de gestión en cuestiones ‘técnicas’ (Li, 2007).

Sin olvidar estas discusiones, se puede entender la gobernanza – de la forma más operativa – como las “múltiples maneras en que actores públicos y privados, del Estado, del mercado o de la sociedad civil, gobiernan asuntos públicos a diferentes escalas, de forma autónoma o en acción mutua” (Arts y Visseren-Hamakers, 2012: 242). Esta definición de gobernanza reconoce el papel de actores públicos y privados en proveer bienes y servicios públicos. Aunque las políticas gubernamentales inciden en la gobernanza, la gobernanza no se limita al gobierno.

La gobernanza multinivel (GMN) que aquí se trata es una extensión lógica del concepto original; se refiere a las relaciones e interacciones entre niveles (y sectores) y, en su caso, las formas de mejorar estas estructuras (Fig. 1). Como marco de análisis, la GMN pone énfasis en las dinámicas subnacionales, a veces demostrando novedosas alianzas entre actores gubernamentales y la ‘sociedad civil’. Sin embargo, como proyecto, el diseño e imposición de esquemas de GMN desde arriba han sido criticados

<sup>1</sup> Cabe notar que Murillo-Licea y Soares-Moraes (2013) asocian ‘governabilidad’ exclusivamente con instituciones del gobierno.



por ser esquemas demasiado abstractos y poco realistas, y por presuponer las bondades de múltiples jurisdicciones y la existencia de valores liberales compartidos por todos (Saito-Jensen, 2015; Thompson, Baruah y Carr, 2011).

Para evaluar las experiencias de GMN que se presentan en este escrito, se retoma lo que de Castro, Hogenboom y Baud (2015) plantean como los tres desafíos urgentes para afrontar los problemas socioambientales actuales y emergentes en América Latina, desde la perspectiva de la gobernanza: “*primero*, el desafío político de promover la democracia y la ciudadanía en un espacio público que esté protegido por una participación efectiva en la elaboración de la agenda y la negociación de intereses en conflicto; *segundo*, el desafío social de garantizar la mejora del bienestar a través de la seguridad alimentaria y territorial, la reproducción social y la autodeterminación de los grupos marginados; y *tercero*, el desafío ambiental de proteger la integridad ecológica, la mitigación de las emisiones de carbono y la adaptación al cambio climático” (de Castro *et al.*, 2015: 34). Estos tres desafíos (en lo político, lo social y lo ambiental) proveen insumos para analizar la implementación de experiencias de GMN, sus logros (con particular énfasis en la innovación) y los obstáculos encontrados en el camino.

La gobernanza se ha vuelto un nuevo concepto clave en las discusiones sobre gestión ambiental y cambio climático, aunque su significado se ha desdibujado paulatinamente por la diversidad de usos que se le ha dado



FIGURA 1. Gobernanza multinivel (Fuente: Cifor, 2014).

(Saito-Jensen, 2015). En este escrito se propone aterrizar los debates conceptuales sobre la gobernanza en experiencias contemporáneas y datos empíricos. Más allá del nuevo discurso de la gobernanza, se plantea analizar logros, innovaciones y obstáculos en la toma de decisiones, así como la construcción de acuerdos e implementación de acciones para estimular el desarrollo bajo en emisiones.

Tras introducir los debates alrededor del concepto de gobernanza, se muestran resultados del estudio del Cifor en México sobre “Gobernanza multinivel y gestión del carbono a nivel de paisaje” junto con dos casos de estudio sobre experiencias de gobernanza multinivel, diseñadas en el marco de las discusiones sobre la reducción de emisiones de gases de efecto invernadero en México. A través de estos estudios de caso se vislumbran experiencias de gobernanza en las cuales la innovación, las alianzas, los desafíos de la política y las diversas visiones de la gobernanza se perfilan para aportar aprendizajes para la gestión del carbono a escala de ecosistemas terrestres.

## GOBERNANZA MULTINIVEL Y LA IMPLEMENTACIÓN DE REDD+ EN MÉXICO

REDD+ (Reducción de Emisiones por Deforestación y Degradación forestal, más la conservación, el manejo sostenible de los bosques y el aumento de los almacenes de carbono) es un mecanismo internacional que busca mitigar los efectos del cambio climático a través de pagos que estimulen la conservación de bosques para incrementar la retención y/o captura de carbono y así ‘evitar’ las emisiones de gases de efecto invernadero derivadas de la deforestación y la degradación de bosques. La implementación del mecanismo REDD+ trastoca varios niveles de gobernanza por diversas razones. Incidir en la dinámica de cambio de uso de suelo, como pretende el mecanismo REDD+, requiere de una visión multinivel para identificar dónde se toman las decisiones. El proceso de monitoreo, reporte y verificación (MRV) de las emisiones también contempla diferentes escalas (Deschamps, Cisneros y Larson, 2017). Además, el desarrollo del mecanismo de REDD+ ha sido multinivel desde su comienzo, involucrando instituciones

supranacionales como el Banco Mundial (BM) y la Organización de las Naciones Unidas (ONU), al igual que gobiernos nacionales, regionales y locales (Ochieng, Visser-Hamakers, Arts, Brockhaus y Herold, 2016).

México ha avanzado relativamente rápido en la implementación de REDD+ con Acciones Tempranas (ATREDD+) gubernamentales en cinco estados de la República Mexicana: Campeche, Chiapas, Jalisco, Quintana Roo y Yucatán. La Estrategia Nacional REDD+ (ENAREDD+) en México hace hincapié en la necesidad de efectuar mejoras en la gobernanza multinivel e intersectorial (Comisión Nacional Forestal [Conafor], 2017). Si bien México se caracteriza por una jerarquía institucional bien definida que distribuye poderes y atribuciones entre federación, estado y municipio, las ATREDD+ presentan arreglos institucionales innovadores (Libert-Amico y Trench, 2016). Por una parte, la pieza clave en esta estrategia – y la innovación principal – son las Agencias Públicas de Desarrollo Territorial (APDT), organismos públicos que se sitúan entre los municipios y los estados (nivel supramunicipal) con el objetivo de promover un enfoque territorial que permita la armonización de las políticas gubernamentales y otras inversiones (Conafor, 2015; 2017). Por otra parte, las fuertes inversiones de la Conafor – al menos hasta 2015 – han tenido el efecto de revalorizar el sector social (ejidos y comunidades agrarias) como poseedores de las tierras de uso común con bosque y beneficiarios de los programas gubernamentales; alrededor de 65% de los bosques y selvas en México se encuentran en propiedad social (Madrid, Núñez, Quiroz y Rodríguez, 2009; Merino y Martínez, 2014).

La innovación ha sido un elemento central en el discurso de las ATREDD+, buscando ser catalizador de nuevos procesos de gestión ambiental en el “manejo integrado del territorio”, tal como establece la ENAREDD+ (Conafor, 2017). No solo se han figurado “nuevos” niveles de gobierno y arreglos institucionales que enfatizan la escala subnacional, sino que se han creado espacios de participación ciudadana y coordinación interinstitucional, junto con intentos de escalar experiencias locales de buenas prácticas.

El contexto político en el cual se estrenan estas innovaciones de GMN resulta clave para su análisis. Según indicadores de gobernanza del BM (y otros), México es un caso a contracorriente en el contexto latinoamericano. En categorías como ‘transparencia y rendición de cuentas’, ‘control de corrupción’ y ‘estabilidad política’, México exhibe una baja, cuando en el resto del continente existe una tendencia a la mejora<sup>2</sup>. El índice de percepción de la corrupción ha aumentado constantemente en el país, siendo ubicado por la organización Transparencia Internacional en el lugar 123 de 176 naciones en 2016<sup>3</sup>. Esto pone en relieve las contradicciones entre un escenario cada vez más conflictivo e ingobernable y nuevas políticas gubernamentales que pretenden promover mayor participación y armonización para alinearse a directrices internacionales.

## MATERIALES Y MÉTODOS

### GMN y uso del suelo en México

El presente escrito deriva del proyecto de investigación del Centro para la Investigación Forestal Internacional [Cifor] en México sobre “Gobernanza multinivel y gestión del carbono a nivel de paisaje” (Ravikumar, Larson, Duchelle, Myers y Tovar, 2015; Carrillo-Fuentes y Velasco-Ramírez, 2016; Trench, Larson, & Libert-Amico, 2017; Trench, Larson, Libert-Amico y Ravikumar, 2018). Como un componente del Estudio Comparativo Global sobre REDD+ de Cifor (Vijge, Brockhaus, Di Gregorio y Muhrrom, 2016), esta investigación sobre las dinámicas de cambio de uso de suelo en los estados de Chiapas y Yucatán incluyó la realización de más de 150 entrevistas en los dos estados entre 2014 y 2015 con representantes de gobierno de los tres niveles, organizaciones no gubernamentales (ONG), representantes comunitarios, productores, empresas y centros de investigación. Las entrevistas fueron procesadas por medio del software de análisis de

<sup>2</sup> <http://info.worldbank.org/governance/wgi/index.aspx#countryReports>. Consultado el 22 de enero de 2018.

<sup>3</sup> Los datos de los indicadores globales de corrupción y transparencia publicados por Transparencia Internacional se encuentran disponibles en: <http://transparencia.org.es> Consultado el 22 de enero de 2018.



datos cualitativos NVivo 11® de QSR International, catalogando las referencias por temáticas clave.

El software NVivo 11® permite el análisis cuantitativo de datos cualitativos. Por ejemplo, referencias en las entrevistas a la participación de un actor pueden ser cuantificadas para mostrar el grado de influencia de este actor en los debates alrededor del tema en cuestión. En la figura 2 se muestran las referencias respecto a la toma de decisiones sobre el uso del suelo: entre los diversos niveles de gobierno y actores clave en el uso del suelo, ¿quién detiene la autoridad (entendida como atribución formal) en la toma de decisiones sobre elementos como la concesión de permisos (de plantaciones, minería o títulos de tenencia, por ejemplo), el establecimiento de una zona protegida, o la planificación y zonificación del territorio?

La figura 2 expresa la importancia del nivel subnacional en el marco de las ATREDD+, con nuevas atribuciones y más acceso a fondos (Luttrell, Sills, Aryani, Ekaputri, Evinke, 2018; Ravikumar *et al.*, 2015; Sills *et al.*, 2012). De particular interés es el papel cobrado por el gobierno estatal en cuestiones de gestión ambiental, lo cual representa un giro en políticas gubernamentales facilitado por el marco de los debates sobre cambio climático. A la vez, es

interesante notar que el gobierno ejidal o la comunidad agraria asumen una posición relevante, lo cual refleja su poder *de facto* en las decisiones cotidianas en torno al uso de suelo, además de ser una consecuencia de los apoyos de la Conafor al sector social. Los resultados de la figura 2 confirman que el gobierno municipal desempeña un papel marginal en la toma de decisiones sobre el uso del suelo (Trench *et al.*, 2018). Por otra parte, el pequeño productor individual sigue siendo dependiente de otros actores para la reproducción social de la vida campesina.

Sin embargo, a pesar del nuevo enfoque en el nivel subnacional en el marco de las discusiones sobre REDD+, el gobierno federal sigue siendo el actor principal (Ribot, Agrawal y Larson, 2006). El gobierno federal es quien condiciona la práctica de los niveles sub-nacionales al ser el mayor contribuyente financiero, mientras tiende a definir las relaciones exógenas de los ejidos y comunidades. Dentro del amplio espectro del gobierno federal y los diferentes sectores representados por las secretarías federales, la Conafor ha asumido un papel líder en el manejo de los fondos y la toma de decisiones sobre las ATREDD+.

Para identificar quiénes están participando y quiénes no en arreglos de coordinación (lo que se denomina

Autoridad en decisiones sobre uso del suelo

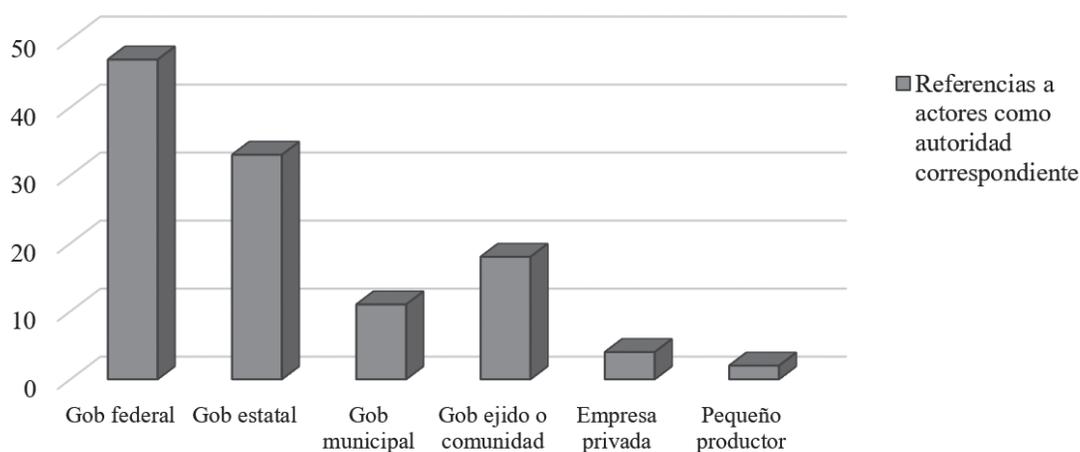


FIGURA 2. Autoridad sobre el uso del suelo en México según entrevistas realizadas por el “Estudio Comparativo Global sobre REDD+” de Cifor.

“Articulación y Comunicación” para los fines del estudio de Cifor), las menciones directas en las entrevistas a la participación de cada nivel de gobierno en formas de articulación y comunicación fueron categorizadas por el tipo de articulación, generando los resultados visibles en la figura 3.

Estos números muestran una limitada articulación entre niveles de gobierno. Más bien, la coordinación gira, fundamentalmente, alrededor del gobierno federal. Complementando la figura 3 con el contenido de las entrevistas, se aprecia que la mayoría de las referencias a la articulación y comunicación aluden a la articulación entre el gobierno federal (Conafor) y actores subnacionales, particularmente ejidos y, en menor grado, municipios. Aparte de la coordinación intranivel (por ejemplo, entre gobiernos estatales de la Península de Yucatán o entre municipios conformados en juntas intermunicipales), la forma de articulación prevaleciente en las entrevistas es entre el gobierno federal y el ejido, en una relación determinada por las transacciones de los programas de gobierno. El gobierno federal es el referente central para los niveles sub-nacionales: son pocas las menciones a formas de articulación entre el gobierno estatal y los munici-

pios o los ejidos, mientras que estas tienden a ser estimuladas por financiadores internacionales (por ejemplo, la promoción por parte del gobierno del estado de las juntas intermunicipales, tal como se discute más adelante en el caso de la Reserva Biocultural del Puuc). En estos datos se expresa una característica clave del centralismo mexicano: a pesar de avances formales hacia la descentralización, se observa en los hechos una reticencia de parte del gobierno federal de perder poder en diversos ámbitos estratégicos.

## CASOS DE ESTUDIO

Para complementar el panorama antes expuesto, se presentan dos casos de estudio sobre experiencias particulares de innovación para la GMN en México, elaborados en coordinación con colaboradores regionales.

El primer caso de estudio abarca la innovación en GMN en el marco de la Reserva Estatal Biocultural del Puuc (RBP) en el cono sur del estado de Yucatán. Facilitada por una alianza entre gobiernos estatales de la Península de Yucatán y financiamientos internacionales, la Secretaría de Desarrollo Urbano y Medio Ambiente del estado de Yucatán [Seduma] ha impulsado formas innova-

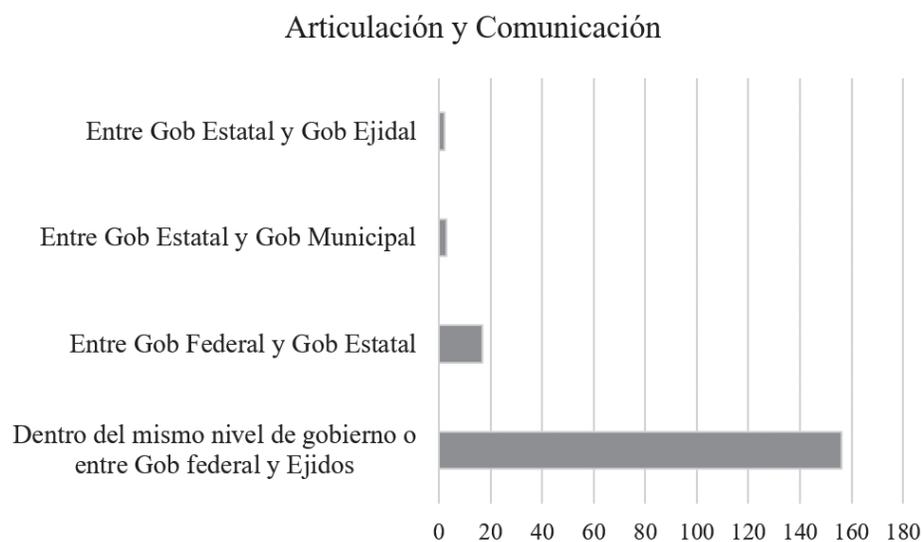


FIGURA 3. Articulación y Comunicación entre niveles de gobierno en México según entrevistas realizadas por el “Estudio Comparativo Global sobre REDD+” de Cifor.



doras de gestión territorial que buscan reconocer la particular realidad sociocultural y biofísica de esta área de ATREDD+. En 2014 se creó una APDT de nivel supramunicipal para la gestión de la reserva: la Junta Intermunicipal Biocultural del Puuc [Jibiopuuc] (Gobierno del estado de Yucatán [GEY], 2014), siguiendo un modelo de gestión territorial ideado en Francia e impulsado por el LAIF (*Latin America Investment Facility*) de la Comisión Europea. Este modelo de gobernanza plantea replicar la experiencia de la Junta Intermunicipal de la Cuenca del Río Ayuquila (JIRA) (Cano-Castellanos y Lazos-Chavero, 2017). Este intento de crear un nuevo “nivel” de gestión ambiental, ubicado entre el nivel estatal y el nivel municipal, enfrentaba en 2017 una serie de desafíos para fomentar participación social, transparencia y rendición de cuentas, con avances y obstáculos explorados en el caso de estudio.

El segundo caso de estudio abarca una región clave para la conservación de la biodiversidad y los servicios ecosistémicos: la Selva Lacandona de Chiapas. Blanco histórico de proyectos de desarrollo sostenible y conservación, la Selva Lacandona fue designada como parte de los programas especiales ATREDD+ de forma posterior a las demás del país (financiada con fondos propios y no con fondos del BM), ante la presión política de actores clave en el sector ambiental. En aras de buscar la complementariedad en las diversas inversiones públicas en la Selva Lacandona, actores como la Comisión para el Uso y el Conocimiento de la Biodiversidad [Conabio] y la ONG Natura y Ecosistemas Mexicanos A. C., propusieron un modelo innovador de coordinación inter-institucional para hacer frente a los desafíos históricos de esta región, aunque con resultados limitados.

### Caso 1. GMN en el sur de Yucatán: el caso de la Junta Intermunicipal Biocultural del Puuc

La RBP se estableció el 1 de noviembre de 2011 con la finalidad explícita de garantizar que los beneficios derivados de los servicios ambientales de los ecosistemas se distribuyan de forma amplia y equitativa para mejorar la calidad de vida de la población, mediante procesos de

aprendizaje colaborativo, con pleno respeto a la diversidad cultural del área (GEY, 2011). Su establecimiento fue secuela de la Conferencia de las Partes (COP-16) de la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre Cambio Climático (CMNUCC) en 2010 en Cancún, combinado con esfuerzos interestatales y de organizaciones de la sociedad civil (Hourcade y Shukla, 2015; Rodríguez, 2016). En el decreto de su creación se menciona que “la gobernanza es la forma de resolver los problemas de desarrollo de manera integral, con transparencia, equidad y justicia y pleno respeto a la cultura y a los derechos humanos, procurando que los beneficios derivados de las cualidades emergentes de cada paisaje o microcuenca se distribuyan lo más ampliamente entre la población, con énfasis en las salvaguardas que garanticen la conservación de los elementos culturales propios” (GEY, 2011).

El área de la RBP incluye casi 136 000 ha cubiertas por tres tipos de selva baja; dentro de su polígono habita una población de 710 habitantes pertenecientes a los municipios de Muna, Oxkutzcab, Santa Elena, Tekax y Ticul en el sur del estado de Yucatán (Becerril, 2014). La RBP resguarda 603 especies de flora, 52 especies de reptiles, 247 especies de aves y 63 especies de mamíferos, incluyendo especies endémicas y en peligro de extinción (GEY, 2011: 10), además de un patrimonio cultural vivo del pueblo maya que se manifiesta a través de sus tradiciones. La zona de influencia de la RBP es esencial para la supervivencia de ejidatarios o vecinados, maya-hablantes, quienes se caracterizan por vivir en condiciones de marginación y por tener extensiones limitadas de tierra comparado con los habitantes en el interior de la RBP (Becerril, 2014). Este contraste ayuda a entender las incursiones a la RBP para cazar, extraer leña o madera, plantas medicinales, o bien, para hacer milpa, entre otros usos.

Once ejidos, con todo o parte de su territorio, conforman el polígono de la RBP y nueve ejidos fuera del polígono tienen gran influencia sobre la misma (Rodríguez-Villabona y García-Contreras, 2012). Las familias ejidatarias no solamente se dedican a la agricultura y ganadería, apicultura y uso forestal múltiple, sino también a la producción de artesanías, al comercio y al

transporte, entre otros. Cinco ejidos de la región participan en el programa de pago por servicios ambientales (PSA) de la Conafor. El sector privado incluye agricultores y ganaderos, casi todos ellos con pozos para el suministro de agua, además de restauranteros, comerciantes y transportistas, conservacionistas, investigadores y educadores. Los sitios arqueológicos de la ‘Ruta Puuc’ (de los cuales el más famoso es Uxmal) han incentivado la provisión de servicios de hospedaje y turismo. Dentro de la RBP también existe la Reserva (privada) Biocultural de Kaxil Kiuic (1640 ha) que tiene un programa educativo, realiza trabajos de monitoreo de la biodiversidad y propaga especies de uso maderable con las que se promueve la reforestación de los ejidos vecinos<sup>4</sup>.

El actual sistema de GMN que enmarca a la RBP es una fusión de sus instancias de gobernanza previstas en el decreto de la Jibiopuuc y acontecimientos más recientes en el marco de las ATREDD+. En un sentido, el decreto de la RBP representa una innovación por sí mismo, por el énfasis puesto en la dimensión biocultural y por la propuesta de los Comités de Usuarios (CU) de la reserva (GEY, 2011: 31). Los CU están constituidos por ejidatarios y propietarios de tierra o de negocios dentro y fuera de la RBP y corresponden a cuatro microcuencas o áreas de manejo territorial identificadas por la Seduma. Pero la principal innovación ha sido la creación de la Jibiopuuc en 2014 que pretende mejorar la coordinación entre los seis municipios actualmente contemplados en la gestión territorial. El municipio de Tzucacab se integró en la Jibiopuuc en 2017. El plan estratégico de la Jibiopuuc contempla coadyuvar a la conservación y manejo de las áreas protegidas municipales; en particular, la RBP. La Seduma y sus colaboradores han tomado elementos de las Juntas Intermunicipales de Medio Ambiente (JIMA)<sup>5</sup> en la creación de la Jibiopuuc, buscando, a su vez, visibilizar prácticas bioculturales del pueblo indígena maya en el manejo del área

protegida (desde la milpa maya hasta las técnicas precolumbinas de cosecha y almacenamiento de agua). Ideado como garante de la interacción permanente entre la ciudadanía organizada y no organizada con la Jibiopuuc, el Consejo Ciudadano (CC) se construyó con base en los lineamientos recomendados en una consultoría (Isunza-Vera, Macías-Richard & Hernández-Hernández, 2014). Propuesto como eje articulador de la participación en la Jibiopuuc y sus iniciativas, el CC está compuesto por representantes de los CU, dependencias federales y estatales, empresarios, organizaciones de la sociedad civil y académicos. El CC es responsable de asesorar al Consejo de Administración de la Jibiopuuc, constituido por los seis ayuntamientos, la Seduma y la Conafor, así como los representantes ciudadanos.

Los esfuerzos por apoyar a la gobernanza en la RBP y su zona de influencia se han focalizado a nivel municipal e intermunicipal (Lara-Villatoro, 2012, 2013a, 2013b; Isunza *et al.*, 2014; Rabasa-Guevara, 2015). Sin embargo, en 2015 se impulsó una consultoría con financiamiento internacional enfocada en la gobernanza a nivel local, buscando fomentar la participación ciudadana en las estructuras de gobernanza (Rodríguez, 2016). No obstante, este trabajo de gobernanza local contempla una población total de aproximadamente 22 000 habitantes (entre localidades dentro de la reserva y en su zona de influencia). La Jibiopuuc incluye casi 140 000 habitantes (considerando los seis municipios) en un territorio más de cinco veces más grande que la reserva y con una base económica mucho más amplia y diversificada. La Jibiopuuc comenzó a operar a finales de 2014 con la instalación del Consejo de Administración. En 2015 se firmaron los convenios entre la Jibiopuuc, la Conabio y la Seduma, y después se acordó la integración de la dirección técnica, encargada de ejecutar los acuerdos del Consejo de Administración. El CC se constituyó en septiembre del mismo año y la lista de CU de los servicios ecosistémicos se completó en marzo de 2016. A la fecha, existe una baja representación de los CU en el CC y el Consejo de Administración de la Jibiopuuc; mientras que el CC cuenta con 27 miembros, solo cuatro (de dos de las cuatro subre-

4 La fundación privada Kaxil Kiuic, A. C., se dedica a actividades de conservación y educación, en colaboración con Millsaps College (USA) y otros centros de investigación de México y Estados Unidos de América.

5 Un modelo de gobernanza ambiental promovido inicialmente para la gestión de cuencas y retomado por la Conafor en el marco de las ATREDD+ (Graf, Santana, Martínez, García y Llamas, 2006; Libert-Amico y Trench, 2016).



giones) provienen de los CU. La incipiente participación del CC y los CU en la Jibiopuuc ilustra la debilidad de los lazos entre los diferentes actores que conforman este arreglo innovador de gobernanza.

A principios de 2017, los CU aún no habían implementado sus planes de acción en las cuatro subregiones de la RBP por carecer de apoyo financiero. La Jibiopuuc, en contraposición a las JIMA de Jalisco, vive al día, con pequeñas donaciones de ONG internacionales o apoyos estatales. Esta falta de estabilidad financiera no ha permitido construir un equipo permanente<sup>6</sup>; a pesar de la promesa de 18 millones de pesos para ejercer en el sector agropecuario para reducir la deforestación y degradación forestal, aprobados por la Comisión Intersectorial de Cambio Climático de Yucatán en 2016, para 2017 no se registraron acciones al respecto (El Universal, 2016).

## Caso 2. Coordinación multinivel en el marco del PESL

Este apartado se centra en el análisis del caso del Programa Especial para la Conservación, Restauración y Aprovechamiento Sustentable de la Selva Lacandona, en el estado de Chiapas (PESL) como una experiencia de GMN. El polígono del PESL abarca un total de 1 063 105 ha, con una población de 116 533 habitantes distribuida en 545 localidades con grado de marginación “muy alto”, según los lineamientos iniciales del programa (Conafor, 2010b). Este programa nació como resultado del impulso de una propuesta de coordinación interinstitucional de Conabio y aliados clave como Natura y Ecosistemas Mexicanos A. C. Tal propuesta fue presentada por Conabio en 2008 a distintas organizaciones de la sociedad civil y a instituciones gubernamentales estatales y federales, entre ellas Conafor y la Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación [Sagarpa] (Obregón, 2008). Como resultado de ello, ese mismo año, la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales [Semarnat] y la Sagarpa firmaron un convenio,

a través del cual la Conabio ha operado durante diez años recursos de la Sagarpa en la Selva Lacandona con el “Programa Desarrollo Rural Sustentable en Corredores Biológicos de Chiapas”. La Conafor se unió a la iniciativa en 2010, al proponer la región como una de sus ATREDD+ (Conafor, 2010a). La Conafor implementó el PESL del año 2010 al 2015.

El PESL se propuso incidir en el reto de la reducción de emisiones financiando actividades de conservación, restauración y reforestación, con el objetivo de “atender la problemática de disminución de las superficies forestales en la Selva Lacandona, [...] por el desarrollo de actividades económicas” (Conafor, 2010b: 2). Para alcanzar dicho objetivo en el marco de coordinación interinstitucional, el PESL proponía la creación de una estructura de GMN y un instrumento de planeación participativa multisectorial para buscar responder a los problemas forestales específicos de la Selva Lacandona.

La estructura de GMN del PESL incluía las figuras del agente técnico (AT)<sup>7</sup>, grupo operativo y consejo técnico. En dicha estructura, la Conabio, mediante un convenio firmado con la Conafor, desempeñaba la figura del AT, colaborando en la elaboración y difusión de lineamientos, así como en la revisión de propuestas y evaluación del programa junto con el grupo operativo. Las figuras de grupo operativo y consejo técnico estaban constituidas fundamentalmente por personal de instituciones federales de los sectores ambiental, agropecuario y social, involucrando también algunos representantes del sector ambiental del nivel estatal. Los actores locales llegaron a ser involucrados dentro del consejo técnico a partir de 2012. El grupo operativo, específicamente, se encargaba de supervisar las solicitudes de apoyo y definir la designación de fondos. Por su parte, el consejo técnico validaba el proceso de asignación de fondos, operación y evaluación del PESL.

El instrumento de planeación participativa multisectorial proponía que los usuarios y dueños de bosques, asesorados por los prestadores de servicios técnicos forestales

<sup>6</sup> Es llamativo que no se ha actualizado el sitio web de la Jibiopuuc (<http://jibiopuuc.org.mx/>) desde finales de 2015, así poniendo en entredicho las metas de transparencia y rendición de cuentas que prometía este nuevo ente de gobernanza.

<sup>7</sup> A partir de 2014 el agente técnico se llama agente público de desarrollo territorial (APDT) debido a los cambios resultantes de la emisión de lineamientos del Programa Especial de Áreas ATREDD+, bajo los cuales la Conafor regularía en adelante la operación del PESL.

(en adelante Técnicos forestales)<sup>8</sup>, realizaran una planeación a 5 años de las actividades de conservación y aprovechamiento sostenible en sus parcelas. Este instrumento fue propuesto por la Conabio con el nombre de Proyecto Integral de Intervención (PII) (Conafor, 2010b; 2011). En el diseño del PII, la Conabio se enfocó en el nivel de predio, retomando un ejercicio que había realizado anteriormente con ganaderos de la Selva Lacandona (Ruiz de Oña y Martínez, 2010) e información de otros ejemplos de planeación a nivel de finca. La elaboración del PII, sin embargo, presentó dificultades para embonar actividades planeadas a nivel de predio con actividades a nivel de ejido (como el PSA). Ante este problema de escala, se determinó emplear como instrumento de planeación el Programa Predial de Desarrollo Integral de mediano plazo (P-PREDIAL) diseñado por la Conafor para la gestión forestal en núcleos agrarios (Conafor, 2012).

A diferencia de otros programas sectoriales y de escala nacional, el PESL pretendía involucrar a instituciones de distintos sectores para reducir la deforestación y degradación forestal a través de la estructura de GMN, con un instrumento de planeación compartido. Desafortunadamente, la coordinación interinstitucional fue limitada. Por un lado, la participación de las instituciones en la estructura de gobernanza del PESL no iba más allá de la evaluación conjunta de las solicitudes de apoyo presentadas a la Conafor (por ejemplo, emitiendo recomendaciones para evitar la duplicidad de recursos para una misma actividad)<sup>9</sup>. Por otro lado, el P-PREDIAL no se consolidó como instrumento compartido de planeación para orientar los fondos de las diferentes instituciones involucradas en el PESL. El P-PREDIAL era un instrumento vinculante solamente en la dimensión forestal; el instrumento fue diseñado, y usado exclusivamente por la Conafor. Aunque inicialmente los equipos técnicos que operan los fondos de la Sagarpa asignados a la Conabio fueron capacitados en la elaboración de PII junto a los técnicos forestales de la

Conafor (Martínez y Díaz, 2012), solamente los técnicos forestales implementaron la herramienta de planeación del PESL. Cabe comentar que, incluso, durante los ejercicios de planeación territorial desarrollados en el marco del proyecto de la Conabio financiado por la Sagarpa, algunos equipos operativos del mismo enfrentaron la resistencia de los técnicos forestales certificados, cuando intentaron incluir el tema forestal en su planificación. Esto muestra que el ejercicio de *planeación* multisectorial no aseguró una *intervención* de tal tipo.

Otra limitante ocurría en relación con la participación de los actores locales, dado que solamente involucraba a quienes tenían la propiedad legal de la tierra, es decir, a ejidatarios o comuneros. De esta manera, el PESL, como otros programas gubernamentales, excluía actores importantes para la construcción de una estrategia de desarrollo territorial baja en emisiones, como la mayor parte de las mujeres y jóvenes sin tierra que hacen un uso importante de los recursos de la selva (Vásquez-García, 2015). Asimismo, los lineamientos del PESL limitaron el involucramiento de las comunidades irregulares en la zona, sin certidumbre en la tenencia de la tierra, ya que no se incluyeron dentro de las áreas sujetas a la aplicación del programa.

Por otra parte, los técnicos forestales no participaron en el grupo operativo o el consejo técnico, a pesar de jugar un papel clave al acompañar a los actores locales en el análisis y planeación multisectorial en el P-PREDIAL<sup>10</sup>. Los Técnicos forestales cumplían con la elaboración de los P-PREDIAL<sup>11</sup>; sin embargo, al igual que las instituciones distintas a la Conafor, no eran obligados a dar seguimiento o gestionar financiamiento para las actividades agropecuarias no cubiertas por el PESL. Algunos técnicos forestales incluso se resistían a realizar el ejercicio de pla-

8 Individuos y/u organizaciones certificadas por la Conafor para proveer asistencia técnica a los beneficiarios de sus programas.

9 Deschamps *et al.* (2015: 31) consideraron que el "papel del Consejo Técnico y del Grupo Operativo del PESL se reduce a ser un órgano de contraloría y de dic-taminación de apoyos, en lugar de retroalimentar el Programa para su mejora".

10 Se reconoce que la participación de los técnicos forestales en estos espacios podría representar un conflicto de interés, ya que los técnicos promueven solicitudes para los núcleos agrarios en donde prestan sus servicios. Sin embargo, estos técnicos tienen experiencia muy valiosa para afinar las directrices y la implementación del PESL.

11 De acuerdo con la consulta en las bases de datos de la Conabio, en las micro-regiones de Marqués de Comillas (incluye el municipio de Benemérito de las Américas) y Maravilla Tenejapa, definidas por la Conabio, el PESL invirtió hasta 2014, \$5 407 000 bajo el apoyo del P-PREDIAL, con lo que se planearon actividades en 20 118.33 ha.



neación integral que involucraba el P-PREDIAL, ya que no percibían estímulos para ir más allá del PSA: “mi planeación entonces va a estar limitada a esa superficie, del PSA y, las actividades del PSA [...]. ¿Por qué nosotros tenemos que hacer un proceso que involucre a todo el ejido si nada más tenemos una superficie de apoyo?” (entrevista personal con funcionario del gobierno federal, San Cristóbal de Las Casas, Chiapas, 17 de agosto de 2016). Adicionalmente, los técnicos forestales no eran capacitados ni certificados para gestionar proyectos de otras instituciones que no fueran de la Conafor. Esta situación mostró la ausencia en el programa de un enlace entre los técnicos forestales y las actividades agropecuarias que permitiera el diálogo para implementar acciones intersectoriales planeadas en el terreno.

Además de las limitantes asociadas a la misma estructura de gobernanza y del instrumento de planeación, la atención territorial propuesta en los lineamientos del PESL fue perdiendo gradualmente el impulso de la Conafor. En 2014 la Conafor dejó de dar continuidad al convenio con el que otorgó a la Conabio el papel de AT, diluyendo así la capacidad de actuación de la institución que había impulsado originalmente la intervención interinstitucional propuesta en el PESL. Posteriormente, la Conafor dejó de emitir los lineamientos del PESL y los substituyó por las reglas de operación del Programa Nacional Forestal (Diario Oficial de la Federación [DOF], 2015). Aunque emitió en el marco de dicho programa nacional una convocatoria específica para la Selva Lacandona, la Conafor descartó los lineamientos específicos para el territorio y con ello desapareció el esquema de gobernanza impulsado a través del PESL.

Es difícil establecer las razones por las que la Conafor dejó de dar continuidad a este programa, pero se pueden hipotetizar dos motivos. Primero, personas entrevistadas perciben que el gobierno del presidente Enrique Peña Nieto puso las actividades REDD+ en un segundo plano de prioridad ante las reducciones presupuestales. Y segundo, la evaluación negativa de los programas especiales de las ATREDD+ (Deschamps, Zavariz y Zúñiga, 2015) y del PESL mismo (Devhint, 2015) pudieron haber

influenciado en la interrupción del programa. La conclusión del PESL en 2015 y el débil involucramiento de otras instituciones para coordinar sus acciones (más allá de la asistencia a eventos protocolarios) muestran la vulnerabilidad de los esquemas de GMN en el caso mexicano. Este tipo de iniciativas puede nacer por voluntad política, así como por la habilidad de un pequeño grupo de promotores, pero también desvanecerse rápidamente cuando cambia la composición de los actores.

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Se retoma el marco de evaluación propuesto por de Castro *et al.* (2015) para discutir los casos de estudio con base en tres desafíos para la gobernanza ambiental en América Latina en la esfera de lo político, lo social y lo ambiental. En relación con el desafío político, de promover participación ciudadana, transparencia y la resolución de conflictos, los dos casos de estudio expresan obstáculos estructurales en la relación entre sectores y niveles del gobierno. Además, estas innovaciones de GMN ocurren en un contexto en donde existen cada vez más dudas y críticas respecto al proceso de democratización del país. En el caso de la Jibiopuuc, la piedra angular de la innovación para la GMN es la asociación entre los seis gobiernos municipales. Pero con sus periodos de administración cortos, bajas capacidades y poca incidencia en el territorio, el municipio rural enfrenta, por lo general, serios retos como instancia de gobernanza territorial. A la vez, se reconoce que la Jibiopuuc es un proyecto piloto de JIMA en el país que ostenta un enfoque biocultural. Sin embargo, la Jibiopuuc es una propuesta que viene ‘desde arriba’ y enfrenta hasta la fecha desafíos para posicionarse como una legítima autoridad en la región. Por ejemplo, persiste el desafío de aportar a la resolución de conflictos territoriales, tal como los que se han dado por incursiones extractivas a la RBP por parte de los ejidatarios vecinos. Los trabajos de GMN en la región aún no abordan este tipo de desafíos del “manejo integrado del territorio”. Los ejidos de la zona han expresado su descontento en entrevistas; mencionan que “algo se pierde en la comunicación hacia arriba” (entrevista personal con autoridad ejidal, Becan-

chén, Yucatán, octubre de 2015). Adicionalmente, los CU de la Jibiopuuc aún no reconocen plenamente al CC como su instancia de acceso a los niveles superiores, ni existen mecanismos claros de rendición de cuentas de arriba hacia abajo, mientras que la ciudadanía expresa una falta de acceso a la información. Además, para 2017 solo dos de los cuatro CU están integrados en el CC, cuyos representantes son de la Reserva Privada Kaxil Kiuic y del ejido San Agustín. Por las características agrarias excepcionales de San Agustín – con casi 1000 ha de selva por cada ejidatario residente –, este ejido ha sido beneficiario de múltiples programas e intervenciones forestales y se ha promovido como un ejemplo a seguir dentro de las ATREDD+. Sin embargo, preocupa que en este momento la voz de los usuarios de la RBP se limite a la conservación privada y a un ejido poco representativo de la realidad territorial.

En relación con el caso de estudio de Chiapas, el PESL proponía que la toma de decisiones respecto a las actividades de un territorio dejara de estar centralizada en un solo nivel de gobierno y se discutiera en órganos con cierta autoridad (el grupo operativo y el consejo técnico), donde confluyeran representantes de distintos sectores y de niveles de gobierno (federal, estatal y ejidal). Pero los municipios y ejidos tuvieron poca influencia sobre el diseño e implementación del PESL. La promesa de la coordinación interinstitucional no logró materializarse. El abandono final de dichas propuestas desde el marco del PESL pone en duda si es que existen las condiciones y el respaldo necesario para la adopción de esquemas de gobernanza multinivel en México.

En los dos casos, la participación de los ejidos ha sido limitada, lo que lleva al siguiente desafío del bienestar social y la distribución de beneficios. El análisis de la distribución de los beneficios permite vislumbrar el cumplimiento empírico de los objetivos explícitos de mejorar el bienestar de los grupos marginados a través de la seguridad alimentaria y territorial (McDermott, Mahanty y Schreckenber, 2013). Con la excepción del ejido de San Agustín, los apoyos de los programas de ATREDD+ en el cono sur de Yucatán no han logrado consolidar el manejo

forestal en los demás núcleos agrarios de la reserva. En una región donde subsidios considerables de la Sagarpa a la producción de soya han fomentado el cambio de uso de suelo hacia este cultivo en años recientes, el monto ofrecido en el programa PSA (\$350 por hectárea en el caso del pago por servicios hidrológicos) no se acerca al costo de oportunidad. La alternativa del desarrollo bajo en emisiones mediante el manejo forestal comunitario aún está lejos de difundirse en la reserva. Aunque los ejidatarios de San Agustín parecen comprometidos con los objetivos de proteger la integridad ecológica y mitigar las emisiones de carbono, no son representativos de la situación de gobernanza local y la disposición de capital natural por ejidatario debido a la alta densidad de población fuera de la reserva. La conservación de la RBP depende de opciones para mejorar la situación socioeconómica prevaleciente y esto es función de oportunidades en la producción agropecuaria pero también fuera del sector primario.

En el caso del PESL, la cuestión del bienestar de la población y los niveles de seguridad alimentaria permanecieron desvinculados del tema forestal. El instrumento del P-PREDIAL, diseñado en su origen por la Conafor para aplicarse en las áreas con vocación forestal, no facilitó la planeación de actividades económicas en las áreas agrícolas de los núcleos agrarios. Por esto, no fue retomado como herramienta de planeación y operación conjunta; faltó coordinación entre la Conafor y la Sagarpa. Adicionalmente, se identificó una falta de incentivos y capacidades para que los técnicos forestales adoptaran estrategias más integrales de planeación del desarrollo bajo en emisiones (como busca la ENAREDD+).

Con respecto al tercer desafío identificado por de Castro *et al.* (2015) – la protección de la integridad ecológica y la mitigación de emisiones –, las dos experiencias de GMN carecen de indicadores para estimar el impacto del programa en este sentido. Mientras que la experiencia en Chiapas se plasma en torno a una Reserva de la Biosfera de renombre internacional (Montes Azules), la experiencia del cono sur de Yucatán gira alrededor de la creación de un nuevo tipo de reserva “biocultural” que promueve explícitamente una visión indígena maya del territorio. En



las dos experiencias el PSA fue visto como herramienta central para la conservación. Sin embargo, dicho programa tiene sus limitaciones para promover el manejo sostenible más allá de frenar la ampliación de la frontera agropecuaria. El PESL tuvo una limitada capacidad para ofrecer alternativas de aprovechamiento sostenible para el desarrollo rural debido a que sus recursos se orientaron principalmente a la conservación de las selvas a través del PSA (Deschamps *et al.*, 2015). Desde el origen del PESL, el PSA se concebía como un instrumento ‘llave’ de la gestión territorial comunitaria, que permitía conciliar un primer acuerdo: estabilizar la cobertura forestal comunitaria, para a partir de ahí, se establecieran otro tipo de arreglos, con los diversos sectores productivos” (Conabio, 2012: 7). Con ese énfasis, una de las propuestas clave en el PESL consistía en otorgar un PSA “aumentado” de 1000 pesos/ha/año, una cantidad mayor al monto de los programas nacionales de la Conafor. Esta condición, así como la promoción de PSA por parte de los técnicos forestales, generaron que gran parte de los recursos del PESL se orientaran a dicho concepto. Entre 2010 y 2014, 75% de la inversión del PESL se destinó al PSA (Deschamps *et al.*, 2015). Más

allá de este incentivo a la conservación, otras posibles alternativas de conservación y aprovechamiento quedaron relegadas a un segundo plano en el PESL.

### Reflexiones sobre GMN en los casos de estudio

Para facilitar el análisis comparativo, se presentan, en la figura 4, los actores principales de los arreglos de gobernanza presentados. Este ejercicio de esquematización no es exhaustivo, e incluso omite algunos actores como, por ejemplo, el Grupo Técnico y Consejo Operativo del PESL (un intento de integrar más dependencias, incluyendo algunas del gobierno estatal, en la planeación de la Selva Lacandona, si bien no logró ir más allá de la formalidad). En este sentido, el esquema busca insertar en el marco de la gobernanza multinivel a los actores con capacidad de incidencia en cada uno de los dos casos.

Las experiencias de GMN mostradas en este escrito ilustran casos particulares donde la innovación es movilizadora para construir nuevas relaciones entre niveles y sectores de gobierno y sociedad. Mientras una de las experiencias enfatiza la descentralización, creando un nuevo nivel de gobierno subnacional y fomentando la

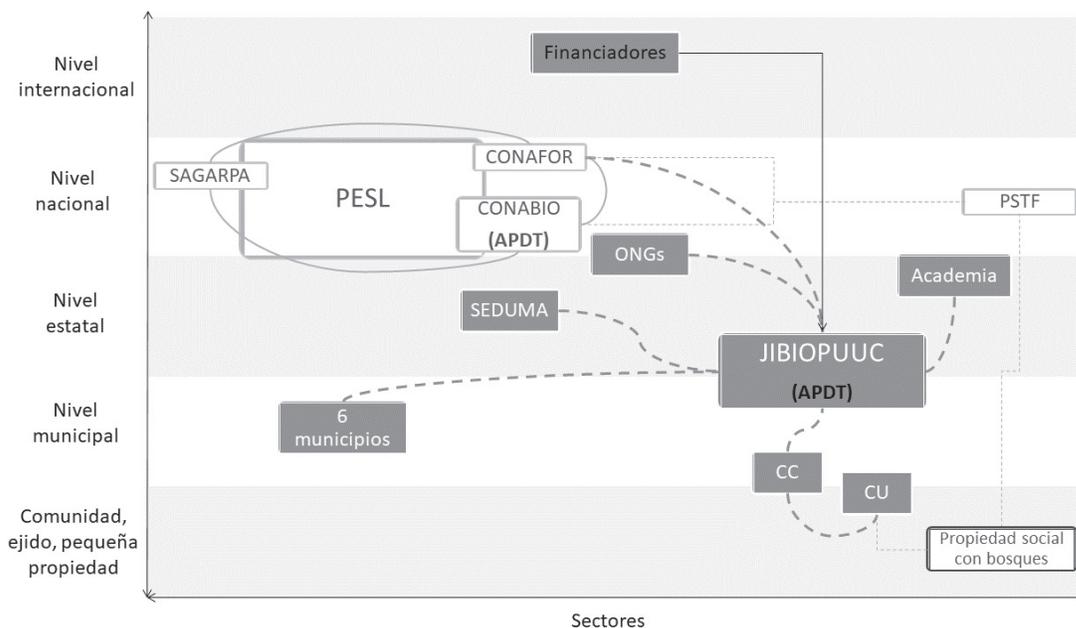


FIGURA 4. Esquematización de los casos de estudio de la Jibiopuuc y el PESL en el marco de análisis de la GMN.

participación social, el otro caso busca generar coordinación entre sectores e instituciones del gobierno federal por medio de herramientas compartidas de planeación. El liderazgo de individuos clave genera nuevos arreglos de GMN, pero estos tienden a expresar debilidad: cambios de personal dentro de instituciones han llevado al fracaso o la suspensión de iniciativas de GMN. La coordinación existe gracias a la empatía entre individuos clave, tal como en el caso del PESL, donde la coordinación interinstitucional no logra ir más allá de promover una planeación integral.

La política sectorial implica que cada dependencia tiene sus tomadores de decisiones, instrumentos propios de planeación, e implementadores (técnicos) reconocidos. Una verdadera cultura sectorial constituye cuellos de botella para la colaboración interinstitucional; cada sector tiene sus formas, ritmos y metas. Adicionalmente, la coordinación efectiva entre niveles y sectores de gobierno – un desafío continuo para la reducción de emisiones – es obstaculizada por el manejo político de proyectos, fondos y alianzas. Las propuestas de GMN son ideadas “de arriba hacia abajo”, entendiendo la gobernanza como estrategia o herramienta para mejorar el actuar del gobierno y la gobernabilidad. Confundiendo gobernanza y gobernabilidad, discursos de eficiencia y participación cobijan la reproducción de prácticas políticas históricas, con expresiones a veces clientelares donde la distribución equitativa de los beneficios es obviada (Dunlop y Corbera, 2016).

Al principio de este escrito, se dio una definición operativa de gobernanza – las formas de coordinación entre diferentes actores para resolver problemas públicos – pero también es necesario reconocer el grado en que estos procesos de ‘gobernanza’ e intentos de innovación están incrustados en contextos políticos, sociales e históricos. Esto lleva al enfoque de gobernanza como *proceso social* que destacan de Castro *et al.* (2015), quienes ven a la gobernanza (ambiental) como el “proceso de formulación y refutación de imágenes, diseños y ejecución de los procedimientos y prácticas que configuran el acceso, control y uso de los recursos naturales entre actores diferentes” (de

Castro *et al.*, 2015: 18). Igual que de Castro *et al.* (2015), en este estudio se cuestiona la perspectiva normativa de la buena gobernanza, tan presente en *policy documents* y se tratan de vislumbrar las diferencias entre las teorías y discursos relacionados con la gobernanza y con la práctica de su aplicación. A fin de cuentas, las distintas aceptaciones de la gobernanza están en sí situadas. Si se observa a la gobernanza desde arriba, desde el punto de vista del Estado, el discurso de (buena) gobernanza, participación y transparencia sirve para recuperar legitimidad en un contexto de recurrentes crisis y coyunturas de ingobernabilidad. Además, es una forma de descargar ciertas responsabilidades operativas, a la vez reteniendo ciertos niveles de control. Desde abajo, el discurso de la gobernanza se presenta como una oportunidad para las organizaciones de base para ganar terreno e incidir en el diseño y operación de ciertas políticas, muchas veces apoyadas por directrices internacionales relativas a derechos humanos (por ejemplo, la exigencia del cumplimiento del derecho a la consulta libre, previa e informada). Por otra parte, desde la perspectiva de las organizaciones no gubernamentales, por ejemplo, la gobernanza es también una oportunidad para promover agendas institucionales y obtener financiamientos; viejas estrategias son reorientadas para las nuevas directrices.

Algunos han señalado las contradicciones entre la promoción de buenas prácticas por parte de ONGs y los limitados procesos de rendición de cuentas al exterior de estas organizaciones (Aldashev, Marini y Verdier, 2015). De esta manera, resulta pertinente preguntarse no solo cuál es el actor detrás de la promoción de la gobernanza, sino ¿gobernanza para qué y para quiénes?.

## CONCLUSIONES

Los casos de estudio ilustran barreras para transitar de la planeación intersectorial a la implementación coordinada. Estructuras exógenas de gobernanza diseñadas de arriba hacia abajo expresan dificultad en tocar terreno y engranar con los niveles de gobernanza más abajo. Atribuciones claras, presupuestos correspondientes y capacidades locales faltan para facilitar la participación activa de los nive-



les más bajos de los niveles de gobierno. Mientras que los municipios enfrentan desafíos para consolidarse como puentes entre los ejidos y el gobierno estatal y federal (en el caso de la Jibiopuuc), la coordinación interinstitucional expresada en la planeación en el marco del PESL encuentra obstáculos al tocar terreno, con problemas para construir herramientas comunes de planeación y técnicas forestales con insuficientes incentivos y limitadas capacidades para ir más allá de lo forestal para fomentar el tan deseado “manejo integrado del territorio”.

Está claro que se han tratado de erigir estos nuevos esquemas de gobernanza en un contexto nacional poco favorable. La violencia e inseguridad presentan serios retos para la gobernabilidad del país y el sistema político (el ejecutivo, las legislaturas y el poder judicial gozan de poca credibilidad). No se puede decretar la ‘buena gobernanza’ desde arriba porque el problema no es tanto a qué (nuevo) nivel de gobierno se desconcentra la autoridad sobre la planeación en el territorio, sino la *forma* y la *práctica* de gobernar en sí. Inercias sectoriales, un déficit democrático (adentro y afuera del gobierno) y una falta de apoyo económico adecuado para consolidar las innovaciones de GMN siguen siendo desafíos magnos para la construcción de una gobernanza distinta.

## RECONOCIMIENTOS

Esta investigación forma parte del Estudio Comparativo Global sobre REDD+ de Cifor ([www.cifor.org/gcs](http://www.cifor.org/gcs)). Socios financiadores que han respaldado esta investigación incluyen: Norwegian Agency for Development Cooperation (Norad), Australian Department of Foreign Affairs and Trade (DFAT), la Unión Europea (UE), la International Climate Initiative (IKI) del German Federal Ministry for the Environment, Nature Conservation, Building and Nuclear Safety (BMUB) y el Programa de Investigación de CGIAR Bosques, Árboles y Agroforestería (CRP-FTA), con el apoyo financiero de donadores al CGIAR Fund. Con relación al caso de estudio de Yucatán, la Agencia Alemana para la Cooperación al Desarrollo (GIZ) y la Conabio brindaron su apoyo financiero al proyecto intitulado “Fortalecimiento de la Gobernanza Local en la

Reserva Estatal Biocultural del Puuc”. Un donador anónimo hizo posible la realización de los talleres y recorridos de campo en Yucatán.

Se agradecen también las valiosas aportaciones de dos arbitrajes anónimos al escrito.

## REFERENCIAS

- Aguilar-Villanueva, L. F. (2006). *Gobernanza y gestión pública*. México: Fondo de Cultura Económica.
- Aguilar-Villanueva, L. F. (2010). *Gobernanza: el nuevo proceso de gobernar*. México: Fundación Friedrich Naumann para la Libertad.
- Aldashev, G., Marini, M., & Verdier, T. (2015). Governance of non-profit and non-governmental organizations – within and between organization analyses: an introduction. *Annals of Public and Cooperative Economics*, 86, 1-5. doi: 10.1111/apce.12064
- Arts, B., & Visseren-Hamakers, I. (2012). Forest Governance: a state of the art review. En B. Arts, S. van Bommel, M. Ros-Tonen, & G. Verschoor. *Forest-people interfaces: Understanding community forestry and biocultural diversity* (pp. 241-257). Wageningen: Wageningen Academic Publishers. doi: 10.3920/978-90-8686-749-3\_15
- Becerril, G. J. (2014). *Matriz de Contabilidad Social de la Reserva Estatal “Biocultural del Puuc”*. Reporte sin publicar para TNC, mayo, Mérida, Yucatán.
- Cano-Castellanos, I. J., & Lazos-Chavero, E. (2017). Política pública y acciones ambientales en la Costa Sur de Jalisco. *Revista Mexicana de Sociología*, 79, 93-122.
- Carrillo-Fuentes, J. C., & Velasco-Ramírez, A. (2016). *Estudio legal: Facultades y responsabilidades para REDD+, el manejo forestal y del suelo en México*. Bogor, Indonesia: Cifor. doi: 10.17528/cifor/006024
- Centro para la Investigación Forestal Internacional [Cifor]. (2014). *Gobernanza multinivel y gestión del carbono a nivel de paisaje*, Bogor: Center for International Forestry Research. Recuperado de [http://www.cifor.org/publications/pdf\\_files/factsheet/4796-factsheet.pdf](http://www.cifor.org/publications/pdf_files/factsheet/4796-factsheet.pdf).
- Comisión para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad [Conabio]. (2012). *Programa Especial para la Conservación, Restauración y Aprovechamiento Sustentable de la*

- Selva Lacandona, en el Estado de Chiapas*. Informe 2011. México, D. F.
- Comisión Nacional Forestal [Conafor]. (2010a). *Visión de México sobre REDD+. Hacia una Estrategia Nacional*. Zapopan: Conafor.
- Comisión Nacional Forestal [Conafor]. (2010b). *Lineamientos del Programa Especial para la Conservación, Restauración y Aprovechamiento Sustentable de la Selva Lacandona, en el estado de Chiapas*. Zapopan: Conafor.
- Comisión Nacional Forestal [Conafor]. (2011). *Lineamientos del Programa Especial para la Conservación, Restauración y Aprovechamiento Sustentable de la Selva Lacandona, en el estado de Chiapas*. Zapopan: Conafor.
- Comisión Nacional Forestal [Conafor]. (2012). *Lineamientos del Programa Especial para la Conservación, Restauración y Aprovechamiento Sustentable de la Selva Lacandona, en el estado de Chiapas*. Zapopan: Conafor.
- Comisión Nacional Forestal [Conafor]. (2015). *Modelo de intervención en Áreas de Acción Temprana REDD+*. Zapopan: Conafor.
- Comisión Nacional Forestal [Conafor]. (2017). *Estrategia Nacional para REDD+ 2017-2010*. Zapopan: Conafor.
- De Castro, F., Hogenboom, B., & Baud, M. (2015). Gobernanza ambiental en América Latina en la encrucijada. Moviéndose entre múltiples imágenes, interacciones e instituciones. En *Gobernanza ambiental en América Latina* (pp. 13-38). Buenos Aires: Clacso.
- Deschamps, P., Cisneros, N., & Larson, A. M. (2017). MRV para REDD+ en México: el proceso político de una institución técnica. *Cifor Infobrief*, 187. doi:10.17528/cifor/006592.
- Deschamps, P., Zavariz, B., & Zúñiga, I. (2015). *Revisión de la implementación de REDD+ en México. Análisis de los programas especiales en Áreas De Acción Temprana REDD+*. México: CCMSS. 48 p.
- Devhint. (2015). *Consultoría para la identificación de lecciones aprendidas del desarrollo e implementación de políticas públicas que promueven el desarrollo rural sustentable a través del manejo integral del territorio*. Caso del Programa Especial para la Conservación, Restauración y Aprovechamiento Sustentable de la Selva Lacandona (PESL). Versión Borrador. México.
- Diario Oficial de la Federación [DOF]. (2015). *Reglas de Operación del Programa Nacional Forestal 2016*. Ciudad de México, Distrito Federal.
- Dunlop, T., & Corbera, E. (2016). Incentivizing REDD+: How developing countries are laying the groundwork for benefit-sharing. *Environmental Science & Policy*, 63, 44-54. doi: 10.1016/j.envsci.2016.04.018
- El Universal (2016). *Destina Yucatán 18 mdp para combatir deforestación*. Recuperado de <http://www.eluniversal.com.mx/articulo/estados/2016/03/9/destina-yucatan-18-mdp-para-combatir-deforestacion>
- Gobierno del Estado de Yucatán [GEY]. (2011). *Decreto que establece el Área Natural Protegida denominada Reserva Estatal Biocultural del Puuc*. Diario Oficial, 1 de noviembre.
- Gobierno del Estado de Yucatán [GEY]. (2014). *Convenio de creación del Organismo Público Descentralizado "Junta Intermunicipal Biocultural del Puuc" que celebran los Ayuntamientos de Muna, Oxkutzcab, Santa Elena, Tekax y Ticul*. 10 de octubre.
- Graf, S., Santana, E., Martínez, L. M., García, S., & Llamas, J. J. (2006). Collaborative governance for sustainable water resources management: The experience of the Inter-municipal Initiative for the Integrated Management of the Ayuquila River Basin, Mexico. *Environment and Urbanization*, 18, 297-313. doi: 10.1177/0956247806069602
- Hewitt de Alcántara, C. (1998). Uses and Abuses of the Concept of Governance. *International Social Science Journal*, 50(155), 105-113. doi: 10.1111/1468-2451.00113
- Hourcade, J. C., & Shukla, P. R. (2015). Cancun's paradigm shift and COP 21: to go beyond rhetoric. *International Environmental Agreements: Politics, Law and Economics*, 15(4), 343-351. doi: 10.1007/s10784-015-9305-6
- Isunza-Vera, E., Macías-Richard, C., & Hernández-Hernández, M. (2014). *Orientaciones para la constitución e instalación del Consejo Ciudadano de las Juntas Intermunicipales de Medio Ambiente*. Semarnat - Conafor - Conabio.
- Lara-Villatoro, A. (2012). *Planeación participativa, intercambio de experiencias y promoción del enfoque de Corredores Biológicos en la zona sur del estado de Yucatán*. CCRB/DRP/Conabio/006/2011.



- Lara-Villatoro, A. (2013a). *Fortalecimiento de mecanismos de gobernanza en el marco de acciones tempranas REDD+ en la zona sur del estado de Yucatán*. Cgcrb/Conafor/AFD/086/2012.
- Lara-Villatoro, A. (2013b). *Diagnóstico y gestión para la creación de un Organismo de Gobernanza Local en el marco de las acciones tempranas REDD+ en la zona sur del estado de Yucatán*. Cgcrb/Conafor/AFD/027/2013.
- Li, T. M. (2007). *The Will to Improve: Governmentality, Development, and the Practice of Politics*. Durham: Duke University Press. doi: 10.1215/9780822389781
- Libert-Amico, A., & Trench, T. (2016). Bosques y suelos en el contexto de REDD+: Entre gobierno y gobernanza en México. *Terra Latinoamericana*, 34, 113-124.
- Luttrell, C., Sills, E., Aryani, R., Ekaputri, A. D., & Evinke, M. F. (2018). Beyond opportunity costs: who bears the implementation costs of reducing emissions from deforestation and degradation? *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 2(2), 291-310. doi: 10.1007/s11027-016-9736-6
- Madrid, L., Núñez, J., Quiroz, G., & Rodríguez, Y. (2009). La propiedad social forestal en México. *Investigación Ambiental*, 2, 179-186.
- Martínez, M. P., & Díaz, G. D. A. (2012). *Herramientas para la elaboración de Proyectos Integrales de Intervención*. CCRB/DRChTyO/ Conafor /051/2012. Informe único. San Cristóbal de Las Casas: Naturaleza y Redes A. C.
- Martínez, N., & Espejel, I. (2015). La investigación de la gobernanza en México y su aplicabilidad ambiental. *Economía, Sociedad y Territorio*, 15, 153-183.
- Martínez, N., Espejel, I., & Martínez-Valdés, C. (2016). Evaluation of governance in the administration of protected areas of the Peninsula of Baja California. *Frontera Norte*, 28(55), 103-129.
- Merino, L., & Martínez, A. (2014). *Al vuelo de pájaro. Las condiciones de las comunidades con bosques templados en México*. México: Conabio.
- McDermott, M., Mahanty, S., & Schreckenber, K. (2013). Examining equity: a multidimensional framework for assessing equity in payments for ecosystem services. *Environmental Science & Policy*, 33, 416-427. doi: 10.1016/j.envsci.2012.10.006
- Murillo-Licea, D., & Soares-Moraes, D. (2013). El péndulo de la gobernabilidad y la gobernanza del agua en México. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 4(3), 149-163.
- Obregón, V. R. (2008). *Reuniones con funcionarios estatales y federales en el estado de Chiapas con el propósito de gestionar la operación conjunta de programas agropecuarios con instituciones del sector ambiental y del campo y como resultado se han movilizad recursos adicionales a los proyectos que se desarrollan en la región de Marqués de Comillas* (CBM-M/UTN/010/2008). Informe final de consultoría. Ciudad de México.
- Ochieng, R. M., Visseren-Hamakers, I. J., Arts, B., Brockhaus, M., & Herold, M. (2016). Institutional effectiveness of REDD+ MRV: Countries progress in implementing technical guidelines and good governance requirements. *Environmental Science & Policy*, 61, 42-52. doi: 10.1016/j.envsci.2016.03.018.
- Rabasa-Guevara, M. (2015). *Integración, desarrollo y fortalecimiento de capacidades del Consejo Ciudadano de la Jibiopuuc*. Consultoría para The Nature Conservancy, Mérida.
- Ravikumar, A., Larson, A. M., Duchelle, A. E., Myers, R., & Tovar, J. G. (2015). Multilevel governance challenges in transitioning towards a national approach for REDD plus: evidence from 23 subnational REDD plus initiatives. *International Journal of the Commons*, 9(2), 909-931. doi: 10.18352/ijc.593
- Ribot, J. C., Agrawal, A., & Larson, A. (2006). Recentralizing while decentralizing: How national governments reappropriate forest resources. *World Development*, 34(11), 1864-1886. doi: 10.1016/j.worlddev.2005.11.020.
- Rodríguez, A. (2016). *Fortalecimiento de la Gobernanza Local en la Reserva Estatal Biocultural del Puuc, Informe Final para la GIZ-Conabio, Proyecto Gobernanza de la Biodiversidad: Participación justa y equitativa de los beneficios que se deriven del uso y manejo de la diversidad biológica en México*. Contrato No. 83210532, Mérida, Yucatán.
- Rodríguez-Villabona, I., & García-Contreras, G. (2012). *Planeación para la Conservación de la Reserva Estatal Biocultural del Puuc y su zona de influencia*. Pronatura Península de Yucatán, Mérida.

- Ruiz de Oña, P. C., & Martínez, M. M. P. (2010). *Planeación comunitaria empleando la herramienta de plan vivo en el proyecto de desarrollo rural en corredores biológicos de los municipios de Marqués de Comillas; Ocosingo y Maravilla Tenejapa*. Conabio- Sagarpa/PS/016/2009. Informe final. AMBIO. San Cristóbal de Las Casas, Chiapas.
- Saito-Jensen, M. (2015). *Theories and methods for the study of multilevel environmental governance*. Bogor, Indonesia: Center for International Forestry Research. doi: 10.17528/cifor/005541
- Sills, E., Atmadja, S. S., de Sassi, C., Duchelle, A. E., Kweka, D. L., Pradnja Resosudarmo, I. A., & Sunderlin, W. D. (2012). *REDD+ on the ground. A case book of subnational initiatives across the globe*. Cifor, Bogor. doi: 10.17528/cifor/005202
- Thompson, M. C., Baruah, M., & Carr, E. C. (2011). Seeing REDD+ as a project of environmental governance. *Environmental Science & Policy*, 14, 100-110. doi: 10.1016/j.envsci.2010.11.006
- Trench, T., Larson, A. M., Libert-Amico, A., & Ravikumar, A. (2018). *Análisis de la gobernanza multinivel en México: Lecciones para REDD+ de un estudio sobre cambio de uso del suelo y distribución de beneficios en Chiapas y Yucatán*. Working Paper 236, Bogor, Indonesia: Cifor. doi: 10.17528/cifor/006798
- Trench, T., Larson, A. M., & Libert-Amico, A. (2017). Gobernanza multinivel y uso del suelo en Chiapas y Yucatán. *InfoBrief*, 188, 10.17528/cifor/006590, Bogor, Indonesia: Cifor. doi: 10.17528/cifor/006590
- Vásquez-García, V. (2015). Manejo forestal comunitario, gobernanza y género en Hidalgo, México. *Revista Mexicana de Sociología*, 77(4), 611-635.
- Vijge, M. J., Brockhaus, M., Di Gregorio, M., & Muharrom, E. (2016). Framing national REDD+ benefits, monitoring, governance and finance: A comparative analysis of seven countries. *Global Environmental Change*, 39, 57-68. doi: 10.1016/j.gloenvcha.2016.04.002

Manuscrito recibido el 6 de septiembre de 2017  
 Aceptado el 22 de mayo de 2018  
 Publicado el 15 de diciembre de 2018

Este documento se debe citar como:

Libert-Amico, A., Trench, T., Rodríguez, A., & Martínez-Morales, M. P. (2018). Experiencias de gobernanza multinivel en México: innovación para la reducción de emisiones de carbono de los ecosistemas terrestres. *Madera y Bosques*, 24(Núm. esp.), e2401909. doi: 10.21829/myb.2018.2401009



Madera y Bosques por Instituto de Ecología, A.C. se distribuye bajo una Licencia Creative Commons Atribución-No Comercial-Compartir Igual 4.0 Internacional.



# Contradicciones socioambientales en los procesos de mitigación asociados al ciclo del carbono en sistemas agroforestales

## Socio-environmental contradictions in carbon mitigation processes in agroforestry systems

Lorena Soto-Pinto<sup>1</sup>\* y Guillermo Jiménez-Ferrer<sup>1</sup>

<sup>1</sup> El Colegio de la Frontera Sur (ECOSUR). Departamento de Agricultura, Sociedad y Ambiente. San Cristóbal de las Casas, Chiapas, México.

\* Autor de correspondencia. lsoto@ecosur.mx

### RESUMEN

En distintas regiones del mundo, la agroforestería ha contribuido a mejorar los sistemas de producción agrícola, la soberanía alimentaria y la conservación de la biodiversidad, así como a mitigar y adaptarse a los efectos del cambio climático. El maíz, el café y la ganadería bovina, son actividades agropecuarias esenciales en los estados del sur de México. En Chiapas existen diversas experiencias agroforestales de mitigación que sobresalen por su multifuncionalidad: producen alimentos y bienes forestales y, al mismo tiempo, mantienen funciones socioambientales. Los proyectos de mitigación presentan barreras y contradicciones socioambientales para la implementación y continuidad, aunque han mostrado su importancia en la mitigación de gases efecto invernadero. El objetivo de este trabajo es discutir las contradicciones (*trade-offs*) que se presentan en proyectos agroforestales para mitigación de gases efecto invernadero. En los sistemas analizados se encontraron importantes cantidades de carbono en la materia orgánica del suelo, biomasa viva y muerta. Desde la perspectiva de la producción de alimentos y madera, así como de la conservación de especies y funciones ecosistémicas, los sistemas agroforestales manejados en pequeña escala son estratégicos. No obstante, se observaron limitaciones desde la perspectiva de los productores en el terreno de los beneficios económicos y necesidades de organización para el mercado, los requisitos, la capacitación, la competencia por uso del suelo y la inversión del trabajo. Las ventajas y desventajas son elementos importantes a ser tomados en cuenta en el diseño de sistemas agroforestales y programas de servicios ecosistémicos. En la medida que se entiendan estos procesos, habrá mayor posibilidad de éxito con beneficios locales y globales.

**PALABRAS CLAVE:** acahuals, agroforestería, café, cambio climático, ganadería, maíz, servicios ecosistémicos, sistemas silvopastoriles, zona maya.

### ABSTRACT

Agroforestry has allowed, in multiple regions of the world to improve agricultural production systems, contributing to food sovereignty, biodiversity conservation and climate change mitigation and adaptation. Maize, coffee and cattle systems are essential activities in southern Mexico. In Chiapas, some agroforestry experiences for carbon mitigation stand out because of their multifunctionality: they simultaneously produce food, forestry goods and ecosystem functions. Mitigation projects present constraints and trade-offs for implementation and continuity, although these systems have showed the importance of trees for mitigating greenhouse gases. The aim of this work is to discuss the trade-offs of agroforestry carbon mitigation projects. Agroforestry systems contain important amounts of carbon in soil and biomass, live and dead. From the point of view of food and timber production, as well as species conservation and ecosystem functions, small-scale agroforestry systems are strategic. However, from the farmer's perspective, there are concerns in the context participation, benefits, requirements and labor investments. Trade-offs are important elements to be taken into account for the design of agroforestry systems and ecosystem service programs. To the extent that these processes are understood, there will be greater possibilities of success, with local and global benefits.

**KEYWORDS:** acahuals, agroforestry, coffee, climate change, livestock, corn, ecosystem services, silvopastoral systems, maya zone.

## INTRODUCCIÓN

El cambio climático (CC) es uno de los procesos más importantes a escala global con múltiples y complejos efectos ambientales y sociales (Food and Agriculture Organization of the United Nations [FAO], 2016). Este proceso está afectando severamente a los grupos sociales más desprotegidos (Intergovernmental Panel on Climate Change [IPCC], 2014; Thornton, van de Steeg, Notenbaert y Herrero, 2009), con suficientes evidencias a escala mundial de su impacto sobre la producción agrícola y pecuaria por efecto de las sequías, inundaciones, huracanes y otros fenómenos que influyen sobre los rendimientos, la infraestructura y, en general, las capacidades productivas en las zonas rurales (Kurukulasuriya y Rosenthal, 2003; Conde, Ferrer, Gay y Araujo, 2004; Gay, Estrada, Conde, Eakin y Villers, 2006; Schroth *et al.*, 2009; Herrero *et al.*, 2015).

La agricultura y la ganadería permiten la subsistencia de 900 millones de personas en el mundo, quienes viven con menos de USD 1.9/día (World Bank, 2015); al mismo tiempo, estas actividades son un importante agente de emisiones de gases efecto invernadero (GEI) (IPCC, 2014).

La cantidad de CO<sub>2</sub> en la atmósfera se ha incrementado, atribuyéndose en su mayoría al consumo de energía fósil, al cambio de uso de suelo y a la deforestación (IPCC, 2003).

La agricultura y la soberanía alimentaria en México también se han visto afectados desde hace décadas por modelos de desarrollo equivocados, los cuales se han orientado hacia la intensificación de los sistemas de producción mediante monocultivos o la simplificación, usando fertilizantes químicos, pesticidas, variedades genéticamente modificadas y/o paquetes tecnológicos de altos insumos (Bartra, 2015). Este modelo de agricultura ha generado una dependencia tecnológica y desvalorizado los sistemas tradicionales de producción campesinos, cuya efectividad en la mitigación y adaptación al CC y la soberanía alimentaria no han sido bien ponderados. Estos sistemas de producción agrícola en México se han desarrollado con recursos y conocimiento local de los productores, con bajos insumos y alta diversidad; por su complejidad, diversidad y bajo uso de insumos externos,

juegan un papel esencial en la producción de alimentos y servicios, la conservación de recursos y la estabilidad social y ambiental (Altieri y Koohafkan, 2008; Jose, 2009; Tscharrntke *et al.*, 2011; Bello, Naranjo y Vandame, 2012; Soto-Pinto y Armijo-Florentino, 2014; Soto-Pinto y Aguirre-Dávila, 2015; Jiménez-Ferrer *et al.*, 2015; Soto-Pinto, Anzueto, Jiménez y Martínez-Zuramendi, 2016).

A escala mundial se ha demostrado que diversos proyectos ambientales y de desarrollo rural han promovido sistemas y prácticas agroforestales que permiten la mitigación de GEI y la adaptación al CC; sin embargo, hay barreras y contradicciones socioambientales que limitan e impiden su escalamiento y masificación (Franzel, Denning, Lillese-Barneko y Mercado, 2006; Soto-Pinto, Rubio, Anzueto y Reyes-García, 2012; Soto-Pinto, Castillo-Santiago y Jiménez Ferrer, 2012; Jiménez-Ferrer *et al.*, 2015).

## OBJETIVOS

El objetivo de este trabajo fue mostrar los contenidos de carbono (C) en distintos sistemas agroforestales de maíz, café y ganadería bovina, así como discutir las contradicciones (*trade-offs*) socio-ambientales que se presentan para la implementación de sistemas agroforestales de maíz, café y ganadería bovina, con ejemplos en Chiapas, México.

## MATERIALES Y MÉTODOS

Este trabajo está basado en dos fuentes de información: por un lado, revisión de literatura relacionada con aspectos de los almacenes de C en distintos agroecosistemas y sobre la dinámica social de proyectos agroforestales abocados a la mitigación y las características de algunos de ellos en distintos momentos y, por otro lado, el análisis de datos obtenidos por los autores a través de entrevistas en distintas regiones de Chiapas donde se han establecido sistemas agroforestales con fines de mitigación. Los datos propios relacionados con almacenes de C se obtuvieron mediante muestreos en distintos sistemas agroforestales: café orgánico, café convencional, sistemas silvopastoriles con cercos vivos y árboles dispersos, sistemas de pasturas



sin árboles, sistemas de maíz con árboles maderables, acahuales tradicionales y sistemas de acahual mejorado en las comunidades de Arroyo Palenque y Punta Brava, municipio de Salto de Agua; Alan K'antajal y Muquenal en el municipio de Chilón; Bonanza y Nuevo Refugio en Villa Corzo; La Corona y Reforma Agraria en Marqués de Comillas.

Los productores están organizados en grupos domésticos, de origen *Cho'l* en Salto de Agua, *Tzeltal* en Chilón, mestizos en Villa Corzo y Marqués de Comillas. Las familias se dedican principalmente al cultivo de maíz y café, excepto por la Corona, donde se dedican a la ganadería, y por Reforma Agraria, donde se dedican a la ganadería y al ecoturismo. La agricultura es familiar, la realizan en terrenos ejidales, con un nivel bajo de insumos y con instrumentos manuales. Los grupos se asocian principalmente por parentesco y, en algunos casos, se asocian además de manera formal en pequeñas cooperativas, según se van involucrando en el mercado (Ixtacuy, Estrada-Lugo y Parra-Vázquez, 2006); reciben apoyos del gobierno y de organizaciones civiles. La milpa es el sistema de autoabasto por excelencia, mientras que el café y la ganadería son sistemas para el mercado y el ahorro.

En estos sistemas se tomaron variables ambientales y sociales. Para las primeras, se consideraron los componentes de C en los sistemas: biomasa viva, muerta y del suelo. Las variables sociales fueron cualitativas, considerándose inversión de trabajo y tiempo, dificultad o facilidad de desarrollar los procesos de trabajo, requisitos para cultivo de árboles, competencia por uso del suelo, beneficios económicos y necesidad de organización para los procesos de trabajo y el acceso a los mercados de la madera.

Para la obtención de la información ambiental, se hicieron muestreos de la biomasa viva y muerta (IPCC, 2003). Se realizaron inventarios ecológicos y estimación de biomasa viva de árboles, juveniles y raíces por medio de fórmulas alométricas *ad hoc* a la zona agroclimática (Cairns, Brown, Holmer y Baumgardner, 1997; Chave *et al.*, 2005). Se muestrearon los componentes de la materia orgánica muerta (hojarasca y ramas caídas) y el contenido de esta se transformó en C (Fassbender, 1993). Se realiza-

ron muestreos de suelo a distintas profundidades: 0 cm - 10 cm, 10.1 cm - 20 cm, 20.1 cm - 30 cm (FAO, 1979). Se propuso la construcción de un índice de ocupación del suelo en los cafetales, que se construyó a partir de datos de publicaciones disponibles en distintos años, dividiendo la densidad de árboles por hectárea entre la densidad de cafetos por hectárea en el tiempo, para tener una idea de los cambios en intensidad de uso forestal/agrícola. Por otro lado, se hicieron 30 entrevistas a los productores dueños de cada una de las parcelas para conocer el manejo y los principales problemas que acusan los sistemas productivos y las principales contradicciones de las prácticas desarrolladas en las comunidades mencionadas. Se realizaron observaciones y entrevistas adicionales en Rayón de Chiapas en el sistema milpa con árboles frutales y en Motozintla, Comalapa, Bellavista, Chicomuselo, Simojovel y Chiapa de Corzo en el sistema de café.

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

### Componentes de carbono en distintos sistemas de manejo

En todos los sistemas analizados, incluyendo al de ganadería, se encontró que el mayor reservorio de C fue el suelo. Sin embargo, los sistemas productivos más complejos, que incorporan distintos estratos de árboles y arbustos, contienen significativas cantidades de C en la biomasa viva y la materia orgánica muerta. Se observó que los cafetales con sombra y los acahuales contienen importantes cantidades de C en ambos componentes, entre 7% y 32% del C total. Otros autores encontraron en los cafetales cantidades similares a las de acahuales, pero menores que las que se han registrado en acahuales viejos y en bosque natural sin perturbar (Fig. 1). Estos sistemas más complejos exhiben mayores cantidades en ambos componentes (Orihuela-Belmonte *et al.*, 2013). Destaca la importancia del elemento arbóreo, el cual contribuye a conservar los almacenes de C en los troncos y raíces y a mantener un importante colchón de hojarasca y ramas caídas (Anexo 1).

La incorporación de residuos y abonos orgánicos favorece de manera importante al C del suelo y, además,

ralentiza la pérdida de C en las capas más profundas, especialmente en el café orgánico, donde la tasa de pérdida fue menor que en todos los demás sistemas (-4.5%), seguido por los acahuales viejos y en mediana madurez (-12.6%), los acahuales mejorados (-13%) y los potreros y milpas con árboles (-24.1%).

### Sistemas agroforestales y contradicciones socioambientales

#### Sistema de café con sombra

El café es un sistema agroforestal adoptado y adaptado a las condiciones del trópico. La mayor parte de la produc-

ción de café es realizada por productores campesinos, quienes se basan en conocimientos y acervos propios. Se cultiva bajo sombra de árboles y arbustos, encontrándose entre 260 y 457 árboles por hectárea en sistemas tradicionales y entre 176 y 360 árboles por hectárea en sistemas con sombra dominada por el género *Inga*.

En este sistema se observa que una parte importante del almacén de C está contenida en la vegetación y en la capa superficial del suelo; sin embargo, la incidencia de roya (*Hemileia vastatrix*) que ha impactado severamente los rendimientos, con reducciones de hasta 60%, ha obligado a los productores a renovar con variedades de café resistentes a esta plaga y poco tolerantes a la sombra.

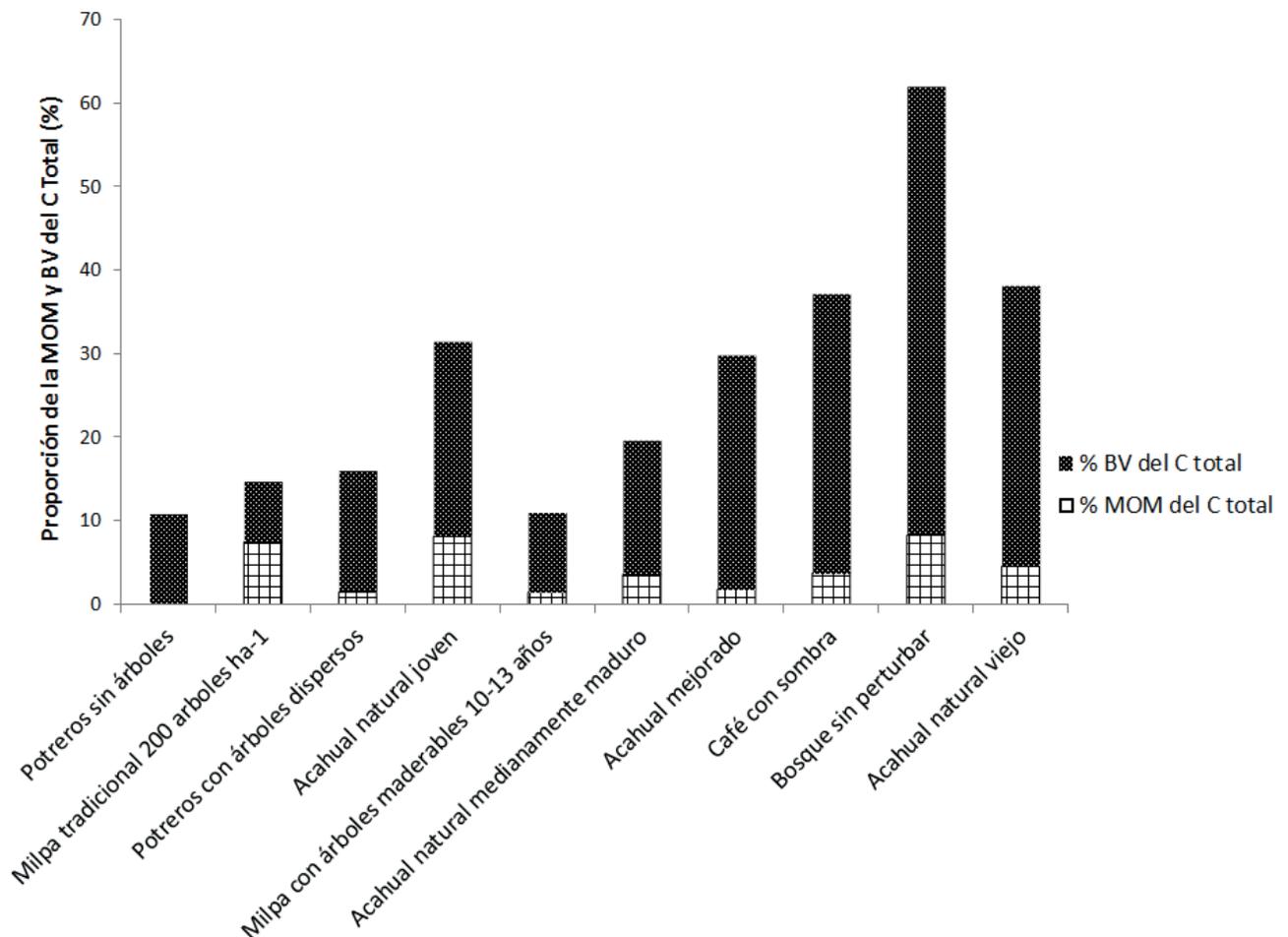


FIGURA 1. Almacenes de carbono en distintos sistemas forestales (bosque y acahuales) y agroforestales con maíz, café y ganadería en Chiapas, México.



Esto último ha motivado la deforestación en las zonas cafetaleras.

Estas tendencias, además de una predisposición histórica hacia la intensificación del sistema de café, han ido reduciendo el espacio y la importancia que han tenido los árboles de sombra en este sistema, aumentando el número de cafetos y reduciendo la densidad de árboles y arbustos. Anteriormente (años 2000) se registraban entre 1350 y 2500 plantas por hectárea (Soto-Pinto, Perfecto, Castillo-Hernández y Caballero-Nieto, 2000; Bandeira, Lopez y Toledo, 2002; Peeters, Soto-Pinto, Perales, Montoya e Ishiki, 2003; Reynoso-Santos, 2004; Romero-Alvarado, Soto-Pinto, García-Barrios y Barrera-Gaytán, 2002), mientras que actualmente se observan parcelas más intensificadas de hasta 6000 plantas por hectárea (Fig. 2).

En un estudio reciente en el Soconusco (Escobar-Flores, 2016), se encontró que el café a pleno sol aumentó de 246 ha en 1990 a 1986 ha en el 2015 y que los acahuales disminuyeron 8.5% (donde se incluye el café según la clasificación de imágenes de satélite referidas en ese estudio). Esto implicaría que hubo una reducción severa de la sombra en las 700 000 hectáreas de café que hay en México, lo que significa una pérdida de biomasa viva que podría oscilar entre 947 520 t y 1 426 880 t de C emitidas a la atmósfera, si se considera que la mayor parte de los residuos de podas y tala se queman como leña. A eso habría que agregarle el C que podría perderse por la materia orgánica muerta (considerando, conservadoramente, que 50% de esa materia orgánica proviene de residuos de la sombra). Con la pérdida de materia orgánica muerta, los primeros 10 cm de suelo quedarían muy vulnerables a la

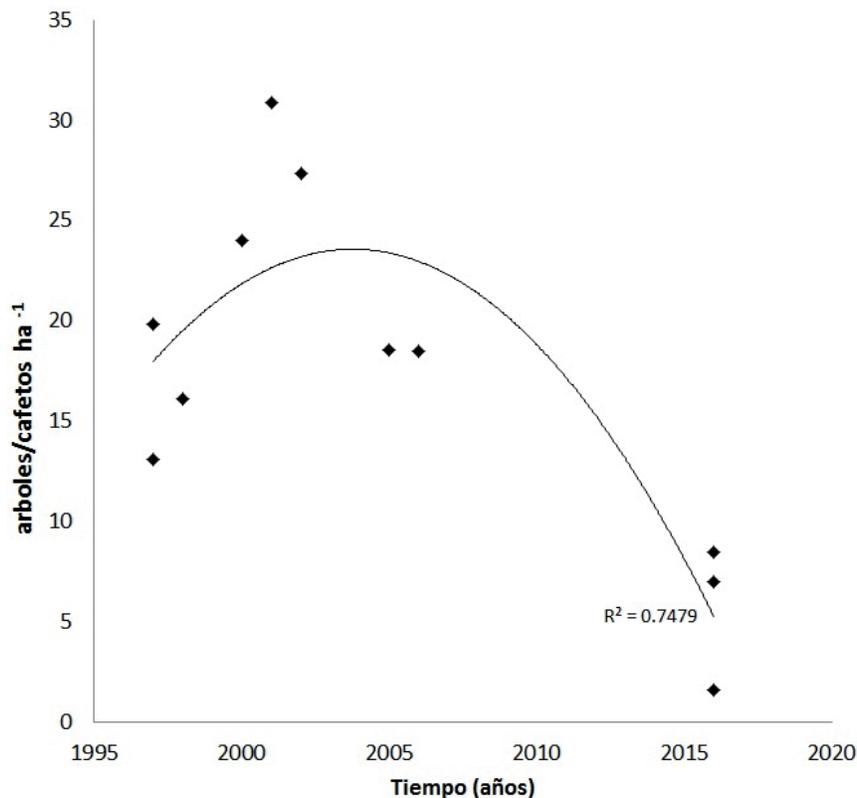


FIGURA 2. Índice de ocupación del suelo en el cafetal (densidad de árboles/densidad de arbustos de café por hectárea) a lo largo del tiempo en Chiapas.

Construida a partir de datos propios y de los obtenidos por Soto-Pinto *et al.*, 2000; Romero-Alvarado, 2002; Bandeira *et al.*, 2002; Peeters *et al.*, 2003; Reynoso-Santos, 2004; Soto-Pinto y Aguirre-Dávila, 2015.

escorrentía, a la erosión y a la descomposición; esos 10 cm podrían perderse rápidamente en los próximos años y significaría entre 1.5 y 2.7 millones de toneladas de C para las áreas cafetaleras del país.

De esta manera, es importante considerar que los impactos de la deforestación podrían incidir en los almacenes de C como en otras funciones ecosistémicas de los cafetales. Al respecto, los estudios han demostrado que la sombra puede ayudar a bajar la temperatura ambiental, a reducir el viento que dispersa las esporas y a aumentar la red de interacciones bióticas que significan los nichos para enemigos naturales de plagas y enfermedades (Soto-Pinto, Perfecto, Castillo-Hernández y Caballero-Nieto, 2002; Avelino *et al.*, 2006; Vandermeer, Perfecto y Philpott, 2010; Ratnadas, Fernandes, Avelino y Habib, 2012).

Aunado a la deforestación y, ante los aumentos de temperatura, se están cultivando cafetales a alturas superiores, en muchos casos invadiendo las reservas biológicas, lo que aumenta la cantidad de emisiones de C a la atmósfera y la pérdida de la cubierta arbórea (Cortina-Villar *et al.*, 2012). Otra consecuencia asociada a estas prácticas es la pérdida de diversidad, pues se ha señalado que los cafetales conservan por lo menos 40% de las especies de la vegetación natural, son hábitat de una gran cantidad de especies de flora, fauna, hongos, musgos y otros microorganismos poco estudiados, además de constituir corredores biológicos y redes de interacción biológica, así como contribuir a la complejidad del paisaje, lo que abona a la conservación de recursos naturales y de múltiples funciones ecosistémicas, socioculturales y estéticas. No menos importante es la pérdida o disminución de los beneficios de los cafetales en la retención hídrica, la regulación de ciclos hidrológicos y la protección ante fenómenos climáticos, como los huracanes, por citar solo algunos (Philpott, Lin, Jha y Brines, 2008).

El café arábigo, en general, se beneficia de la sombra; no obstante, la mejor producción se obtiene con una sombra “media” de alrededor de 42% de cobertura. La densidad tradicional de árboles puede mantenerse en alrededor de 400 árboles por hectárea, mediante podas (Soto-Pinto *et al.*, 2000). Conservar esta densidad de árboles permite

mantener los almacenes de C y otras interacciones positivas. Las observaciones de este estudio y el referente de algunos productores indican que incluso el café *catimor* (variedad resistente a la roya) puede tener una buena producción con alrededor de 40% de sombra, como se ha visto en la zona de Motozintla y Simojovel, Chiapas.

La sombra del cafetal es importante en el control de la erosión eólica e hídrica y en la recirculación de nutrientes. Esto facilita la conservación de la primera capa del suelo, que es la que concentra la mayor cantidad de carbono. La diversidad de la sombra contribuye a mantener otros organismos antagónicos a las enfermedades, en una especie de control natural (Vandermeer *et al.*, 2010). Los estratos de árboles y arbustos también contribuyen a reducir la temperatura en el interior del cafetal en por lo menos 2 °C, lo que puede ayudar a reducir los impactos por evapotranspiración (Romero-Alvarado, 2000; Siles, Vaast, Dreyery Harmand, 2010). Además, la vegetación de sombra contiene un número importante de plantas útiles para las familias productoras, con beneficios conocidos localmente no solo para autoconsumo, sino por sus funciones ecosistémicas y su relación con la producción, con plagas y enfermedades, así como con el microclima y el suelo (Soto-Pinto *et al.*, 2007).

En el estado de Chiapas, productores campesinos e indígenas realizan prácticas basadas en su conocimiento tradicional. Por ejemplo, mantener ciertos árboles en sus áreas de trabajo, aun cuando carecen de valor económico o utilitario, les permite crear condiciones ecológicas que ayudan a la regulación del microclima, a mejorar el reciclado de nutrientes derivados de la hojarasca, a controlar plagas y enfermedades y a mantener valores culturales y estéticos (Soto-Pinto *et al.*, 2007).

#### *Sistemas de maíz con árboles*

En el sur del país se observan prácticas tradicionales que incluyen árboles y arbustos dentro de los cultivos. Estos pueden capturar carbono en los productos maderables; sin embargo, cuando se practica la roza-tumba y quema (r-t-q), este carbono se libera a la atmósfera cuando no es acumulado en productos maderables durables. Una alternativa



es la milpa tipo *taunyyga* o *ixim'te*, o bien los acahuales mejorados, cultivos rotacionales que se enriquecen con árboles maderables de alto valor, donde se reduce el impacto del fuego, porque la práctica implica el barbecho o acahual -etapa forestal de recuperación- para sustituir la quema, se agrega valor a la tierra y al trabajo de los productores, se añade estructura y diversidad al paisaje y a las funciones ecosistémicas. Estos sistemas han sido establecidos en Chiapas y Oaxaca por el programa *Scolet'te*, un proyecto de pagos por servicios ambientales en el mercado voluntario.

Algunos sistemas de milpas con árboles son: el sistema de milpa tradicional, el sistema de maíz con árboles maderables y de uso múltiple (*Ixim'te*), el sistema de acahuales mejorados, la milpa *chichipera* (con cactáceas, típicas de zonas áridas), el maíz con árboles frutales (MIAF). En estos sistemas, los productores incluyen árboles en distintos momentos del ciclo del cultivo de maíz, ya sea en forma rotacional o continua. En estas formas de manejo, los productores y sus familias combinan una diversidad de cultivos, palmas, tubérculos, epífitas, arbustos y árboles en la misma parcela o en rotaciones, haciendo un uso inteligente que permite en el tiempo tener una diversidad de alimentos y productos forestales maderables y no maderables para satisfacción de las necesidades familiares y para la venta. En el sistema de maíz con árboles *Ixim'te* se han registrado hasta 75 especies útiles en una zona cálida-húmeda (Soto-Pinto y Armijo-Florentino, 2014) y 33 en una zona seca (Laurenceau y Soto-Pinto, 2015). Al mismo tiempo, contribuye con importantes volúmenes de madera con alto valor en el mercado, con promedio de  $110.7 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \pm 75.63 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ , con un valor estimado de  $4261.7 \pm 3080.54$  dólares a los nueve años de establecimiento en la zona cálida húmeda (Soto-Pinto *et al.*, 2016). No obstante que estos sistemas pueden tener buenos rendimientos de madera en el corto plazo, según las observaciones de este estudio y las entrevistas con productores, es necesario que los agricultores se apropien de otros procesos además del trabajo en la parcela, como son la transformación de la madera y el mercado. Actualmente, la cosecha se hace con motosierras que dejan grandes desperdicios y

mala calidad de los productos, estos se elaboran rústicamente por lo que no alcanzan el valor que podrían llegar a tener, poniendo de manifiesto que un manejo inadecuado tendrá impactos sobre la calidad de la madera (Soto-Pinto *et al.*, 2016) y en los rendimientos de cultivos agrícolas como es el caso del MIAF, según entrevistas en Rayón Chiapas.

Estos sistemas de milpa mejorada con árboles maderables mostraron una relación positiva y significativa entre el tiempo de establecimiento y la complejidad, diversidad, biomasa, riqueza de especies, volumen de madera y valor económico, al mismo tiempo que resultaron en rendimientos de  $1 \text{ t ha}^{-1}$  de maíz y  $600 \text{ kg ha}^{-1}$  de frijol (Soto-Pinto y Armijo-Florentino, 2014). Este sistema agroforestal contribuye a la mitigación y adaptación al cambio climático, permite ingresos económicos, produce alimentos y puede generar autoempleo (Laurenceau y Soto-Pinto, 2015). Sin embargo, se han observado algunas contradicciones socioecológicas. Por ejemplo, estos sistemas pueden ser deficitarios de nitrógeno y fósforo, ya que los árboles son extractores de nutrientes. Si a estas prácticas se suman otras prácticas agroecológicas, como la inclusión de abonos verdes que contribuyan con la recuperación del sitio, es posible mejorar las condiciones de suelo. *Mucuna deerlingianum* y *Canavalia ensiformis* pueden contribuir a la recuperación del nitrógeno (Aguilar-Jiménez, Tolón-Becerra y Lastra-Bravo, 2011), mientras que *Tithonia diversifolia* a la disponibilidad del fósforo (Jama *et al.*, 2000; Ikerra, Semu y Mrema, 2006).

Un fenómeno preocupante escasamente estudiado ha sido el cambio de uso de suelo, derivado de innovaciones agroforestales. Por ejemplo, en algunas zonas de Chiapas (p.e Sierra Madre) se ha observado que los productores, una vez que incorporaron árboles en algunas parcelas de maíz, cuando los árboles tienen cierta altura, cambian el cultivo del maíz por café. Algunas razones de este cambio son los beneficios esperados por la presencia de la sombra y la oportunidad de aumentar ingresos y, en contextos de riqueza biológica, ser consecuentes con las normas de conservación. Los productores perciben que el maíz “da pocos ingresos” y “es mucho trabajo”, mientras que el café “se

vende bien y ahorita tiene buen precio”. Sin embargo, las zonas por debajo de 800 m snm tienen pocas posibilidades de producir café de buena calidad; además, al ser el café un cultivo permanente, disminuye el potencial de soberanía alimentaria al reducirse el área de maíz, lo que en términos de adaptación al cambio climático puede generar vulnerabilidad.

La siembra de árboles para mejorar acahual se ve limitada por el difícil acceso, la necesidad de fuerza de trabajo calificada y de apoyos financieros para su establecimiento, la disponibilidad de herramientas especializadas y la necesidad de capacitación técnica para efectuar podas, raleos o el manejo y control de plagas y enfermedades, así como para una efectiva cosecha de productos maderables (Esquivel y Quechulpa, Com. Pers). En ausencia de compensación económica, estas áreas se ven en riesgo por cambio de uso del suelo hacia otros usos que pueden ofrecer mayores ingresos pero que pueden ser más degradantes de los recursos, como el pastoreo en zonas de acahual o el cultivo de palma africana (según los testimonios de productores de la Selva Lacandona, Chilón y Salto de Agua). En el caso del maíz con árboles, estos pueden incrementar los productos ofreciendo aprovisionamiento de madera, leña, frutales y otros productos forestales. Aun cuando la inclusión de árboles en milpas puede incrementar el carbono, sobrepasar 200 árboles por hectárea (que es la densidad de árboles en milpas tradicionales) podría aumentar la competencia y reducir los rendimientos del cultivo (Roncal-García, Soto-Pinto, Castellanos-Albores, Ramírez-Marcial y de Jong, 2008).

En general, los productores en el sur de México poseen pequeñas cantidades de tierra; la mayor parte cuenta con superficies menores a 5 ha, espacio en el que la familia tiene que distribuir áreas para cultivo de básicos, cultivos comerciales o ganadería, además del área urbana, los huertos familiares, hortalizas y acahuals. El mantener estas áreas arboladas, cultivar o tolerar árboles en áreas agrícolas o pecuarias que conservan C o biodiversidad y otras funciones ecosistémicas tiene costos para los productores y representa externalidades con potencial econó-

mico (Marinidou, Finegan, Jiménez-Ferrer, Delgado y Casanoves, 2013).

Por otra parte, los esquemas convencionales de pago por servicios ambientales presentan múltiples barreras sociales y técnicas, aunados a la presión del cambio de uso del suelo, las pocas oportunidades de trabajo, la insuficiencia de los estímulos económicos y el largo periodo de retorno de los productos forestales (Hendrickson y Corbera, 2015). Otros factores no necesariamente económicos juegan un papel importante para establecer sistemas agroforestales con fines de servicios ecosistémicos, principalmente el tiempo que los productores tienen que esperar para cosechar la madera y la compatibilidad entre los sistemas propuestos y los sistemas tradicionales; otro factor es la necesidad de organizaciones consolidadas para sistematizar las innovaciones técnicas y organizativas, capacitarse y acceder a los mercados de calidad de madera (Soto-Pinto *et al.*, 2012; Hendrickson y Corbera, 2015). Mientras mayores beneficios se obtengan de los sistemas, se garantizará una continuidad e interés de las familias a largo plazo.

#### *Ganadería con árboles*

Los resultados de distintos estudios han mostrado que los reservorios más altos de C en sistemas ganaderos se obtuvieron en los sistemas de pasturas con árboles dispersos, seguido por los potreros con cercas vivas, ambos muy por arriba de las pasturas en monocultivo. La materia orgánica del suelo se erige como el mayor reservorio. Áreas de pastoreo con árboles dispersos pueden acumular C en el tiempo y los acahuals pueden mantener los almacenes en la biomasa viva. Sin embargo, en los potreros bajo monocultivo, estos acervos decrecen con el tiempo (Morales-Coutiño, 2010).

Por otro lado, en zonas ganaderas de Tabasco, México, se encontró que el total de C almacenado en un sistema de pastoreo de bovinos para carne, con cercos vivos de *Gliricidia sepium*, fue de 119.82 Mg C ha<sup>-1</sup>, donde el cerco vivo contribuyó con 7.7% del total de C (6.48 Mg C ha<sup>-1</sup>) y el resto (113.3 Mg C ha<sup>-1</sup>) estuvo contenido en la materia orgánica del suelo. Asimismo, en sis-



temas ganaderos basados solo en monocultivos de pasturas, sin cercos vivos, el total almacenado en el sistema fue, en promedio, de 119.0 Mg C ha<sup>-1</sup>, que corresponde fundamentalmente al suelo (Villanueva-López y Arizmendi, 2010).

La diseminación de estrategias silvopastoriles, especialmente aquellas basadas en una combinación de insumos y prácticas agroforestales (cercos vivos, bancos forrajeros o árboles dispersos en potreros) han mostrado sus bondades en aspectos productivos y ecológicos (Ferguson *et al.*, 2013; Marinidou *et al.*, 2013; Nahed *et al.*, 2013); sin embargo, hay evidencias de que la puesta en marcha de sistemas silvopastoriles requiere de un aumento en el uso de mano de obra, acciones de planificación y capacitación y financiamiento inicial para lograr rentabilidad en un lapso de 3 años a 5 años (Avila-Foucault y Revollo, 2014). No obstante que los productores pueden tener estrategias que permiten la captura de C y la mitigación de GEI mediante prácticas sostenibles en el usual esquema de pago por servicios, los costos de las acciones de mitigación en sistemas silvopastoriles a través de buenas prácticas no están considerados adecuadamente, como tampoco se consideran estrategias de adaptación en los proyectos actuales.

Una estrategia que ha permitido el desarrollo de áreas agroforestales es la planificación y el reordenamiento territorial a diferentes escalas, especialmente en pequeñas unidades (Soto-Pinto *et al.*, 2012). En áreas ganaderas privadas, estas estrategias se han implementado con facilidad, debido a que la toma de decisiones recae en una sola persona o familia; sin embargo, en áreas colectivas, ejidos o comunidades indígenas, estos procesos son más lentos y complejos; pero, al mismo tiempo, son más seguros al estar soportados por consensos sociales que permiten el empoderamiento de organizaciones de núcleos agrarios.

Por otro lado, las áreas de pastoreo con la presencia de árboles pueden ganar C al menos en la biomasa aérea; asimismo, el ganado puede tener ventajas en su condición corporal y en sus índices productivos (Jiménez *et al.*, 2015; Palmer, 2014) debido a las interacciones positivas del árbol sobre animal y pastura. Sin embargo, densidades

altas de árboles en áreas de pastoreo pueden también reducir la productividad de las pasturas y la disponibilidad de forraje si no se manejan las adecuadas interacciones entre tipo de pastura, densidad de árboles y cargas animales (Ibrahim y Villanueva, 2007). Los productores ganaderos tienen que decidir la adecuada incorporación de tipo y densidad de árboles en sus pasturas, una cuestión compleja de aspecto cultural, pues la mayoría de los ganaderos no acostumbra hacerlo de forma sistemática sino marginalmente. En general, estos elementos suelen estar desintegrados y la posibilidad de reducir áreas, aumentar bienestar animal y productividad por medio de forrajes arbóreos e incorporar áreas de conservación está ausente.

La ganadería, especialmente la bovina, ha sido muy cuestionada por los efectos en el cambio de uso de suelo y por la aceleración de los procesos de degradación (Szott, Ibrahim y Beer, 2000). No obstante, hoy se reconoce el importante potencial que tienen las áreas ganaderas del mundo para contribuir a la reconversión a manejos más sustentables y a la reducción de la pobreza. Buenas prácticas silvopastoriles han mostrado sus bondades para producir alimentos, generar empleo, contribuir en la soberanía alimentaria y mitigar los efectos del cambio climático (Murgueitio, Calle, Uribea, Calle y Solorio, 2011).

Son múltiples los factores que complican la transición de una ganadería extensiva a una ganadería sustentable, destacando la propiedad y manejo de la tierra, las opciones de mercado y financiamiento, la ausencia de toma de decisiones informadas sobre el manejo y la planificación de agostaderos, así como la disponibilidad y distribución del agua; los cuales dependen, en gran medida, de consensos sociales (Hernández, 2001; Jiménez-Ferrer, Aguilar y Soto-Pinto, 2008; Murgueitio *et al.*, 2011).

## CONCLUSIONES

No obstante que los sistemas agroforestales contienen, mantienen o incrementan los sumideros de C, según los productores, el establecimiento y mantenimiento de estos tienen altos costos por las inversiones de trabajo que representan y el largo turno de los productos forestales. Esto

requiere de innovaciones que permitan la generación de productos intermedios con beneficios económicos y para el autoabasto. Otro problema es la limitante de tierra y la necesidad de producir alimentos, por la superficie que ocupan los árboles. La selección de semillas, el establecimiento de viveros, las labores de podas y abonado requieren capacitación técnica y el uso de herramientas especializadas. Los requisitos para ingresar a las fuentes de financiamiento son a veces complicados y, por otro lado, el acceso a los mercados es difícil cuando no se tienen conocimientos sobre ello; además, se requieren organizaciones consolidadas, especialmente para el manejo y comercialización de la madera proveniente de sistemas agroforestales.

Productores tradicionales tienen formas interesantes de innovar, diversificando y logrando beneficios intermedios al manejar los sistemas de forma duradera, diversa, compleja y con beneficios socioambientales, pero hace falta aparejar otros conocimientos técnicos sobre labores especializadas en el terreno de lo forestal.

Para lograr el éxito de iniciativas agroforestales con beneficios locales y globales, indudablemente tienen que considerarse las necesidades de la población local, hacer asequible a los habitantes el resultado de las propuestas, permitiéndoles participar en su implementación, en lugar de imponerlas a través de actores externos. Algunas iniciativas como los pagos por servicios ambientales (PSA) parecen haber funcionado en cierta medida, al menos en México, mediante fondos voluntarios o públicos. Sin embargo, hay contradicciones en tanto no se armonicen las necesidades sociales con los paradigmas de la economía neoclásica pues, por sí solos, los PSA serán poco útiles (Costedoat *et al.*, 2015; Hendrickson y Corbera, 2015). Adicionalmente, hace falta organización, capacitación, financiamiento e infraestructura y acceso a mercados que permitan a los agricultores apropiarse de la transformación y comercialización de productos forestales, más allá del proceso de trabajo.

Los sistemas de manejo son importantes, como lo son también los mecanismos de adaptación de las comunidades indígenas y campesinas, las cuales cuentan con estrategias y conocimientos de antaño para adaptarse a

los cambios. En contraste, estas han sido vistas como atrasadas y no han sido suficientemente valoradas. Asimismo, en un escenario de agricultura o ganadería comunitarias o en contextos de áreas protegidas, las acciones colectivas mediadas por reglas claras, sanciones y vigilancia para un buen funcionamiento son necesarias, como lo han mostrado algunas experiencias (Cano-Díaz, Cortina-Villar y Soto-Pinto, 2015). En tal sentido, hacen falta estudios que analicen los arreglos institucionales locales y prácticas culturales, buscando y validando aquellos que han funcionado y que permiten una producción acorde con la conservación. Hay buenos ejemplos de organizaciones forestales comunitarias con manejos de áreas naturales con tasas de deforestación menores que las áreas protegidas en zonas alejadas gracias a sus arreglos institucionales internos (Ostrom, 2005; Porter-Bolland *et al.*, 2012; Cortina-Villar, 2013; Bello *et al.*, 2012). Comunidades que generan procesos de gobernanza tienen mejores posibilidades de hacer frente a los riesgos climáticos, así como de aprovechar mejor las oportunidades -como podrían ser los pagos por servicios ecosistémicos- además de conocer, controlar y monitorear sus acervos naturales. Ante este potencial, es necesario diseñar políticas públicas nacionales (Paz-Pellat, de Jong y Castillo, 2015) y programas de largo plazo que permitan incentivar una agricultura con bases agroecológicas y sociales, diseñadas en consideración de la diversidad de contextos socioambientales, culturales e históricos de las distintas regiones del país.

## RECONOCIMIENTOS

Los autores agradecen al Conacyt por el financiamiento al proyecto SEP-CONACYT CB-2014-01 No-242541, así como a los proyectos Multidisciplinarios y Transversales de Café y Agricultura Familiar de El Colegio de la Frontera Sur.

## REFERENCIAS

Aguilar-Jiménez, C. E., Tolón-Becerra, A., & Lastra-Bravo, X. (2011). Effects of the maize-*mucuna* agroecosystem on soil properties, weed dynamics and maize yield, in tradi-



- tional farming system in the Tuliá Valley, Mexico. *Journal of Animal Plant Science*, 12(3), 1615-1631.
- Altieri, M. A., & Koohafkan, P. (2008). *Enduring farms: Climate change, smallholders and traditional farming communities*. Penang, Malaysia: Third World Network.
- Avelino, J., Zelaya, A., Merlo, A., Pineda, M., Ordoñez, M., & Savary, S. (2006). The intensity of a coffee rust epidemic is dependent on production situations. *Ecological Modelling*, 197, 431-447. doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2006.03.013
- Avila-Foucault, V., & Revollo, F. D. (2014). Análisis financiero y percepción de los servicios ambientales de un sistema silvopastoril: un estudio de caso en los Tuxtlas, México. *Revista Iberoamericana de Economía Ecológica*, 21, 17-33.
- Bandeira, F. P., Lopez, B. J., & Toledo, V. M. (2002). Tzotzil maya ethnoecology: landscape perception and management as a basis for coffee agroforest design. *Journal of Ethnobiology*, 22(2), 247-272.
- Bartra, A. (2015). *Con los pies sobre la Tierra: Despojo y resistencia en los territorios*. México D. F., México: Universidad Nacional Autónoma de México.
- Bello, B. E., Naranjo, E. J., & Vandame, R. (eds). (2012). *La otra innovación para el ambiente y la sociedad en la frontera sur de México*. San Cristóbal Chiapas, México: El Colegio de la Frontera Sur.
- Cairns, M. A., Brown, S., Holmer, E. H., & Baumgardner, G. A. (1997). Root biomass allocation in the world's upland forests. *Oecología*, 111, 1-11.
- Cano-Díaz, V., Cortina-Villar, S., & Soto-Pinto, L. (2015). La construcción de la acción colectiva en una comunidad del Área Natural Protegida: La Frailescana, Chiapas, México. *Argumentos (Méx.)*, 28(77), 79-95.
- Chave, J., Andalo, C., Brown, S., Cairns, M. A., Chambers, J. Q., Eamus, D., & Yamakura T. (2005). Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests. *Oecología*, 145, 87-99. dx.doi.org/10.1007/s00442-005-0100-x
- Conde, C., Ferrer, R. M., Gay, C., & Araujo, R. (2004). Impactos del cambio climático en la agricultura en México. En J. Martínez, & A. Fernández (eds.), *Cambio climático: una visión desde México*. México D.F.: Instituto Nacional de Ecología-Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales.
- Cortina-Villar, S. (2013). El papel del uso comunitario en la conservación de los bosques. En Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad [Conabio] (ed.). *La biodiversidad en Chiapas* (pp. 478-480). México D. F., México: Conabio-Gobierno del Estado de Chiapas.
- Cortina-Villar, S., Plascencia, H., Vaca, R., Schroth, G., Zepeda, Y., Soto-Pinto, L., & Nahed, J. (2012). Resolving the Conflict Between Ecosystem Protection and Land Use in Protected Areas of the Sierra Madre de Chiapas, Mexico. *Environmental Management*, 49(3), 649-662. doi.org/10.1007/s00267-011-9799-9
- Costedoat, S., Corbera, E., Ezzine-de-Blas, D., Honey-Rosés, J., Baylis, K., & Castillo-Santiago, M. A. (2015). How Effective Are Biodiversity Conservation Payments in Mexico? *Plos One*, 10(3), e0119881. doi.org/10.1371/journal.pone.0119881
- Escobar-Flores, R. E. (2016). *Análisis del cambio en la cobertura y uso del suelo en el Soconusco, Chiapas*. (Tesis de maestría). El Colegio de la Frontera Sur, San Cristóbal de las Casas, Chiapas.
- Food and Agriculture Organization of the United Nations [FAO]. 1979. *Soil survey investigation for irrigation*. Soils Bull No 42. Rome: FAO.
- Food and Agriculture Organization of the United Nations [FAO]. 2016. *Food and Agriculture: Key to Achieving in the 2030*. Rome: Agenda for Sustainable Development. FAO.
- Franzel, S., Denning, G. L., Lillese-Barneko, J-P., & Mercado Jr, R. (2006). *Scaling up the impact of Agroforestry: Lessons from three sites in Africa and Asia*. In D. Garrity, M. Okono, & S. Parrots (Eds.), *World agroforestry into the future* (pp. 61-70). Nairobi, Kenya: World Agroforestry Centre.
- Gay, C., Estrada, F., Conde, C., Eakin, H., & Villers, L. (2006). Potential impacts of climate change on agriculture: a case study of coffee production in Veracruz, Mexico. *Climate Change*, 79, 259-288. doi.org/10.1007/s10584-006-9066-x
- Hendrickson, C. Y., & Corbera, E. (2015). Participation dynamics and institutional change in the Scole'te Carbon

- forestry project, Chiapas, Mexico. *Geoforum*, 59, 63-72. doi.org/10.1016/j.geoforum.2014.11.022
- Hernández, L. (Comp.). (2001). *Historia ambiental de la ganadería en México*. Xalapa, México: Instituto de Ecología, A.C.
- Herrero, M., Wiersenius, S., Henderson, B., Rigolot, C., Thornton, P., Petr Havlík de Boer, I., & Gerber, J. P. (2015). Livestock and the environment: what have we learned in the past decade?. *Annual Review of Environment and Resources*, 40, 177-202. doi.org/10.1146/annurev-environ-031113-093503
- Ibrahim, M., & Villanueva, C. (2007). Almacenamiento de carbono en el suelo y la biomasa aérea en sistemas de usos de la tierra en paisajes ganaderos de Colombia, Costa Rica y Nicaragua. *Agroforestería en las Américas*, 45, 27-35.
- Ikerra, S. T., Semu, E., & Mrema, J. P. (2006). Combining *Tithonia diversifolia* and Minjingu phosphate rock for improvement of P availability and maize grain yields on a chromic Acrisol in Morogoro Tanzania. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 76, 249-260. doi.org/10.1007/978-1-4020-5760-1\_30
- Intergovernmental Panel on Climate Change [IPCC]. 2003. *Good Practice Guidance for Land Use, Land Use Change and Forestry* (on line). Kanagawa, Japón: National Greenhouse Gas Inventories Programme. Recuperado de <http://www.ipcc.ch>.
- Intergovernmental Panel on Climate Change [IPCC]. 2014. Summary for policymakers. In C. B. Field, V. R. Barros, D. J. Dokken, K. J. Mach, & M. D. Mastrandrea (Eds.), *Climate change: impacts, adaptation, and vulnerability. Part A: global and sectoral aspects* (pp. 1-32). Contribution of Working Group II to the fifth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge, UK: Cambridge Univ.
- Ixtacuy, L.O., Estrada-Lugo, E. I. J., & Parra-Vázquez, M. R. (2006). Organización Social en la apropiación del territorio: Santa Marta, Chenalhó, Chiapas. *Relaciones*, 106(27), 183-219.
- Jama, B., Palm, C. A., Buresh, R. J., Niang, A., Gachengo, C., Nziguheba, G., & Mamadalo, B. (2000). *Tithonia diversifolia* as a green manure for soil fertility improvement in Western Kenya: A review. *Agroforestry Systems*, 49, 201-221. doi.org/10.1023/A:1006339025728
- Jiménez-Ferrer, G., Aguilar, A.V., & Soto-Pinto, L. (2008). Livestock and carbon sequestration in the Lacandon rainforest, Chiapas, Mexico. In P. Rowlinson, et al. (eds.), *Proceedings of the Internacional Conference Livestock and Global Climate Change* (pp. 195-197). Cambridge UK: Cambridge University Press.
- Jiménez-Ferrer, G., Soto-Pinto, L., Alayon-Gamboa, A., Pérez-Luna, E., Kú, J. C., Ayala, A. J., & Villanueva, G. (2015). Ganadería y cambio climático: avances y retos de la mitigación y la adaptación en la frontera sur de México. *Sociedades Rurales, Producción y Medio Ambiente*, 15(30), 51-70.
- Jose, S. (2009). Agroforestry for ecosystem services and environmental benefits: an overview. *Agroforestry Systems*, 76, 1-10. doi.org/10.1007/s10457-009-9229-7
- Kurukulasuriya, P, & Rosenthal, S. (2003). *Climate change and agriculture: a review of impacts and adaptations*. Work. Pap. 78739, Washington DC: Environ. Dep., World Bank.
- Laurenceau, M., & Soto-Pinto L. (2015). Sistemas agroforestales para la adaptación al cambio climático en el área protegida La Frailecana, Chiapas, México. *Sociedades Rurales Producción y Medio Ambiente*, 15(30), 30.
- Marinidou, E., Finegan, B., Jiménez-Ferrer, G., Delgado, D., & Casanoves, F. (2013). Concepts and a methodology for evaluating environmental services from trees of small farms in Chiapas, México. *Journal of Environmental Management*, 114, 115-124. doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.10.046
- Morales-Coutiño, T. (2010). *Carbono en sistemas ganaderos en un paisaje de conservación REBIMA Chiapas, México*. (Tesis de maestría). El Colegio de la Frontera Sur, San Cristóbal de las Casas, Chiapas.
- Murgueitio, E., Calle, Z., Uribea, F., Calle, A., & Solorio, B. (2011). Native trees and shrubs for the productive rehabilitation of tropical cattle ranching lands. *Forest Ecology and Management*, 261, 1654-1663. doi.org/10.1016/j.foreco.2010.09.027
- Nahed-Toral, J., Sanchez-Muñoz, B., Mena, Y., Ruiz-Rojas, J., Aguilar-Jiménez, R., Castel, J. M., Asis-Ruiz, F., Orantes-Zebadua, M., Manzur-Cruz, A., Cruz-López, J., & Del-



- gadillo-Puga, C. (2013). Feasibility of converting agrosilvopastoral systems of dairy cattle to the organic production model in southeastern Mexico. *Journal of Cleaner Production*, 43, 136-145. doi.org/10.1016/j.jclepro.2012.12.019
- Orihuela-Belmonte, D. E., de Jong, B. H. J., Mendoza-Vega, J., Vander Wal, J., Paz-Pellat, F., Soto-Pinto, L., & Flammenco-Sandoval, A. (2013). Carbon stocks and accumulation rates in tropical secondary forest at the scale of community, landscape and forest type. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 171, 72-84. doi.org/10.1016/j.agee.2013.03.012
- Ostrom, E. (2005). *Understanding Institutional Diversity*. Nueva Jersey, Estados Unidos: Princeton University Press.
- Palmer, L. (2014). A new climate for grazing livestock. *Nature Climate Change*, 4, 321-323. doi.org/10.1038/nclimate2215
- Paz-Pellat, F., de Jong, B., & Castillo, M. A. (2015). Causas de la deforestación en México: acceso y gobernanza. En F. Paz, & J. Wong (Eds.), *Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México* (pp. 17-23). México: Programa Mexicano del Carbono.
- Peeters, L. Y. K., Soto-Pinto, L., Perales, H., Montoya, G., & Ishiki, M. (2003). Coffee production, timber and firewood in Southern México. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 95(2-3), 481-493. doi.org/10.1016/S0167-8809(02)00204-9
- Philpott, S. M., Lin, B. B., Jha, S., & Brines, S. A. (2008). A multi-scale assessment of hurricane impacts based on land-use and topographic features. *Agriculture, Ecosystems, and Environment*, 128, 12-20. doi.org/10.1016/j.agee.2008.04.016
- Porter-Bolland, L., Ellis, E. A., Guariguata, M. R., Ruiz-Mallén, I., Negrete-Yankelevich, S., & Reyes-García, V. (2012). Community managed forests and forest protected areas: An assessment of their conservation effectiveness across the tropics. *Forest Ecology and Management*, 268, 6-17. doi.org/10.1016/j.foreco.2011.05.034
- Ratnadas, A., Fernandes, P., Avelino, J., & Habib, R. (2012). Plant species diversity for sustainable management of crop pest and diseases in agroecosystems: a review. *Agro-nomy for Sustainable Development*, 32, 273-303. doi.org/10.1007/s13593-011-0022-4
- Reynoso-Santos, R., (2004). *Estructura, composición florística y diversidad del bosque y cafetales de la reserva de la biósfera El Triunfo, Chiapas*. (Tesis de licenciatura). Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas, San Cristóbal de las Casas, Chiapas, México.
- Romero-Alvarado, Y. (2000). *Efecto del tipo de sombra sobre el rendimiento de café, nutrimentos del suelo y temperatura ambiental en Chiapas, México*. (Tesis de maestría). El Colegio de la Frontera Sur. San Cristóbal de las Casas, Chiapas, México.
- Romero-Alvarado, Y., Soto-Pinto, L., García-Barrios, L. E., & Barrera-Gaytán, J. F. (2002). Coffee yields and soil nutrients under the shades of Inga sp. vs. multiple species in Chiapas, Mexico. *Agroforestry Systems*, 54, 215-224. doi.org/10.1023/A:1016013730154
- Roncal-García, S., Soto-Pinto, L., Castellanos-Albores, J., Ramírez-Marcial, N., & de Jong, B. (2008). Sistemas agroforestales y almacenamiento de carbono en comunidades indígenas de Chiapas, México. *Interciencia*, 33, 200-206.
- Schroth, G., Laderach, P., Dempewolf, J., Philpott, S., Hagggar, J., Eakin, H., Castillejos, T., Garcia, J., Soto-Pinto, L., & Hernandez, R. (2009). Towards a climate change adaptation strategy for coffee communities and ecosystems in the Sierra Madre de Chiapas, Mexico. *Mitigation and Adaptation of Strategies for Global Change*, 14, 605-625. doi.org/10.1007/s11027-009-9186-5
- Siles, P., Vaast, P., Dreyer, E., & Harmand J-M. (2010). Rainfall partitioning into throughfall, stemflow and interception loss in a coffee (*Coffea arabica* L.) monoculture compared to an agroforestry system with Inga densiflora. *Journal of Hydrology*, 395(1-2), 39-48. doi.org/10.1016/j.jhydrol.2010.10.005
- Soto-Pinto, L., & Armijo-Florentino, C. (2014). Changes in Agroecosystem Structure and Function Along a Chronosequence of Taungya System in Chiapas, Mexico. *Journal of Agricultural Science*, 6(11), 37-57. doi.org/10.5539/jas.v6n11p43
- Soto-Pinto, L., Perfecto, I., Castillo-Hernandez, J., & Caba-llero-Nieto, J. (2000). Shade effect on coffee production

- at the northern Tzeltal Zone of the state of Chiapas, Mexico. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 80 (1–2), 61–69. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(00\)00134-1](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(00)00134-1)
- Soto-Pinto, L., Perfecto, I., & Caballero-Nieto, J. (2002). Shade over coffee: Its effects on berry borer, leaf rust and spontaneous herbs in Chiapas, Mexico. *Agroforestry Systems*, 55 (1), 37–45. <https://doi.org/10.1023/A:1020266709570>
- Soto-Pinto, L., Rubio, L., Anzueto, M., & Reyes-García, V. (2012). Innovación agroforestal mediante un proceso socioambiental en Chiapas, México. En B. E. Bello, E. J. Naranjo, & R. Vandame (eds.), *La otra innovación para el ambiente y la sociedad en la frontera sur de México* (pp. 106-118). San Cristóbal Chiapas, México: El Colegio de la Frontera Sur.
- Soto-Pinto, L., Villalvazo, V., Jimenez-Ferrer, G., Ramírez-Marcial, N., Montoya, G., & Sinclair, F. (2007). The role of local knowledge in determining shade composition of multistrata coffee systems in Chiapas, Mexico. *Biodiversity and Conservation*, 16, 419-436. [doi.org/10.1007/s10531-005-5436-3](https://doi.org/10.1007/s10531-005-5436-3)
- Soto-Pinto, M. L., Anzueto, M. J., Jiménez, G., & Martínez-Zurimendi, P. (2016). Tree Quality in Agroforestry Systems Managed by Small-Scale Mayan Farmers in Chiapas, Mexico. *Small-Scale Forestry*, 34, 35-56. [doi.org/10.1007/s11842-016-9345-y](https://doi.org/10.1007/s11842-016-9345-y)
- Szott, L., Ibrahim, M., & Beer, J. (2000). *The hamburger connection hangover: cattle pasture land degradation and alternative land use in Central America*. Serie técnica. Informe técnico No. 313. Turrialba, Costa Rica: CATIE.
- Thornton, P. K., van de Steeg, J., Notenbaert, A., & Herrero, M. (2009). The impacts of climate change on livestock and livestock systems in developing countries: a review of what we know and what we need to know. *Agricultural Systems*, 101(3), 113–27. [doi.org/10.1016/j.agsy.2009.05.002](https://doi.org/10.1016/j.agsy.2009.05.002)
- Tscharntke, T., Clouth, Y., Bhagwari, S. A., Buchori, D., Faust, H., Hertel, D., Hölscher, D., Jhurbandt, J., Kessler, M., Perfecto, I., Scherber, C., Schroth, G., Veldkamp, E., & Wanger, T. C. (2011). Multifunctional shade-tree management in tropical agroforestry landscapes- a review. *Journal of Applied Ecology*, 48, 619-629. [doi.org/10.1111/j.1365-2664.2010.01939.x](https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2010.01939.x)
- Vandermeer, J., Perfecto, I., & Philpott, S. (2010). Ecological complexity and pest control in organic coffee production: uncovering an autonomous ecosystem service. *BioScience*, 60(7), 527-537. [doi.org/10.1525/bio.2010.60.7.8](https://doi.org/10.1525/bio.2010.60.7.8)
- Villanueva-López, G., & Arismendi, P. (2015). Carbon storage in livestock systems with and without live fences of *Gliricidia sepium* in the humid tropics of Mexico. *Agroforestry Systems*, 23, 123-132. [doi.org/10.1007/s10457-015-9836-4](https://doi.org/10.1007/s10457-015-9836-4)
- World Bank. (2015). PovcalNet: the one-line tool for poverty measurements developed by the Development Research Group of the World Bank. Recuperado de <http://iresearch.worldbank.org/PovcalNet/povDuplicateWB.aspx>.
- Manuscrito recibido el 22 de marzo de 2017.  
Aceptado el 19 de febrero de 2018.  
Publicado el 21 de noviembre de 2018.
- Este documento se debe citar como:  
Soto-Pinto, L., & Jiménez-Ferrer, G. (2018). Contradicciones socioambientales en los procesos de mitigación, asociados al ciclo del carbono en sistemas agroforestales. *Madera y Bosques*, 24(Núm. esp.), e2401887. [doi: 10.21829/myb.2018.2401887](https://doi.org/10.21829/myb.2018.2401887)



Madera y Bosques por Instituto de Ecología, A.C. se distribuye bajo una Licencia Creative Commons Atribución-No Comercial-Compartir Igual 4.0 Internacional.



## ANEXO 1

Contenido de carbono en diferentes sistemas agropecuarios, forestales y agroforestales y su contenido de carbono en distintos reservorios.

Sistema	CBV	C MOM	C suelo ( profundidad en cm)			C total	Fuente
			0-10	10.1-20	20.1-30		
Milpa tradicional con 200 árboles ha <sup>-1</sup> zona cálido húmeda	009.200 ± 003.400	009.700 ± 002.500	051.200 ± 008.700	031.800 ± 010.700	025.900 ± 009.600	127.900 ± 023.100	Roncal <i>et al.</i> , 2008
Milpa rotacional con 500 árboles maderables ha <sup>-1</sup> de 7 años zona cálido húmeda	016.900 ± 003.800	002.900 ± 001.800	044.500 ± 015.700	027.800 ± 015.700	017.300 ± 009.200	109.400 ± 036.800	Roncal <i>et al.</i> , 2008
Milpa rotacional con 500 árboles maderables de 10-13 años zona cálido húmeda	038.000 ± 025.200	010.900 ± 014.300	062.800 ± 021.000	039.500 ± 015.800	027.900 ± 011.200	179.100 ± 107.500	Datos propios y de Soto- Pinto <i>et al.</i>
Sistema silvopastoril árboles disper- sos en potreros zona cálido húmeda	005.300 ± 005.900	000.100 ± 000.100	064.500 ± 020.300	040.200 ± 009.900	027.000 ± 006.300	139.000 ± 038.100	Morales-Cou- tíño, 2010
Potreros sin árboles zona cálido húmeda	1.5 ± 0.1	0.1 ± 0.1	73.1 ± 33.9	46.5 ± 22.3	27.4 ± 7.2	149.3 ± 62.9	Jiménez <i>et al.</i> , 2008
Cafetal orgánico con sombra zona semicálido húmeda	057.500 ± 018.000	006.000 ± 002.400	043.900 ± 010.700	045.900 ± 011.100	041.400 ± 011.800	194.700 ± 012.100	Soto-Pinto y Aguirre- Dávila, 2015
Cafetal convencional con sombra semicálido húmeda	053.000 ± 010.700	006.700 ± 004.200	036.400 ± 014.700	023.200 ± 010.700	016.200 ± 005.400	135.500 ± 042.500	Soto-Pinto y Aguirre- Dávila, 2015
Acahual mejorado zona cálido húmeda	042.000 ± 029.700	002.900 ± 001.300	051.700 ± 010.900	051.700 ± 010.900	024.700 ± 009.300	150.100 ± 043.300	Datos propios
Acahual natural joven Lacandona zona cálido húmeda	025.340 ± 021.700	005.900 ± 004.000	067.360 ± 018.500	036.800 ± 010.570	023.210 ± 009.40	158.600 ± 029.200	Datos propios
Acahual natural viejo Chilón zona cálido húmeda	059.300 ± 024.900	008.500 ± 004.300	051.700 ± 010.900	051.700 ± 010.900	024.700 ± 009.300	177.600 ± 047.800	Datos propios
Acahual natural viejo 31-40 años zona cálido subhúmeda	097.200* 014.600	013.900* 003.000	034.900*	018.400*	007.200*	171.600*	Orihuela <i>et al.</i> , 2013
Bosque sin perturbar zona cálido subhúmeda	105.300 ± 014.600	016.700 ± 003.000	074.800 ± 012.200			196.800 ± 016.800	Orihuela <i>et al.</i> , 2013

CBV=carbono en biomasa viva; C Suelo=carbono en el suelo; CMOM=carbono en materia orgánica.

\* La fuente no ofrece datos de desviación estándar.



# El financiamiento de los proyectos de carbono forestal: Experiencias existentes y oportunidades en México

## The financing of forest carbon projects: Existing experiences and opportunities in Mexico

Alejandro Ranero\* y Sara Covaleda<sup>1</sup>

I Kibeltik Clima y Medio Ambiente A.C. San Cristóbal de las Casas, Chiapas, México. \* Autor de correspondencia. alejandro.ranero@gmail.com

### RESUMEN

Este trabajo presenta una síntesis de los mecanismos de financiamiento empleados para la mitigación de emisiones en el sector forestal a escala internacional y las experiencias desarrolladas en México. A su vez, se analizan las oportunidades de mitigación del sector Uso del Suelo, Cambio de Uso del Suelo y Silvicultura [Uscusys] mexicano para cumplir con los objetivos nacionales. A escala internacional, los proyectos forestales de carbono han participado en mercados voluntarios y de cumplimiento, aunque los proyectos de países en vías de desarrollo han tenido un papel limitado en el marco del Protocolo de Kioto. El desarrollo de nuevos mecanismos de mitigación en la Comisión Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático ha supuesto la necesidad de ampliar los enfoques para su financiamiento, que se ha materializado en acuerdos bilaterales y multilaterales en el caso del mecanismo de Reducción de Emisiones por Deforestación y Degradación forestal más la conservación, el manejo forestal sustentable y el incremento de los almacenes forestales [REDD+], en distintos países. En México, la participación del sector forestal en los mercados voluntarios y mecanismo para un desarrollo limpio ha sido, hasta el momento, limitada. Sin embargo, el país se ha preparado para la implementación de un mecanismo REDD+ a escala nacional y ha puesto en marcha su Iniciativa de Reducción de Emisiones [IRE]. Para alcanzar los objetivos de reducción de emisiones del sector Uscusys, México debe lograr una efectiva coordinación entre políticas forestales y de cambio climático y un óptimo aprovechamiento de los mecanismos financieros que se están gestando, destacándose la experiencia de la IRE y el desarrollo de un esquema regulado de comercio de emisiones a escala nacional. En este sentido, la aceptación de créditos de compensación de distintos tipos de proyectos forestales, en una visión más amplia a la contemplada en el pago opcional del impuesto al carbono a través de bonos de carbono, podría traducirse en importantes beneficios medioambientales, económicos y sociales.

**PALABRAS CLAVE:** impuesto al carbono, mercados de carbono, nuevos mecanismos de mitigación, REDD+.

### ABSTRACT

This paper presents a synthesis of the financing mechanisms used internationally for the mitigation of greenhouse gas emissions in the forestry sector, and the experiences developed in Mexico. In addition, the mitigation opportunities of the Land Use, Land Use Change and Forestry sector [Lulucf] to meet national goals are analyzed. At the international level, forest carbon projects have participated in voluntary and compliance market schemes although forest projects from developing countries have had a limited role under the Kyoto Protocol. The development of new mitigation mechanisms under the United Nations Framework Convention on Climate Change [Unfccc] implied the need to expand the financing approaches, and the bilateral and multilateral agreements for the Reduction of Emissions from Deforestation and Forest Degradation plus conservation, increase of carbon stocks and sustainable forest management [REDD+] mechanism in different countries, are examples of that. In Mexico, the participation of the forestry sector in the voluntary carbon market and the Clean Development Mechanism has been limited. However, the country engaged in the preparation of a REDD+ mechanism at the national level, and is implementing its Emissions Reduction Initiative [ERI]. To achieve emissions reduction goals in the Lulucf sector, Mexico must achieve an effective coordination between forestry and climate change policies and an optimal use of the financial mechanisms that are being developed, specially the ERI's experience and the development of an Emission Trading Scheme at the national level. In this regard, the acceptance of offset credits from different types of forestry projects, in a broader perspective than that contemplated for the optional payment of the carbon tax through carbon credits, could result in important environmental, economic and social benefits.

**KEYWORDS:** carbon tax, carbon markets, new mitigation mechanisms, REDD+.

## INTRODUCCIÓN

A escala mundial, las emisiones procedentes del sector Agricultura, Forestería y Otros Usos del Suelo [Afous] se han estabilizado desde el año 2000, aunque su contribución a las emisiones globales sigue siendo elevada (24% en 2010; Intergovernmental Panel on Climate Change [IPCC], 2014). Se han observado importantes variaciones entre los países desarrollados -en los cuales las emisiones del sector Afous provienen principalmente de las actividades agrícolas- y en los países en vías de desarrollo, en los que las emisiones proceden, en mayor medida, de la deforestación y degradación forestal (IPCC, 2014).

En México, el Inventario Nacional de Gases de Efecto Invernadero [Inegi], actualizado para el año 2013, indica que las emisiones del sector Agricultura constituyeron 12% (80 169 Gg) de las emisiones totales y las emisiones asociadas al sector Uso del Suelo, Cambio de Uso del Suelo y Silvicultura (Uscusys) constituyeron 4.9% (32 424 Gg) (Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático [Inecc]-Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales [Semarnat], 2015). El sector Uscusys incluye las emisiones y absorciones asociadas a los cambios de uso del suelo de tierras forestales, pastizales, tierras agrícolas, humedales, asentamientos humanos y otras tierras (Inecc-Semarnat, 2015) y, según la información obtenida en Inegi's previos (Inecc-Semarnat, 2012; INE-Semarnat, 2009; INE-Semarnat, 2006), sus emisiones estarían disminuyendo con el tiempo (en 2002, 89 854 Gg; 14.0% de las emisiones totales; INE-Semarnat, 2006). Estos datos, sin embargo, se deben tomar con cautela, ya que a lo largo de los años se han utilizado diferentes métodos de cálculo (Saynes, Etchevers, Paz y Alvarado, 2016).

Por otra parte, a escala estatal, la contribución relativa del cambio de uso del suelo y el sector forestal a las emisiones locales puede variar, destacándose los estados de Campeche, Chiapas y Tabasco, donde estos sectores llegaron a constituir 79% (sector Uscusys en 2005; SemarnatCam, 2015), 59% (sector Uscusys en 2005; Secretaría de Medio Ambiente, Vivienda e Historia Natural de Chiapas [Semavi], 2011) y 49.5% (Sectores Silvicultura y Uso de Suelo en periodo 2005-2007; Secretaría de Recursos

Naturales y Protección Ambiental del Estado de Tabasco [Sernapam], 2011) de las emisiones totales estatales, respectivamente.

La disminución de la deforestación y el aumento de los reservorios de carbono forestal han sido identificadas como medidas críticas y costo-efectivas para disminuir las emisiones globales y, a su vez, apoyar a los países en vías de desarrollo en la reducción de la pobreza y conservación de la biodiversidad y los servicios ecosistémicos (Eliasch, 2008). Según este informe, para reducir las emisiones del sector forestal a la mitad en 2030 se necesitan alrededor de USD  $17 \times 10^9$  y USD  $33 \times 10^9$  anuales, si se incluyen en esquemas de mercado, pero los beneficios netos podrían alcanzar los USD  $3.7 \times 10^{12}$  en el largo plazo. El informe Stern (2007), a su vez, también calificó la reducción de la deforestación como un medio altamente rentable para reducir las emisiones de gases de efecto invernadero.

La respuesta política internacional al cambio climático comenzó con la adopción de la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático [Cmnucc] en 1992. Esta convención establece un marco para la acción cuyo objetivo es la estabilización de la concentración de gases de efecto invernadero en la atmósfera, para evitar que interfiera peligrosamente con el sistema climático (Eguren, 2004). La Cmnucc entró en vigor el 21 de marzo de 1994 y actualmente está ratificada por 197 partes o países (Cmnucc, 2014a). De manera general, los dos grandes logros de la Cmnucc en la lucha contra el cambio climático han sido el alcance de dos acuerdos globales: el Protocolo de Kioto (adoptado en 1997) y el Acuerdo de París (adoptado en 2015).

De las negociaciones y acuerdos alcanzados en el seno de la Cmnucc han surgido mecanismos e iniciativas encaminadas a disminuir las emisiones asociadas al sector forestal, aunque el sector privado, organizaciones sin fines de lucro, gobiernos nacionales y subnacionales e iniciativas locales han aportado ideas y acciones a esta tarea global, las cuales han retroalimentado las discusiones y mecanismos impulsados en la Cmnucc.

Los distintos tipos de costos que enfrentan este tipo de proyectos e iniciativas en sus distintas fases (*e.g.*, costos



de implementación, transacción, oportunidad), así como la duración de los mismos (varias décadas), plantean retos para su financiamiento, el cual puede clasificarse, de manera general, en: a) financiamiento inicial y b) pagos basados en resultados. El primero suele cubrir distintas actividades relacionadas con la implementación del proyecto o iniciativa, así como algunos costos de transacción; en este caso, el financiamiento de fuentes privadas ha sido clave (Peters-Stanley, González y Yin, 2013). Los pagos basados en resultados se centran en la compra de los créditos de carbono generados por el proyecto, los cuales pueden, a su vez, cubrir algunos costos de transacción. La compra-venta de créditos de carbono se ha organizado, principalmente, en torno a mecanismos de mercado, aunque también se han desarrollado otros enfoques (World Bank, 2016; Cmnucc, 2017).

La comprensión del funcionamiento de los diferentes mecanismos de financiación que se han utilizado para mitigar las emisiones del sector forestal es fundamental para plantear esquemas efectivos capaces de abarcar grandes escalas y alcanzar el cumplimiento de objetivos nacionales de mitigación. Por ello, en este trabajo se presenta una síntesis de los mecanismos implementados a escala global y en distintos países y regiones del mundo, además de las experiencias desarrolladas en México. Con base en esta información se analizaron las oportunidades de incluir el sector forestal o potenciar su papel en los mecanismos financieros para la mitigación de emisiones que existen o están en desarrollo en el país.

## MATERIALES Y MÉTODOS

La información sobre las distintas experiencias desarrolladas a escala internacional y nacional procede de una exhaustiva búsqueda bibliográfica de documentos de diversa índole: documentos oficiales de distintos gobiernos y organismos internacionales, reportes técnicos, páginas web de fondos climáticos, mecanismos de mercado y estándares de carbono, entre otros. En varias ocasiones se generaron cuadros resumen con datos de diferentes fuentes, para facilitar la visualización y comprensión de la información.

Los resultados del trabajo se estructuran en dos grandes secciones: las experiencias internacionales y las experiencias nacionales. Las experiencias internacionales se dividen, a su vez, en: a) los mecanismos de flexibilidad del Protocolo de Kioto; b) los nuevos mecanismos de mitigación surgidos a partir del Plan de Acción de Bali; y c) los mercados voluntarios de carbono. En la sección sobre las experiencias en México se presentan, en primer lugar, los distintos tipos de proyectos e iniciativas que se han desarrollado en el país, seguido de un apartado en el que se analizan las oportunidades de mitigación en el sector Uscusys de México. Por último, se incluye un apartado de conclusiones.

## Experiencias internacionales

### *El Protocolo de Kioto y sus mecanismos de flexibilidad*

En la Conferencia de las Partes [COP] de la Cmnucc celebrada en Kioto (Japón) en diciembre de 1997 (COP 3), se adoptó el Protocolo de Kioto (PK) que entró en operación en 2005 y constituyó un primer esfuerzo para controlar los gases de efecto invernadero (GEI), ofreciendo un marco básico de acción para la lucha contra el cambio climático a escala internacional. El Protocolo contiene metas vinculantes de reducción y limitación de emisiones de gases de efecto invernadero para 37 países industrializados y la Comunidad Europea.

Conjuntamente, las emisiones de los seis gases incluidos bajo su control ( $\text{CO}_2$ ,  $\text{CH}_4$ ,  $\text{N}_2\text{O}$ , HFC, PFC,  $\text{SF}_6$ ) deberían reducirse en, al menos, 5% hacia 2012 sobre la base de las emisiones que se registraban en 1990. Con excepción de los Estados Unidos, todas las Partes que son países altamente industrializados ratificaron el PK y, según la Cmnucc (2015a), en 2012, las emisiones de los países con reducciones de GEI obligatorias bajo el PK se habían reducido en 22.6% con respecto al año base, aunque este logro no es enteramente atribuido a la acción del PK. Según Puigdueta y Sanz (2017), la disminución de las emisiones de GEI podría haberse visto favorecida por otros hechos, como el colapso de la Unión Soviética y el consecuente impacto en su economía, la relocalización de

industrias altamente contaminantes hacia países que no tenían obligaciones de reducción bajo el Protocolo o la crisis financiera mundial de 2008.

Tras la conclusión del primer periodo de compromiso del PK en 2012, se ratificó un segundo periodo en la COP 18 de Doha, en Qatar, con vigencia entre 2013 y 2020; sin embargo, el grupo de países firmantes fue menor. En este nuevo periodo del PK, los países firmantes se comprometieron a reducir el total de sus emisiones a un nivel inferior en no menos de 18% con respecto al de 1990, en el periodo de compromiso comprendido entre los años 2013 y 2020. En este periodo se incluyó un nuevo gas de efecto invernadero: el Trifluoruro de nitrógeno (NF<sub>3</sub>) (Cmnucc, 2012).

El PK incluye tres mecanismos de flexibilidad para facilitar a los países del Anexo I de la Convención Marco de Naciones sobre el Cambio Climático (países desarrollados y con economías en transición hacia economías de mercado) la consecución de sus objetivos de reducción y limitación de emisiones de GEI. Estos tres mecanismos son: el comercio de derechos de emisión, la aplicación conjunta y el mecanismo para un desarrollo limpio [MDL].

#### *El comercio de emisiones*

El PK permitió el comercio de los derechos de emisión (mercado de carbono) entre las Partes, bajo el supuesto de que toda operación de este tipo es suplementaria a las medidas nacionales que se adopten para cumplir los compromisos cuantitativos de limitación y reducción de emisiones. Ante este régimen, los países Partes del Anexo I, o aquellas personas jurídicas a las que éstos hayan autorizado, pueden intercambiar en el mercado los distintos tipos de unidades contables reconocidas por el Protocolo: 1) Unidades de Cantidad Atribuida inicialmente asignadas a cada Parte [UCAs]; 2) Unidades de Reducción de Emisiones de proyectos de aplicación conjunta [UREs]; 3) Reducciones Certificadas de Emisiones generadas por proyectos del Mecanismo de Desarrollo Limpio [RCEs, por sus siglas en inglés]; 4) Unidades de Absorción procedentes de actividades en sumideros [UDAs].

Este mecanismo ha operado generalmente bajo esquemas de *cap and trade* o tope y canje, en donde los gobier-

nos imponen límites a las emisiones de los sectores incluidos en la regulación (Seeberg-Elverfeldt, 2010). Las empresas, industrias o afectados tienen que adquirir permisos de emisión que representan el derecho a emitir un volumen específico de GEI; de esta forma, las empresas que necesitan aumentar su volumen de emisiones deben comprar permisos a otros que requieren menos, creando un mercado regulado que permite disminuir las emisiones y que, además, incentiva las buenas prácticas para crear una economía baja en carbono.

En consecuencia, a escala global surgieron diferentes esquemas de comercio de emisiones, siendo el principal el mercado europeo.

#### *El mercado Europeo*

El Mercado Europeo de Derechos de Emisión [EU-ETS por sus siglas en inglés] surgió en 2005 y fue el primer mercado de carbono regional (actualmente participan 31 países) y es el principal mercado de carbono mundial; además, es el principal demandante de RCEs y el que determina, en gran medida, los precios de estos certificados (European Commission, 2017a). Actualmente, el mercado se encuentra en su tercera fase (periodo 2013-2020) y no admite créditos provenientes de proyectos forestales.

La propuesta planteada en el Marco Europeo para el Clima y la Energía en el periodo 2021-2030, sin embargo, considera el sector Uscusys como uno de sus pilares, bajo la denominada “*no debits rule*”, la cual consiste en que cada estado miembro debe asegurarse de que las emisiones provenientes de este sector sean enteramente compensadas por las remociones asociadas a actividades adicionales emprendidas en el sector (European Commission, 2017b), aunque se planea admitir cierta flexibilidad.

#### *Los proyectos forestales en los esquemas de comercio de emisiones*

Los principales mercados regulados que han admitido o admiten créditos de proyectos forestales han sido los desarrollados en Nueva Gales del Sur en Australia (New South Wales Greenhouse Gas Abatement Scheme o NSW GGAS), Australia, Nueva Zelanda (Tabla 1).



Desde 2001, Australia ha probado diferentes esquemas de mercado de emisiones a escala estatal y también nacional (Díaz, Hamilton y Johson, 2011). El NSW GGAS fue el primer esquema regulado de comercio de emisiones a escala mundial, operó a escala estatal y estuvo activo entre 2003 y 2012, cuando en Australia entró en vigor su Mecanismo de Fijación de Precio del Carbono (Carbon Pricing Mechanism, por sus siglas en inglés). Este mecanismo cubría aproximadamente 60% de sus emisiones (sector eléctrico) y buscaba llegar a un esquema de *cap and trade* por fases, comenzando con un precio fijo del carbono durante los tres primeros años (Center for Climate and Energy Solutions, 2011). Como parte de esta política se implementó un programa nacional de compensaciones llamado Carbon Farming Initiative (CFI), que permitía a los granjeros y administradores de la tierra ganar créditos de carbono a través del almacenamiento o reducción de emisiones de GEI. Esta iniciativa incluía proyectos relacionados con quemas controladas en sabanas y actividades de reforestación. Los créditos generados podían ser vendidos a personas o negocios que quisieran compensar sus emisiones (Australian Government, 2017a).

Posteriormente, en 2014, Australia cambió su política de reducción de emisiones y creó su Fondo de Reducción de Emisiones (Emission Reduction Fund), con el objetivo de ayudar al país a alcanzar sus metas de reduc-

ción de emisiones en 2020. El gobierno le asignó un presupuesto inicial de USD  $1.94 \times 10^9$  y su financiamiento debe ser considerado en los futuros presupuestos (Australian Government, 2017b). Este fondo admite proyectos del sector agrícola (manejo de ganado, reducción de emisiones de metano, uso eficiente de fertilizantes y captura de carbono en suelos de pastizal, entre otros) y manejo de la vegetación (deforestación evitada, plantación de árboles, quemas controladas en sabanas, etc.). A través de este fondo, el gobierno australiano contrató 60.7 Mt CO<sub>2</sub>e en créditos de carbono provenientes de proyectos relacionados con el uso del suelo, por un valor total de USD  $588 \times 10^6$  (Goldstein y Ruef, 2016).

Nueva Zelanda cuenta con un Esquema de Comercio de Emisiones (NZ ETS) desde 2008 en el que el sector forestal fue el único regulado hasta el 2010, cuando los sectores industria, transporte y energía fueron también incluidos (Díaz *et al.*, 2011).

La política climática de Nueva Zelanda admite dos esquemas de participación para los bosques establecidos después de 1989, los cuales pueden emitir créditos en el marco del NZ ETS o pueden participar en la Permanent Forest Sink Initiative (PFSI), comprometiéndose a mantener la cobertura forestal en el terreno durante 99 años (Díaz *et al.*, 2011). Los créditos emitidos a través de la PFSI han alcanzado precios hasta 25% más elevados fuera

TABLA 1. Mercados regulados en los que han participado proyectos forestales y relacionados con el uso de la tierra.

Mercado	Tiempo	Vol. histórico (Mt CO <sub>2</sub> e)	Valor histórico (USD × 10 <sup>6</sup> )	Precio promedio/intervalo de precios (USD/t CO <sub>2</sub> e)	Tipos de proyectos	Créditos internacionales aceptados
NSW	2003-2012	6.3	S.D.	0.15-15	A/R*	No
CFI-Australia	2012-2014	8.4	141	17.3	Quema sabanas, A/R	No
ERF-Australia	2014-2015	60.7	588	9.7	Agrícolas y Forestales	No
NZ	2008-2015	2.3	21.1	13.9-3.1	Reforestación/ deforestación evitada	Si, hasta 2015 (MDL)

Fuente: Elaboración propia, con datos de Goldstein y Neyland (2015), Goldstein y Ruef (2016) e IPART (2012).

\*A/R: Forestación/reforestación (por sus siglas en inglés).

del mercado nacional, ya que se considera que sus cobeneficios son mayores (Nabuurs *et al.*, 2015).

Inicialmente el esquema admitía créditos de compensaciones internacionales; sin embargo, la caída de los precios de los créditos a consecuencia de la aceptación ilimitada de créditos de compensación de proyectos MDL ubicados en otros países (precio promedio en 2010: NZD 20/t CO<sub>2</sub>e; precio promedio en 2013: NZD 1.50/t CO<sub>2</sub>e; Hamrick, 2015) llevó al gobierno, en 2015, a no permitir la utilización de unidades internacionales en el esquema (Goldstein y Ruef, 2016).

En 2016, el país concluyó una revisión del sistema con el fin de identificar las adaptaciones necesarias para que sea un mecanismo eficiente para alcanzar sus compromisos en 2030 en el marco del Acuerdo de París. El resultado de la revisión propone algunas reformas internas y resalta el interés por ligar el mercado nacional con otros mercados, aunque se reconoce que bajo el Acuerdo de París será necesario llegar a acuerdos bilaterales y multilaterales con otros países para lograr el acceso a unidades de reducción de emisiones internacionales de alta calidad (New Zealand Ministry for the Environment, 2017).

#### *La Aplicación Conjunta*

Este mecanismo permite que un país del Anexo I invierta en proyectos de reducción de emisiones o captura de carbono desarrollados en otro país del Anexo I, de tal forma que el país inversor adquiere unidades de reducción de emisiones que puede utilizar para el logro de sus metas asociadas al PK (Cmnucc, 2014b). Al mismo tiempo, la Parte donde se lleva a cabo el proyecto se beneficia de la inversión extranjera y la transferencia de tecnología.

#### *El Mecanismo para un Desarrollo Limpio*

El MDL fue el mayor y más activo programa de compensaciones de emisiones de cumplimiento a escala mundial, fuente de créditos de compensación para los países firmantes del PK y compradores del mercado europeo (Cmnucc, 2014c). Este programa es, de hecho, el único de los mecanismos de flexibilidad en el que pueden participar los países en desarrollo o No Anexo I (Seeberg-Elverfeldt,

2010). Adicionalmente, el MDL busca que el país receptor de la inversión consiga un desarrollo sostenible a través de la transferencia de tecnologías limpias y, a su vez, contribuya a alcanzar el objetivo último de la Cmnucc.

Globalmente, donde se han desarrollado más proyectos del MDL ha sido la región Asia-Pacífico que alberga 82% del total, seguida de América Latina con 13%. Dentro de América Latina, Brasil ha hospedado mayor número de proyectos (35%), seguido de México (18%) (UNEP DTU Partnership, 2017a).

Los únicos proyectos relacionados con el sector forestal contemplados en el mecanismo son los proyectos de forestación/reforestación (A/R, por sus siglas en inglés), que constituyen únicamente 0.8% del total (UNEP DTU Partnership, 2017b), frente a los proyectos del sector de las energías renovables que abarca 71% de los proyectos MDL. Las razones del escaso número de proyectos A/R implementados se asocian con diversas causas, entre las que destacan la complejidad de la regulación para su implementación, el mayor riesgo financiero asociado a este tipo de proyectos (permanencia, precisión del monitoreo), la tardanza en generar créditos de carbono, su exclusión del mercado europeo y la estructura temporal de los créditos (Hamilton, Sjardin, Peters-Stanley y Marcello, 2010), con certificados de reducción de emisiones temporales o tRCEs (que se expiden por cinco años) y certificados de reducción de emisiones de largo plazo o lRCEs (se expiden por 20 años con oportunidad de renovarse por otros 20 años más o de 30 años sin oportunidad de renovarse).

Los precios de los RCEs se mantuvieron por encima de los USD 10/t CO<sub>2</sub>e hasta 2009, pero en 2012 su precio promedio se situó en USD 3.2/t CO<sub>2</sub>e (Peters-Stanley *et al.*, 2013) y en 2016, en USD 1.6/t CO<sub>2</sub>e (Hamrick y Gallant, 2017a). Por su parte, los RCEs de proyectos A/R alcanzaron su mejor precio en 2007 con USD 5.7/t CO<sub>2</sub>e (Hamilton *et al.*, 2010) pero en 2012 su precio había bajado a USD 1.1/t CO<sub>2</sub>e (Goldstein y González, 2014). En conjunto, los proyectos MDL han expedido más de 1800 millones de RCEs (Cmnucc, 2016a), correspondiendo más de 11.3 millones a proyectos A/R. Sin



embargo, tras la finalización del primer periodo de compromiso del PK, la demanda de RCEs disminuyó considerablemente debido, entre otras cosas, al menor número de partes que participan en el segundo periodo de compromiso, las metas de emisión que los países se han comprometido a alcanzar, las restricciones que algunos compradores aplican con respecto al tipo y el origen de los RCEs y la prolongada recesión económica que afectó a varios países desarrollados (Cmnucc, 2013).

Como consecuencia, muchos proyectos han dejado de expedir RCEs; de hecho, se calcula que aproximadamente 42% de los proyectos que expidieron RCEs hasta el final del primer periodo del PK no lo han hecho en el segundo periodo (Cmnucc, 2016a). Además, existe una incertidumbre considerable acerca de si el MDL se utilizará -y de qué manera- después del 2020. Aun así, el MDL ha demostrado su potencial como instrumento para movilizar fondos destinados a la acción climática y el desarrollo sostenible (Cmnucc, 2016a).

### Los nuevos mecanismos de mitigación: del Plan de Acción de Bali al Acuerdo de París

En un proceso paralelo al PK, a partir de la COP 13 celebrada en Bali en 2007, la Cmnucc estableció un plan de acción para facilitar la transición a una segunda fase de la Convención tras el 2012. El Plan de Acción de Bali (decisión 1/CP.13), sentó las bases para la cooperación a largo plazo entre las partes y marcó la trayectoria de un nuevo proceso de negociación diseñado para hacer frente al cambio climático, en el que el papel de los países en vías de desarrollo cobra mayor relevancia.

En este contexto surgieron nuevos mecanismos de mitigación acordes con los nuevos retos identificados y la necesidad de actuar a escalas mayores a la de proyecto, con el fin de asegurar la permanencia de las acciones emprendidas y evitar las fugas. Entre estos, destaca el mecanismo de Reducción de Emisiones por Deforestación y Degradación forestal más la conservación, el manejo forestal sostenible y el incremento de los almacenes forestales (REDD+) que se centra en reducir las emisiones del sector forestal en países en vías de desarrollo conside-

rando como escala de actuación un país o una jurisdicción al completo. Las Acciones de Mitigación Nacionalmente Apropriadas (NAMAs, por sus siglas en inglés) se enfocan en acciones sectoriales que pueden incluir al sector Afous. Adicionalmente, las estrategias de desarrollo bajo en emisiones (LEDS, por sus siglas en inglés) son visualizadas como el marco amplio en el que se pueden insertar acciones más concretas como las NAMAs o políticas o enfoques relacionados con REDD+.

La culminación del proceso iniciado en Bali llegó con el Acuerdo de París en 2015 (COP 21), que logró establecer un nuevo compromiso global por el clima, cuyos rasgos más distintivos son: a) establece compromisos globales y no sólo compromisos para los países del Anexo I; b) es flexible para cada una de las Partes, ya que cada país propondrá sus Contribuciones Determinadas a Nivel Nacional (NDCs, por sus siglas en inglés); c) amplía sus acciones a mitigación y adaptación, reforzando las acciones contra el cambio climático en el contexto del desarrollo sostenible y los esfuerzos por erradicar la pobreza (Artículo 2.1.); d) alienta el desarrollo de capacidades y la transferencia tecnológica, para mejorar la resiliencia al cambio climático y reducir las emisiones de gases de efecto invernadero; e) establece que los países desarrollados deberán proporcionar recursos financieros a las Partes que son países en desarrollo para prestarles asistencia tanto en la mitigación como en la adaptación (Artículo 9.1.) (Cmnucc, 2015b).

El papel de los bosques como sumideros y reservorios de carbono es reconocido en el Artículo 5 del Acuerdo, donde se alienta a las Partes a adoptar enfoques de política e incentivos positivos para REDD+, mediante pagos basados en resultados (Cmnucc, 2015b). Adicionalmente, en su Artículo 4, el Acuerdo insta a las partes a formular sus LEDs a largo plazo, tomando en cuenta las responsabilidades comunes pero diferenciadas. Las NAMAs, por su parte, no aparecen nombradas en el Acuerdo aunque sí se hace referencia a la necesidad de implementar acciones de mitigación.

El desarrollo de estos nuevos mecanismos de mitigación de emisiones ha supuesto la necesidad de ampliar los enfoques para su financiamiento, más allá de los mecanis-

mos del PK. De hecho, siguiendo el mandato de la COP de Bali en 2007, las Partes propusieron establecer un Nuevo Mecanismo de Mercado (NMM) durante la COP 17 en Durban (2011), confiando esta labor al SBSTA (Subsidiary Body For Scientific and Technological Advice) de la Cmnucc, el cual también está desarrollando otros tipos de instrumentos económicos (Tabla 2) y es el encargado de desarrollar y elaborar las recomendaciones para asegurar una contabilidad robusta en el marco de los enfoques cooperativos.

El Acuerdo de París busca acelerar y ampliar la disponibilidad de recursos financieros para la acción climática. Institucionalmente, el Fondo Verde para el Clima (GCF, por sus siglas en inglés) y el Fondo para el Medio Ambiente Mundial (GEF, por sus siglas en inglés) serán las entidades encargadas del mecanismo financiero de la Convención y servirán también como mecanismo financiero del Acuerdo. Otro aspecto importante es que el Acuerdo mantiene y establece la continuidad a futuro de los objetivos colecti-

vos cuantificados de financiamiento (mínimo 100 000 millones de dólares anuales, teniendo en cuenta las necesidades y prioridades de los países en desarrollo). Para la consecución de los compromisos del Acuerdo, el financiamiento público tiene un rol crítico, en especial en las acciones destinadas a la mejora de la resiliencia y adaptación, y también en cuanto a que permite apalancar y movilizar recursos de otras fuentes; en particular, fondos del sector privado (Carlino, Netto, Cabrera y Serra 2017).

#### *Instrumentos de fijación del precio del carbono*

En los últimos años se ha notado un auge en el desarrollo e implementación de instrumentos de fijación del precio del carbono en diversas regiones, como consecuencia de la falta de acuerdo post Kioto en 2012 y la baja demanda de RCEs en el mercado. Los principales instrumentos utilizados han sido los sistemas de comercio de emisiones (ETS) y los impuestos al carbono, cuyo principal propósito ha sido dar a las empresas y consumidores un incentivo para usar fuentes alternativas de energía o usar menos energía. Estos instrumentos operan a escala de grupos de países, a escala nacional y a escala subnacional (abarcando una o varias regiones o estados), existiendo actualmente 39 iniciativas nacionales y 23 a escala subnacional (World Bank, 2016).

#### *Mercado de California*

Para México, tiene especial interés el esquema desarrollado en California que en 2006 aprobó la Global Warming Solutions Act (AB 32). En él se establece el diseño e implementación de un programa de *cap and trade* que abarca 85% de las emisiones del estado, y cuyo esquema incluyó la posibilidad de compensar hasta 8% de las emisiones a través de créditos de compensación de emisiones (Díaz *et al.*, 2011). El programa está activo desde 2013 y la AB32 estableció su duración hasta el 2020. Sin embargo, en julio de 2017 fue aprobada la AB398 que extiende el esquema hasta el año 2030. La información relativa al volumen, valor de mercado y precios de los créditos de carbono se presenta en la tabla 3.

La Air Resources Board (ARB), entidad encargada de gestionar el esquema, ha aprobado seis protocolos de

TABLA 2. Instrumentos económicos en desarrollo de la Cmnucc.

<i>Instrumentos</i>	<i>Descripción</i>
Nuevos Mecanismos de Mercado (NMM)	Enfoque de línea base y crédito para diferentes actividades (REDD+, NAMAS), tipo pago por resultados y posiblemente enfoque de comercio de emisiones internacionales como los ETS
Enfoques no relacionados con el mercado (NMA)	Instrumentos económicos y fiscales, regulaciones, acuerdos voluntarios, programas de información, educación para concientización, investigación y desarrollo
Marco para Varios Enfoques (FVA)	Enfoques de mitigación implementados individualmente o junto con otras Partes. Deben de cumplir con normas que aportan resultados de mitigación reales, permanentes, adicionales y verificados, evitar el doble conteo del esfuerzo y lograr una disminución neta y/o evitar emisiones

Fuente: Cmnucc (2017).



compensación de emisiones (CAR, 2017) para proyectos ubicados en Estados Unidos -uno de ellos sobre manejo forestal- y, hasta el momento, más de 70% de los créditos de compensación emitidos por la ARB provienen de proyectos forestales (ARB, 2017). Fue creado también un Protocolo Forestal para México (primera versión en 2013), que se enfoca en actividades que incrementan los acervos de carbono, aunque no puede ser utilizado para compensar emisiones en el mercado de California.

Hasta ahora no se han admitido créditos de compensación internacionales, aunque la ARB ha considerado la inclusión de créditos REDD+ en el esquema. En este sentido, destaca el memorándum de entendimiento firmado por California con los estados de Chiapas (México) y Acre (Brasil) a finales de 2010, para iniciar un proceso a fin de que puedan generar créditos REDD+ para el mercado de California, bajo esquemas jurisdiccionales y la creación del Grupo de trabajo de Compensaciones REDD+, que emitió sus recomendaciones en 2015.

Esta situación podría cambiar en los próximos años ya que el nuevo proyecto de ley abre la puerta a la utilización de créditos de compensación de emisiones internacionales tras el 2020, aunque el porcentaje de créditos de compensación permitidos disminuye (4% de las emisiones pueden ser indemnizadas con créditos de compensación en el periodo 2020-2025 y 6% en el periodo 2026-2030) y con la restricción de que al menos la mitad de estos créditos deben provenir de proyectos ubicados en California (ARB, 2017).

California forma parte de la Western Climate Initiative (WCI), una organización sin fines de lucro que promueve la creación de un esquema de mercado para reducir

los GEI en América del Norte (Hamrick y Gallant, 2017b). Actualmente la WCI está formada por el estado de California y por tres provincias canadienses (Quebec, Ontario y British Columbia). En 2014, California y Quebec asociaron sus programas de *cap and trade*. Ampliando esta asociación, en septiembre de 2015, Ontario firmó un memorándum de entendimiento con Quebec para armonizar información y metodologías de inventario con Quebec y California, para instalar un sistema de créditos de compensación. A principios de 2017 Ontario lanzó su programa de *cap and trade*, el cual, desde septiembre de 2017, quedó oficialmente ligado al programa de California-Quebec (Hamrick y Gallant, 2017b).

#### *Mecanismo de reducción por deforestación y degradación forestal evitada*

Los conceptos asociados con el mecanismo REDD+ comenzaron a discutirse en el marco de la Cmnucc a partir de 2005, en la COP 11 de Montreal, cuando Costa Rica y Papua Nueva Guinea sometieron a las Partes una propuesta donde se expresaba la creciente concientización sobre la contribución de la deforestación a las emisiones de GEI; de esta forma, surge el término de deforestación evitada en el marco de la negociación.

El mecanismo REDD+ ha evolucionado en el transcurso de los años. En total, entre 2007 y 2015 se han tomado 16 decisiones claves que han estructurado el mecanismo REDD+ como una estrategia para desacelerar, detener y revertir la pérdida de carbono y de la cubierta forestal (Cmnucc, 2016b). El mecanismo se basa en el pago a países por su desempeño en la reducción de sus emisiones por deforestación y degradación forestal, la cual ha de ser

TABLA 3. Mercado de California.

<i>Mercado</i>	<i>Tiempo</i>	<i>Vol. histórico (Mt CO<sub>2</sub>e)</i>	<i>Valor histórico (USD × 10<sup>6</sup>)</i>	<i>Precio promedio/intervalo de precios (USD/t CO<sub>2</sub>e)</i>	<i>Tipos de proyectos</i>	<i>Créditos internacionales aceptados</i>
California- Quebec	2013-2015	14.3	134	9.3	Manejo forestal mejorado	No

Fuente: Elaboración propia, con datos de Goldstein y Neyland (2015), Goldstein y Ruef (2016) y ARB (2017).

cuantificada a escala nacional a través de un sistema robusto y transparente de monitoreo de los bosques.

Los Acuerdos de Cancún (Decisión 1/CP.16) fueron un hito importante para el mecanismo REDD+ ya que establecieron su ámbito de actuación y los principios y las salvaguardas a tener en cuenta en las estrategias y actividades REDD+. En esta decisión se plantea que los países que deseen implementar mecanismos REDD+ deben desarrollar cuatro elementos: 1) una estrategia nacional, 2) un nivel de referencia de las emisiones forestales, 3) un sistema de monitoreo, reporte y verificación y 4) un sistema de información de salvaguardas. Además, plantea que las actividades relacionadas con el mecanismo REDD+ se implementen por fases: 1) preparación (*readiness*) en la que se desarrollan estrategias nacionales y se realizan esfuerzos para la creación de capacidades; 2) implementación de las estrategias y medidas nacionales y 3) actividades basadas en pagos por resultados que deberían ser objeto de monitoreo, reporte y verificación.

La implementación de REDD+, supuso, por tanto, un gran reto para los países interesados en este mecanismo, ya que tuvieron que hacer ajustes en sus políticas nacionales, leyes, instituciones y crear capacidades relacionadas con temas clave, como las salvaguardas y el monitoreo de los bosques. El financiamiento requerido para implementar este tipo de mecanismos ha requerido, por tanto, la movilización de importantes recursos a escala nacional e internacional.

Hasta la fecha, la fase de preparación del mecanismo REDD+ se ha financiado a través de acuerdos bilaterales y agencias multilaterales. Según Goldstein y Ruef (2016), los únicos pagos basados en resultados para reducir emisiones relacionadas con los bosques las han realizado, el programa alemán REDD+ Early Movers (con aportaciones de Alemania, Noruega y Reino Unido) a Colombia y el estado brasileño de Acre y del gobierno de Noruega a Guyana (Tabla 4). Adicionalmente, el Fondo Amazonía (Brasil), creado con donaciones del gobierno de Noruega, Alemania y la compañía brasileña Petrobras, ha recibido pagos por la reducción anual de la deforestación en el país. El Fondo Amazonía y el programa REDD+ Early Movers han firmado acuerdos con un precio de USD 5/t CO<sub>2</sub>e (Goldstein y Ruef, 2016), aunque este valor no debe considerarse un valor de mercado.

En los próximos años se espera que el financiamiento basado en pagos por resultados cobre mayor relevancia, dado que el Programa REDD+ Early Movers sigue activo en Acre y en Colombia y, adicionalmente, tiene firmado un memorándum de entendimiento con Ecuador. El gobierno de Noruega, por su parte, tiene acuerdos bilaterales con la República Democrática del Congo, Indonesia, Liberia y Perú, que todavía no se han traducido en pagos, además de los procesos activos con Colombia y Guyana. Existen, además, otras iniciativas como el BioCarbon Fund Initiative for Sustainable Forest Landscapes (ISFL) que ha firmado una carta de intención con una región de

TABLA 4. Pagos basados en resultados para REDD+.

<i>Donante</i>	<i>País/estado receptor</i>	<i>Instrumento financiero/ Programa</i>	<i>Monto recibido hasta 2017 (USD × 10<sup>6</sup>)</i>	<i>Emisiones reducidas (Mt CO<sub>2</sub>e)</i>
Agencia Alemana de Cooperación	Acre (Brasil)	REDD early movers	36	8
	Colombia	REDD early movers	27	20
Noruega	Guyana	Guyana REDD+ investment fund	70	
Noruega, Alemania, Compañía brasileña Petrobras	Brasil	Fondo Amazonía	1 136	207.4

Fuente: Elaboración propia con datos del Amazon Fund (2017), GRIF (2015), Goldstein y Ruef (2016) y Hamrick y Gallant (2017b).

\*Monto hasta 2016.



Etiopía y está prevista la firma de dos cartas de intención más con regiones de Zambia y Colombia (Hamrick y Gallant, 2017b).

El Forest Carbon Partnership Facility (FCPF) es una alianza global que apoya la preparación e implementación de mecanismos REDD+ en países con bosques tropicales y subtropicales. El FCPF entró en operación en 2008 y cuenta con dos mecanismos de financiamiento complementarios: 1) el Fondo de Preparación y 2) el Fondo de Carbono. Los donantes de ambos fondos son entidades gubernamentales, no gubernamentales y compañías privadas (FCPF, 2017). Una vez que los países incluidos en el programa han avanzado suficientemente en su fase de preparación pueden ser seleccionados para participar en el Fondo de Carbono y recibir pagos por resultados de actividades piloto. El FCPF ha apoyado a 47 países en su proceso de preparación y se espera que algunos de ellos firmen pronto Acuerdos de Pago por Reducción de Emisiones (Erpas, por sus siglas en inglés) ya que Chile, la República Democrática del Congo y Ghana han sido oficialmente incluidos en el portafolio del Fondo de Carbono y, probablemente serán los primeros en firmar Erpas. Adicionalmente, Costa Rica, México y la República del Congo han sido provisionalmente aceptados, aunque tienen pendiente algún requerimiento (Hamrick y Gallant, 2017b).

En 2017, el Fondo Verde para el Clima anunció un programa piloto para el pago por resultados asociados a REDD+ con un presupuesto de USD  $300 \times 10^6$  a USD  $500 \times 10^6$ , con un precio de USD  $5/tCO_2e$  (que podría incrementarse en caso de acreditarse beneficios adicionales al carbono) y para reducciones que se acrediten entre 2014 y 2018 (GCF, 2017). Además, los fondos prometidos por los países tras el Acuerdo de París, según Goldstein y Ruef (2016), podrían incrementar notablemente el financiamiento disponible para pagos por resultados asociados a REDD+.

Por otra parte, hasta el momento, los créditos REDD+ sólo son admitidos en el sistema colombiano, el cual se basa en un impuesto a las emisiones de GEI por el uso de combustibles fósiles, que permite utilizar créditos de compensación de diferentes tipos de proyectos, entre ellos pro-

yectos REDD+, todos ellos basados en Colombia (Hamrick y Gallant, 2017b). Otros mercados regulados, como el de California, Corea del Sur y el sector de la aviación han expresado su interés en considerar créditos de compensación REDD+ procedentes de programas nacionales y jurisdiccionales (Hamrick y Gallant, 2017a).

#### *Acciones de mitigación nacionalmente apropiadas*

En el Plan de Acción de Bali (Cmnucc, 2007) en el Párrafo 1 (b) (ii) se hizo un llamado para llevar a cabo “acciones nacionales apropiadas de mitigación por los países en desarrollo en el contexto del desarrollo sostenible, soportadas y activadas por tecnología, financiamiento y construcción de capacidades, en una forma medible, reportable y verificable”. Según su fuente de financiamiento, las NAMAs se clasifican en: a) unilaterales (sin el apoyo de terceros); b) apoyadas (con apoyo financiero, transferencia tecnológica y/o desarrollo de capacidades) y c) acreditadas (las reducciones son vendidas en el mercado de carbono).

En la COP 18 de Doha (2012) se lanzaron dos iniciativas con el fin de avanzar hacia las buenas prácticas para la financiación de las NAMAs: la NAMA *facility* y la NAMA *partnership*.

La NAMA *facility* es un fondo lanzado por el Ministerio de Medio Ambiente de Alemania y el Departamento de Negocios, Energía y Estrategia Industrial del Reino Unido, con el fin de apoyar a gobiernos de países en desarrollo que muestren su liderazgo en el tema de cambio climático para implementar NAMAs a través de apoyo financiero y técnico en diferentes sectores. El fondo busca que se produzcan transformaciones capaces de cambiar tecnologías o sectores completos hacia un desarrollo bajo en carbono (Agarwal *et al.*, 2013). Este fondo abrió su primera convocatoria en 2013 con 69 millones de euros, posteriormente se sumaron agencias del Gobierno de Dinamarca y la Comisión Europea como donantes, lo que ha permitido lanzar cinco convocatorias y apoyar a 22 NAMAs en todo el mundo (NAMA *facility*, 2017).

Los proyectos apoyados por la NAMA *facility* abarcan, de manera general, los sectores de Eficiencia Energética, Transporte, Energía Renovable, Agricultura,

Silvicultura y Residuos. En su portafolio se encuentran dos proyectos forestales en fase de implementación (Tabla 5).

Por otra parte, la NAMA *partnership* tiene el propósito de incentivar la colaboración y complementariedad de actividades de organismos multilaterales, bilaterales y otras organizaciones para compartir información y crear conocimiento técnico para acelerar el apoyo a los países en desarrollo en la preparación e implementación de NAMAs (Agarwal *et al.*, 2013).

#### Estrategias de desarrollo bajo en emisiones

El término surgió por primera vez en 2008 en el marco de las negociaciones de la Cmnucc y, desde los Acuerdos de Cancún (2010), se animaba a las partes a la elaboración de LEDs en un contexto de desarrollo sostenible. Las LEDs tienen como objetivo ayudar a los países en la planificación de su ruta hacia un desarrollo bajo en emisiones, constituyéndose como un marco amplio, que abarca los sectores económicos más relevantes de un país y en el que puede insertarse el desarrollo de NAMAs.

Actualmente no existe una fuente de financiamiento específica para que los países desarrollen sus LEDs y se considera que éste debe proceder de diversas fuentes, incluyendo los recursos nacionales, para conseguir una mezcla efectiva de instrumentos políticos y económicos. En relación al fortalecimiento de capacidades, la Unión Europea y el PNUD (Programa de Desarrollo de las Naciones Unidas) crearon el Programa de Fortalecimiento de Capacidades en Bajas Emisiones (LECBP, por sus siglas en inglés) en 2011. Este programa busca fortalecer las capacidades a escala de país, al mismo tiempo que facili-

tar la inclusión y coordinación de los sectores público y privado en iniciativas nacionales que buscan combatir el cambio climático (LECBP, 2017).

#### Mercados voluntarios de carbono

Los mercados voluntarios surgen a partir de la demanda voluntaria de créditos de carbono por parte de compañías e individuos que buscan compensar sus propias emisiones y, también, de entidades que buscan comprar créditos de “pre-cumplimiento”, antes de que surjan o entren en vigor normas que regulen la necesidad de reducción de emisiones por parte de las empresas (Peters-Stanley y Yin, 2013). Según estos mismos autores, entre las motivaciones de los compradores voluntarios se encuentran la responsabilidad social corporativa, razones éticas, de reputación o temas como el riesgo en la cadena de suministro de las entidades. Por su parte, los compradores de créditos de “pre-cumplimiento” buscan conseguir créditos antes de la fecha de inicio de mercados regulados, con el fin de obtener un menor precio.

Las primeras transacciones que se hicieron en los mercados voluntarios datan de inicios de los 90 y los primeros proyectos de carbono que se implementaron fueron proyectos forestales (Hamilton *et al.*, 2010). A pesar de ello, este tipo de proyectos jugó un papel marginal en los mercados regulados que surgieron a partir del PK, de hecho, según Goldstein y Ruef (2016), los proyectos de carbono forestal se han financiado históricamente a través de los mercados voluntarios, hasta el año 2015, en el que el Fondo Australiano de Reducción de Emisiones acaparó la mayor cuota de mercado.

La mayoría de las transacciones de créditos de carbono en el mercado voluntario se realizan a través de un

Tabla 5. Acciones de Mitigación Nacionalmente Apropriadas (NAMAs) en implementación en el sector forestal.

Sector	País	Proyecto	Financiador	Financiación	Mitigación
Forestal	Tajikistán	NAMA forestal de Tajikistán	NAMA <i>facility</i>	EUR 13 × 10 <sup>6</sup>	2.01 Mt CO <sub>2</sub> e en 2030
Forestal	Georgia	Manejo forestal sostenible adaptativo en el Distrito de Borjomi-Bakuriani	Ministerio austriaco de Medioambiente	EUR 1.5 × 10 <sup>6</sup>	Sin datos

Fuente: NAMA *facility* (2017) y Ecofys (2017).



sistema descentralizado denominado *over the counter* (OTC) que consiste en realizar contratos bilaterales entre compradores y vendedores que definen los términos de pago y entregas (Peters-Stanley y Yin, 2013). Adicionalmente, se han desarrollado sistemas privados de intercambio, como fue el Chicago Climate Exchange que funcionó entre 2003 y 2010 como un sistema de *cap and trade* voluntario, con el fin de preparar a las empresas para futuros esquemas regulados a escala internacional, nacional y regional (Hamilton, Sjardin, Marcello y Gordon, 2008).

Los tipos de proyectos forestales que han participado en los mercados voluntarios de carbono son: proyectos REDD+, proyectos A/R y proyectos de manejo forestal mejorado (IFM, por sus siglas en inglés). Además, se han desarrollado proyectos agroforestales y de agricultura sostenible (suelos agrícolas y manejo de pastizales).

El volumen abarcado por los proyectos forestales ha variado entre 9% y 35% del volumen total de los mercados voluntarios de carbono, el cual ha oscilado entre 63 y 133 Mt CO<sub>2</sub>e en el periodo 2009 y 2016 (Tabla 6). Los volúmenes del mercado muestran una tendencia a la baja, habiéndose situado en 63 Mt CO<sub>2</sub>e en 2016 con un valor de mercado USD 74.2 × 10<sup>6</sup> (Hamrick y Gallant, 2017b).

TABLA 6. Volumen total de los mercados voluntarios de carbono (Mt CO<sub>2</sub>e) y de los proyectos forestales.

Año	Total	REDD	A/R	IFM
2009	098.0	002.8	004.3	001.3
2010	133.0	018.7	003.0	003.0
2011	095.0	007.3	007.6	003.0
2012	103.0	006.6	008.8	003.7
2013	076.0	022.6	002.6	001.2
2014	077.0	025.0	001.6	000.6
2015	084.0	011.1	003.1	000.7
2016	063.0	009.7	001.3	001.1

Fuente: Peters-Stanley, Hamilton y Yin (2012), Peters-Stanley *et al.* (2013), Hamrick y Goldstein (2015), Goldstein y Ruef (2016) y Hamrick y Gallant (2017b).

Un factor importante que influye sobre la oferta y demanda de los mercados voluntarios es su interacción con los mercados regulados. Como ejemplo, según Hamrick y Gallant (2017a) cuando California puso en marcha su esquema de *cap and trade* en 2013 varios proyectos que estaban generando créditos de compensación para el mercado voluntario, pasaron a utilizarlos para el mercado regulado. Esto explicaría la menor actividad del mercado voluntario en América del Norte en los años siguientes.

Los estándares han jugado un papel fundamental en los mercados de carbono, tanto regulados como voluntarios. En 2015, según Goldstein y Ruef (2016), 99% de los créditos de carbono vendidos fueron verificados por estándares independientes. En los mercados voluntarios el Verified Carbon Standard (VCS) retiene la mayor cuota de mercado (en 2016: 82% de los créditos de carbono forestal negociados; Hamrick y Gallant, 2017b) y es ampliamente utilizado en conjunto con el estándar Climate, Community and Biodiversity (CCB) que certifica los cobeneficios asociados a proyectos de carbono. A continuación el *American Carbon Registry* (ARC) abarcó 5% del volumen de mercado, el *Gold Standard* 4% y el *Plan Vivo* 2%; siendo estos dos últimos reconocidos por asegurar cobeneficios y salvaguardas.

Los precios de venta de los créditos de carbono varían según el año, el tamaño del proyecto, su tipo, su ubicación, el tipo de mercado (primario o secundario) y si indican o no algún tipo de cobeneficio. Adicionalmente, de manera general, los proyectos grandes, que aportan mayores volúmenes al mercado suelen vender créditos a menores precios, mientras que los proyectos pequeños logran alcanzar mayores precios de venta (Peters-Stanley *et al.*, 2013).

Los proyectos REDD+ son los que acapararon la mayor cuota de los mercados voluntarios en los años 2010, 2013, 2014 y 2016. En 2014 los proyectos REDD+ alcanzaron su record en cuanto a volumen negociado, con 25 Mt CO<sub>2</sub>e (Hamrick y Goldstein, 2015), mientras que en 2016 su volumen fue de 9.7 Mt CO<sub>2</sub>e (Hamrick y Gallant, 2017a). Estos proyectos sue-

len generar grandes cantidades de créditos de carbono, por lo que no es extraño que sean los proyectos forestales que venden sus créditos más baratos, (entre 2007 y 2014 el precio medio de los créditos REDD+ fue de USD 5.2/t CO<sub>2</sub>e según Hamrick y Goldstein, 2015; en 2017 los créditos REDD+ tuvieron un precio medio de USD 4.2/t CO<sub>2</sub>e; Hamrick y Gallant, 2017a). Los cobeneficios sociales y ambientales que traen asociados estos proyectos suelen ser altamente valorados por los compradores.

En relación a REDD+ es importante diferenciar los proyectos REDD+, desarrollados por organizaciones con y sin fines de lucro, al igual que otros tipos de proyectos de carbono forestal, de los programas REDD+ que son desarrollados por los gobiernos de países o jurisdicciones (Hamrick y Gallant, 2017b). Las particularidades de REDD+ llevaron al VCS a desarrollar una metodología jurisdiccional (Jurisdictional and Nested REDD+) como un marco de contabilidad y verificación para programas REDD+ jurisdiccionales y proyectos anidados (VCS, 2018). Entre los proyectos piloto de esta iniciativa se incluyen el estado de Acre (Brasil), Costa Rica, Perú y la República Democrática del Congo.

Los proyectos A/R alcanzaron sus mayores volúmenes de venta de créditos en el mercado voluntario en los años 2011 y 2012, coincidiendo con el final del primer periodo de cumplimiento del PK; posteriormente sus volúmenes han descendido, situándose en 1.3 Mt CO<sub>2</sub>e en 2016 (Hamrick y Gallant, 2017a), aunque el precio de venta de los créditos ha permanecido alto (precio medio 2007-2014: USD 7.7/t CO<sub>2</sub>e; Hamrick y Goldstein, 2015), siendo de USD 8.1/t CO<sub>2</sub>e en promedio, en 2016 (Hamrick y Gallant, 2017a).

Los proyectos IFM han tenido una mayor relevancia en los mercados regulados, como el de California. En los mercados voluntarios negociaron su mayor volumen en 2012 (3.7 Mt CO<sub>2</sub>e) y en 2016 el volumen fue de 1.1 Mt CO<sub>2</sub>e; no obstante, los precios de los créditos asociados han logrado alcanzar precios elevados (precio medio 2007-2014: USD 8.4/t CO<sub>2</sub>e, Hamrick y Goldstein, 2015), situándose en promedio en 2016 en USD 9.5/t CO<sub>2</sub>e.

## Experiencias en México

México, como país comprometido con la lucha contra el cambio climático y miembro de la Cmnucc, cuenta con compromisos de reducción de emisiones, los cuales se contemplan en la Ley General de Cambio Climático (2012) que establece una meta aspiracional de reducir las emisiones de CO<sub>2</sub>e al 2020 en 30% y a 50% en 2050, con respecto a las registradas en el año 2000. La ley señala que estas metas podrán alcanzarse si se establece un régimen internacional que disponga de mecanismos de apoyo financiero y tecnológico por parte de países desarrollados hacia países en desarrollo, como México. También, en 2012, el Gobierno Federal elaboró el documento “Bases para una Estrategia de Desarrollo Bajo en Emisiones en México”, con el objetivo de marcar el camino para alcanzar las metas nacionales de mitigación (Semarnat, 2012). En el documento se analiza el potencial estimado de abatimiento de emisiones en México y se realiza un diagnóstico sectorial, que incluye la generación y consumo de energía, el transporte, manejo de residuos y uso de la tierra. En relación con el uso de la tierra, el potencial teórico de mitigación estimado para el 2020 en el sector forestal es de 57 Mt CO<sub>2</sub>e (20% del potencial de abatimiento nacional), basándose las oportunidades identificadas en evitar la pérdida y degradación de la cobertura forestal.

Adicionalmente, en los “Compromisos de mitigación y adaptación ante el cambio climático para el periodo 2020-2030” (Gobierno de la República, 2014), que es la contribución de México al acuerdo global sobre el clima, el país contempla la reducción de 22% de sus emisiones de GEI al 2030, lo que implica reducir 210 Mt CO<sub>2</sub>e. Para el sector Uscusys, las emisiones comprometidas son de -14 Mt CO<sub>2</sub>e (absorciones) (Gobierno de la República, 2014).

A continuación, se presentan las principales experiencias desarrolladas en México en relación a la implementación de iniciativas, mecanismos y proyectos para la mitigación de emisiones relacionadas con el sector forestal y los mecanismos financieros empleados, así como los que se encuentran en desarrollo actualmente y tienen potencial para incluir al sector forestal.



### Proyectos del MDL

En México, a julio de 2017, se habían contabilizado 225 proyectos MDL, 53% de los cuales son proyectos de reducción de emisiones de metano. Destaca el hecho de que no se han registrado proyectos de tipo A/R. Según el Inecc (2016a), sin embargo, hay un proyecto A/R que cuenta con carta de aprobación, que podría reducir 1,826 tCO<sub>2</sub>e anuales, pero no ha sido registrado ante la Junta Ejecutiva del MDL.

### NAMAs

México ha creado un Registro Nacional de NAMAs para conocer las iniciativas que se están desarrollando en el país, centralizar la información, asistir en el registro internacional y en la canalización de posibles apoyos. Este registro es voluntario e independiente de la aprobación de registro ante la Cmnucc (Inecc, 2016b). México tiene 28 NAMAs registradas a escala nacional, de las cuales, únicamente dos están en etapa de implementación: la NAMA de vivienda nueva (financiada por la NAMA *facility*) y el Programa de Ahorro de Eficiencia Energética empresarial (Paeem) Eco-Crédito. De las NAMAs registradas a escala nacional 18 están relacionadas con el uso de energía y únicamente dos se relacionan con el sector forestal: acciones de reducción de emisiones y aumento de remociones de GEI en predios agropecuarios y forestales, en etapa de diseño, promovida por Desarrollo Territorial y Servicios Ambientales S. C. y Créditos de carbono con protocolos locales, a partir de la restauración forestal y el manejo holístico agropecuario, en etapa piloto, promovida por el Grupo Ecológico Sierra Gorda I. A. P.

### REDD+

México ha avanzado en la construcción del mecanismo REDD+ a través del desarrollo de los cuatro elementos básicos propuestos por la Cmnucc (Acuerdos de Cancún, decisión 1/CP.16). Actualmente, existe una Estrategia REDD+ Nacional (Enaredd+) que tras un largo proceso de elaboración y consulta fue aprobada en 2017 por la Comisión Intersecretarial de Cambio Climático (CICCC); se tiene una propuesta de Sistema Nacional de Monitoreo

Forestal (SNMF), un nivel de referencia de las emisiones forestales (NREF) a escala nacional y un avance en la construcción de un Sistema Nacional de Salvaguardas (SNS). La Comisión Nacional Forestal (Conafor) es la institución que ha tenido el liderazgo en la construcción de estos elementos.

El financiamiento para el proceso de preparación de REDD+ en México ha procedido principalmente del Forest Carbon Partnership Facility (FCPF) del Banco Mundial, que en 2011 aprobó el Readiness Plan Idea Note (R-PIN) presentado por México en 2008, aportando USD 3.8 millones. Además del apoyo del FCPF, México ha recibido otros apoyos en su preparación para REDD+: Fondos del Programa de Inversión Forestal del Banco Mundial (en colaboración con el BID), del Gobierno de Noruega (proyecto “Fortalecimiento del proceso de preparación para REDD+ en México y el fomento a la Cooperación Sur-Sur”, en colaboración con el PNUD), del programa ONU-REDD+, entre otros.

El proceso de preparación de México para REDD+ ha permitido trabajar en tres vías: el diseño participativo de instrumentos de planeación como la Visión de REDD+ para México y la Enaredd+, el desarrollo de sus arreglos institucionales a través de la CICCC y la implementación de acciones tempranas REDD+ (Atredd+) con el objetivo de generar experiencias y lecciones aprendidas.

Estas Atredd+ fueron establecidas por la Conafor en 2011, con el fin de articular esfuerzos institucionales con base en diferentes instrumentos de política pública a escala subnacional (regional y local) para abordar las causas de la pérdida de los bosques y del carbono forestal, generando oportunidades para el desarrollo de las comunidades (Conafor, 2015a). Los estados seleccionados para implementar las Atredd+ fueron Jalisco, Campeche, Quintana Roo, Yucatán y Chiapas.

En estas Atredd+ la Conafor diseñó un modelo de intervención (Conafor, 2015a) basado en el desarrollo rural sostenible. La implementación de este modelo y del esquema de pago por resultados en áreas piloto, se está realizando a través de la Iniciativa de Reducción de Emisiones (IRE), apoyada por el FCPF. En México, la IRE

busca proveer incentivos positivos para reducir las emisiones de GEI del sector forestal (Conafor, 2016a), al tiempo que se protegen los bosques, se conserva la biodiversidad y se mejoran los medios de vida de poblaciones indígenas y comunidades locales dependientes de los bosques.

Las actividades específicas de la IRE se plasmaron en instrumentos de planeación a mediano plazo llamados Programas de Inversión (PI). Los PI establecen las actividades a realizar en los cinco años de duración de la IRE (Tabla 7). Además, se planean actividades de segunda etapa que servirán para fortalecer y ampliar las actividades iniciales y que serán financiadas con recursos del pago por resultados de la reducción de emisiones cuantificadas y comparadas con el nivel de referencia de emisiones documentado en la IRE, el cual asciende a 24 024 613 tCO<sub>2</sub>e con una incertidumbre de 4% (Conafor, 2016a). El nivel de referencia abarca las emisiones por deforestación y degradación forestal, incluyendo las emisiones de CH<sub>4</sub> y N<sub>2</sub>O asociadas a la degradación por incendios forestales en ecosistemas sensibles al fuego en los cinco estados participantes en la IRE. El objetivo de reducción de emisiones de la iniciativa es de 8.6 MtCO<sub>2</sub>e en cuatro años.

La inversión total requerida para la implementación de la IRE fue estimada en MXN 7 990 294 768, requiriéndose el primer año MXN 1 732 698 271. A este respecto, la Conafor ha destinado, a través del Programa de

Apoyos para el Desarrollo Forestal Sustentable (Pronafor) al menos, MXN 26.5 × 10<sup>6</sup> (Tabla 8; Conafor, 2016b).

Como se observa en la tabla 8, cincuenta y seis por ciento de las ayudas corresponden al componente V, es decir, el programa de pagos por servicios ambientales. Por otra parte, el estado que recibió un mayor monto de apoyo fue Quintana Roo, seguido de Chiapas, Yucatán, Campeche y Jalisco.

México está aproximándose a la firma de Erpas con el FCPF. El Documento de la Iniciativa de Reducción de Emisiones (ERPD, por sus siglas en inglés) fue evaluado positivamente por el FCPF (cumplimiento de 90.3% del Marco Metodológico del Fondo de Carbono), aunque se consideró que el país todavía tiene que resolver algunos aspectos legales relacionados con los derechos del carbono (FCPF, 2016). En relación a la distribución de beneficios, se considera que México todavía no justifica suficientemente cómo los planes de distribución de beneficios cumplen con la normativa internacional. Conviene destacar que, como la deforestación y degradación de ecosistemas forestales son actividades no permitidas en la legislación nacional, se argumenta que la titularidad de las emisiones evitadas corresponde al Gobierno de México, quien recibirá el pago por resultados y establecerá los mecanismos para que los beneficios derivados de este pago se canalicen a las entidades federativas para

TABLA 7. Actividades genéricas identificadas en la Iniciativa de Reducción de Emisiones.

- 
- Mejora del sistema de producción de milpa, intensificación de la agricultura tradicional y agricultura de conservación
  - Ganadería sostenible, a través de sistemas silvopastoriles intensivos y semi-intensificación de la ganadería
  - Manejo forestal sostenible y de vida silvestre
  - Renovación y rehabilitación de cafetales
  - Desarrollo de la apicultura
  - Reconversión productiva
  - Proyectos productivos para aumentar el ingreso
  - Fortalecimiento de la gobernanza local
  - Pago por servicios ambientales
  - Fortalecimiento de instrumentos regulatorios
- 

Fuente: Conafor (2016a).



TABLA 8. Apoyos (MXN) de Pronafor a las Áreas de Atención REDD+ en 2017.

Componente	Jalisco	Chiapas	Campeche	Q. Roo	Yucatán	Total
I	335 000	1 155 000	1 996 749	700 000	1 040 000	5 226 749
II		878 262	964 290	1 067 560		2 910 112
III	S. D.					
IV		1 134 797	729 777	1 760 365		3 624 939
V*	2 698 981	3 232 412	414 655	3 699 488	4 785 801	14 831 338
Total	3 033 981	6 400 471	4 105 471	7 227 413	5 825 801	26 593 138

Componentes: I) Estudios y Proyectos; II) Gobernanza y Desarrollo de Capacidades, III) Restauración forestal y Reconversión, IV) Silvicultura, abasto y transformación, V) Servicios Ambientales; S. D.: Sin datos.

\*Este dato se calculó dividiendo entre cinco los valores para cinco años de los resultados por la Conafor para el componente V de las Atredd+.

Fuente: Conafor (2016b).

que se lleven a cabo las actividades de segunda etapa en las áreas de intervención, las cuales serán identificadas con los dueños y habitantes de los terrenos forestales que participaron en los esfuerzos para reducir las emisiones, a través de un proceso participativo como parte del diseño de los arreglos locales para la distribución de beneficios (Conafor, 2016a).

Adicionalmente a los esfuerzos nacionales, varias entidades federativas han estado trabajando para adecuar el mecanismo REDD+ nacional a las necesidades estatales, buscando también ampliar el marco de actuación más allá de las Atredd+ de la Conafor y recursos de otras fuentes financieras. En esta línea, varios estados cuentan con o han creado fondos estatales (*i.e.*, el Fondo Climático de la Península de Yucatán) para financiar proyectos ambientales, que podrían utilizarse para ampliar los pagos por resultados de mecanismos REDD+ o canalizarlos hasta la escala local.

### Proyectos en el mercado voluntario de carbono en México

Paralelamente a los esfuerzos llevados a cabo en el marco de la Cmnucc, en México se han diseñado e implementado varios proyectos forestales para la venta de créditos en el mercado voluntario de carbono. En la tabla 9 se presentan los proyectos validados en México por alguno de los estándares del mercado voluntario o normas nacionales.

El Proyecto Scolel Te fue el primer proyecto de carbono forestal certificado por un estándar internacional en México, en este caso el Plan Vivo, el cual asegura cobeneficios sociales y ambientales. El proyecto lleva activo desde 1997 y ha vendido 518 613 certificados Plan Vivo. Este proyecto contó en sus inicios con financiamiento proveniente del Programa de Investigación Forestal del Departamento para el Desarrollo Internacional del Gobierno del Reino Unido y el apoyo de investigadores del Centro de Manejo de Carbono de Edimburgo y de El Colegio de la Frontera Sur (de Jong, Tipper y Soto-Pinto, 2004). En un inicio, la Federación Internacional del Automóvil era su principal comprador de créditos de carbono; sin embargo, en la actualidad el proyecto cuenta con compradores diversos, tanto nacionales como internacionales (Zero mission, Presidencia de la República, Climate Stewards, Huella Azul, U&We, entre otros; [Plan Vivo, 2017]).

En la Sierra Gorda se implementó el proyecto “Captura de Carbono en Comunidades de Extrema Pobreza en la Sierra Gorda de México”, que fue el primer proyecto forestal en México que consiguió la certificación por el VCS y el CCB, sin embargo, debido a problemas causados por el descortezador del pino (*Dendroctonus ssp.*), el proyecto no pudo continuar activo, por lo que no buscó la verificación por el VCS y la validación que recibió del CCB expiró en 2016. Actualmente, la Alianza por la Sierra Gorda, ha implementado la iniciativa Planeta Carbono

TABLA 9. Proyectos con venta de créditos de carbono en el mercado voluntario vigentes en México.

<i>Proyecto</i>	<i>Actividades</i>	<i>Estándar</i>	<i>Localización</i>	<i>Año de operación</i>	<i>Superficie (ha)</i>	<i>Créditos vendidos (tCO<sub>2</sub>e)</i>
Scolec Te	Forestación Sist. agroforestales Reforestación Restauración forestal Deforestación evitada	Plan Vivo	Chiapas	1997	8958.25	518 613
Sierra Gorda	Forestación	VCS-CCB	Querétaro	1997	360	19 392
Fresh Breeze Afforestation Project	Forestación	VCS	Tabasco, Nayarit y Chiapas	2009	4269.82	25 000
Sustainable Climate- Friendly Coffee	Reforestación	VCS	Oaxaca	2014	292	-
Captura de Carbono en San Juan Lachao, Oaxaca	Manejo forestal mejorado	CAR	Oaxaca	2014	2388.0	10 225
Carboin	Reforestación, mantenimiento regeneración natural, enriquecimiento de sistemas agroforestales, recuperación de áreas degradadas, restauración de áreas agrícolas degradadas	Normas ANCE	Oaxaca	2008	1672.3	20 410

Neutral, que ofrece créditos de carbono para que particulares y empresas compensen su huella de carbono a un precio de MXN 250/t CO<sub>2</sub>e (Planeta Carbono Neutral, 2017).

Los proyectos *Sustainable Climate Friendly Coffee* y *Fresh Breeze Afforestation Project* han sido validados por el VCS. El proyecto de café ha sido impulsado por organizaciones no gubernamentales (ONG's) y organizaciones de productores con el fin de enriquecer y aumentar la sombra de los cafetales con árboles nativos; todavía no ha vendido créditos, mientras que el proyecto de forestación de teca ha sido impulsado por la empresa ProTeak para el establecimiento de plantaciones comerciales de alto valor y ya ha comenzado a colocar sus primeros créditos (VCS, 2017).

En Oaxaca el proyecto "Captura de Carbono en San Juan Lachao" se construyó a partir del ejercicio piloto implementado para probar el Protocolo Forestal para

México de la Climate Action Reserve (CAR) con una inversión inicial realizada por Disney (en torno a MXN 750 000; CAR, 2016). Las actividades a desarrollar (incremento de almacenes de carbono), incluyen la producción sostenible, el aprovechamiento con mínimo impacto, la conservación y la restauración de áreas degradadas.

Por último, el proyecto Carboin es una iniciativa comunitaria que busca contribuir con la remoción y reducción de GEI mediante el manejo, conservación, mejoramiento, mantenimiento y aprovechamiento sostenible de los recursos naturales (Icico, 2017). Este proyecto es el único que no está certificado por un estándar internacional, aunque si cuenta con una certificación por parte de la Asociación de Normalización y Certificación (ANCE, A. C.), por las siguientes normas: a) NMX-SSA-14064-1-IMNC-2007: Especificación con orientación, a nivel de las organizaciones, para la cuantificación e



informe de las emisiones y remociones de GEI y b) NMX-SSA-14064-3-IMNC-2007: Especificación con orientación para la validación y verificación de declaraciones sobre GEI. Adicionalmente, algunas comunidades cuentan con la certificación del Forest Stewardship Council (FSC) y de la International Organic Croop Improvement Association (OCIA). Los principales compradores de créditos de carbono de este proyecto son Chinoin, Fundación Televisa y Vivelatino (Icico, 2017).

Actualmente en México están en proceso de desarrollar nuevos proyectos de carbono forestal, que presumiblemente solicitarán la validación de algún estándar próximamente. Entre ellos, dos proyectos en Puebla que han utilizado el protocolo forestal de la CAR y están en proceso de registro y un proyecto de forestación/reforestación de manglares que ha utilizado el protocolo A/R del Gold Standard, en la costa Pacífico-Sur de México.

#### Plataforma Mexicana del Carbono (MEXICO2)

Esta plataforma voluntaria de comercio de carbono fue creada en 2014 con el respaldo de la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales [Semarnat], la Embajada Británica en México, el Inecc, la Conafor, el Programa de Naciones Unidas para el Medio Ambiente (Pnuma) y SIF ICAP. MEXICO2 busca desarrollar mercados ambientales en el país desarrollando tres iniciativas (MEXICO2, 2017): a) mercados voluntarios de carbono, b) campañas socioambientales y c) ejercicio de comercio de emisiones.

En relación al mercado voluntario de carbono, la plataforma promueve la compra de créditos de carbono de proyectos de carbono ubicados en México que están certificados por algún estándar internacional (MDL, VCS, Gold Standard, Climate Action Reserve y Plan Vivo). Entre los proyectos que promueve se encuentran Scolel Te y Fresh Breeze Afforestation Project (únicos relacionados con el uso de la tierra).

Las campañas socioambientales buscan invitar a empresas, instituciones e individuos a aportar donaciones a diferentes proyectos relacionados con la conservación de los recursos naturales ubicados en México, entre ellos, la conservación de la Reserva de la Biósfera Sierra Gorda.

El ejercicio de comercio de emisiones es un proyecto diseñado por la Semarnat y MÉXICO2 que consiste en hacer una simulación de cómo podría funcionar el esquema de comercio de emisiones en México. Este ejercicio pretende reproducir, mediante una herramienta digital (CarbonSIM, desarrollada por la Environmental Defense Fund), los principales componentes de un sistema de comercio de emisiones: fijación del límite de las emisiones, asignación de permisos de emisión, subastas, mercado, penalizaciones y estrategias de abatimiento (MEXICO2, 2017). En este ejercicio participan más de 100 empresas, las cuales representan 68% de las emisiones del país (MEXICO2, 2017). Toda la información generada en el proceso es ficticia y la participación de las empresas es anónima y no vinculante (no se derivan obligaciones de pago reales). El ejercicio dura nueve meses desde su inicio en tres fases de diez semanas cada una.

#### El impuesto a los combustibles fósiles en México

En 2014 se instauró el impuesto a la enajenación e importación de combustibles fósiles de acuerdo con su contenido de carbono en el Artículo 2 (Fracción 1, Inciso H) de la Ley del Impuesto Especial sobre Producción y Servicios (IEPS). Este impuesto, creado bajo el principio de “quien contamina paga”, pretende promover la adopción de tecnologías más limpias en la producción de bienes y servicios y desincentivar las emisiones de gases de efecto invernadero que ocasionan el cambio climático (Secretaría de Hacienda y Crédito Público [SHCP], 2014).

Según el Artículo 5 de la Ley, este impuesto puede ser pagado con la entrega de bonos de carbono procedentes de proyectos de ahorro o eficiencia energética desarrollados en México. Las reglas para el pago opcional del impuesto mediante la entrega de bonos de carbono han sido realizadas por la Secretaría de Hacienda y Crédito Público y fueron publicadas en el Diario Oficial de la Federación (DOF 18/12/17). Estas reglas permiten la utilización de RCEs emitidos a partir del 01 de enero de 2014 y que correspondan al segundo periodo de compromisos del Protocolo de Kioto. Además, se establece que durante el primer año de vigencia de las reglas, el pago del

IEPS aplicable a los combustibles fósiles mediante bonos de carbono, únicamente procederá hasta por un monto máximo de 20% de dicho gravamen que se deba pagar en las declaraciones mensuales.

### Mercado de comercio de emisiones

Desde 2014 México ha realizado acciones para avanzar hacia el establecimiento de un sistema de comercio de emisiones regulado en el país.

A escala nacional se estableció el impuesto a los combustibles fósiles en 2014 y en 2017 se lanzó el ejercicio de mercado diseñado por la Semarnat y la plataforma MEXICO2. Adicionalmente, se ha reformado la Ley General de Cambio Climático para incorporar las disposiciones del Acuerdo de París y establecer el mandato para la creación de un mercado de carbono obligatorio en México.

En este sentido, la Semarnat ha anunciado que durante el primer semestre del 2018 se publicarán las reglas de mercado y la actualización de las reglas del Registro Nacional de Emisiones. El mercado operará formalmente a partir de agosto de 2018 implementándose en dos fases: Fase 1 “Piloto”, con una duración de tres años (agosto 2018 – agosto 2021), posteriormente, se actualizarán las bases para arrancar formalmente el mercado de carbono en su Fase 2 “Arranque formal”, coincidiendo con la entrada en vigor del Acuerdo de París.

Por otra parte, México ha buscado oportunidades para ligar el esquema de mercado que se implemente en el país con otras iniciativas desarrolladas en América. Por ello, es observador del WCI y firmó un Memorándum de Entendimiento con California en 2014, con Quebec en 2015 y con las provincias de Quebec y Ontario (Canadá), en 2016. Este último memorándum fue firmado en la segunda Cumbre de Cambio Climático de las Américas, para el desarrollo de un mercado de carbono con el objetivo de permitir que las empresas de esas provincias adquieran créditos mexicanos de reducción de GEI para satisfacer los límites de emisiones regulados por las provincias. Adicionalmente, en diciembre de 2017, México firmó la Declaración sobre el precio al carbono en las

Américas que busca promover los mercados de carbono intrarregionales y estandarizar sus sistemas de precios.

Aunque todavía se está desarrollando el esquema y no se han publicado reglas sobre el uso de compensaciones y metodologías aprobadas, se espera que, si se establece la liga con la WCI, el mercado permita el uso de créditos de compensación de proyectos forestales y relacionados con el uso de la tierra (Hamrick y Gallant, 2017b).

### Oportunidades de participación del sector forestal en la mitigación de emisiones de México

En México, la meta no condicionada de mitigación señalada para el sector Uscusys en los NDC implica la reducción de 46 MtCO<sub>2</sub>e (línea de base: 32 MtCO<sub>2</sub>e; Meta: -14 MtCO<sub>2</sub>e). Para alcanzar esta meta es necesario reducir las emisiones asociadas al cambio de uso del suelo de tierras forestales a otros usos (pastizales, agrícolas, asentamientos y otras tierras) y a los incendios y/o aumentar las absorciones asociadas al cambio de otras tierras a tierras forestales.

La participación planeada del sector forestal para lograr esta meta se centra en (Gobierno de la República, 2014): a) alcanzar en el 2030 la tasa cero de deforestación y b) mejorar el manejo forestal. La meta sobre la tasa de deforestación es compartida por los componentes de mitigación y adaptación. La Enaredd+, en sus hitos al 2030 también incluye alcanzar la tasa cero de deforestación neta y, además, reducir significativamente la tasa nacional de degradación, incrementar la superficie bajo manejo forestal sostenible y aumentar los reservorios de carbono forestal.

En cuanto a las políticas encaminadas a reducir la deforestación y degradación forestal, se implementa la IRE, la cual permitirá reducir 8.6 MtCO<sub>2</sub>e en cuatro años (Conafor, 2016a), por las actividades a realizarse en las áreas de intervención, que abarcan 21% de la superficie nacional de bosque.

Sin embargo, en el periodo 2007-2010 las emisiones por deforestación bruta en México han sido estimadas en 27.3 MtCO<sub>2</sub>e año<sup>-1</sup> y por degradación forestal en 1.8 MtCO<sub>2</sub>e año<sup>-1</sup> (Conafor, 2015b), por lo que, todavía



podrían reducirse 20.5 MtCO<sub>2</sub>e de las emisiones asociadas a la deforestación y degradación forestal a través de actividades que incrementen el valor de los bosques en pie, como el manejo forestal. De cualquier forma, las emisiones a reducir variarán en función de la línea base considerada y de la evolución de las tasas de deforestación y degradación en los próximos años.

Para lograr una efectiva mitigación de emisiones en el sector forestal y así avanzar hacia el cumplimiento de las metas comprometidas, México cuenta con las experiencias a nivel de proyectos de carbono forestal implementadas en el país y con los aprendizajes del proceso de preparación para REDD+ y la IRE, entre otros. Además, mirando hacia el futuro, el país se encuentra desarrollando un esquema de comercio de emisiones que se pretende sea un instrumento clave para cumplir con el objetivo de reducción planteado en los NDC y, para su diseño, serán de gran valor las experiencias desarrolladas a escala internacional.

Los proyectos de carbono forestal efectuados en el país han generado experiencia y proporcionan información básica sobre la importancia del financiamiento inicial que, en la mayoría de los casos, ha sido aportado por el sector privado, los retos asociados al proceso de implementación de los proyectos, los beneficios ambientales relacionados con el carbono y más allá del carbono y los beneficios sociales y económicos para las comunidades rurales. Además, aportan datos y estimaciones sobre la magnitud de la absorción/reducción de emisiones que es posible alcanzar con distintos tipos de proyectos. En la tabla 10 se muestran los datos de captura de carbono estimados para distintas actividades asociadas a proyectos de carbono desarrollados en México. Adicionalmente, la Conafor ha estimado que la incorporación de los bosques y selvas de México al manejo forestal sostenible podría traducirse en beneficios de mitigación entre 0.52 y 1.05 MtCO<sub>2</sub>e (Inecc-Semarnat, 2015).

El fomento del manejo forestal sostenible supone una importante área de oportunidad para México. Actualmente, la producción maderable en el país está centrada en el aprovechamiento de las especies del Género *Pinus*

TABLA 10. Incremento de los almacenes de carbono estimado en actividades relacionadas con el manejo forestal sostenible y el incremento de los almacenes de carbono forestales.

<i>Componente REDD+</i>	<i>Actividad</i>	<i>Incremento de almacenes de carbono (tCO<sub>2</sub>e ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>)</i>
Manejo forestal sostenible	Aprovechamiento maderable de bosques de pino-encino	12.4 (promedio de dos años)
Incremento de los almacenes de carbono	Restauración sub-tropical en bosques degradados	1.10
	Acahual mejorado subtropical (pino-encino)	1.10
	Acahual mejorado tropical (cedro y caoba)	3.52
	Sombra y producción maderable en cafetales	1.43

Fuente: Estimaciones realizadas a partir de la información de Plan Vivo (2017) e Icico (2017).

( $5.0 \times 10^6$  m<sup>3</sup>r; 75.1% de la producción nacional), seguido de los encinos (*Quercus* spp.;  $0.7 \times 10^6$  m<sup>3</sup>r; 11% de la producción nacional), siendo el principal producto la madera para aserrío (Semarnat, 2016). En 2016, los estados de la IRE contribuyeron, en su conjunto, con 9.5% de la producción maderable nacional, correspondiendo 5.1% al estado de Jalisco. Los estados tropicales, cuentan con menores extensiones de bosques templados, que son los preferidos para el aprovechamiento forestal en México, lo que explica su menor volumen de producción maderable. Por ello, el incrementar las áreas bajo manejo forestal sostenible en los estados de la IRE y áreas potenciales identificadas por la Conafor a escala nacional puede generar beneficios tanto en términos climáticos, como económicos y sociales. Por otra parte, el manejo forestal para productos no maderables y los proyectos relacionados con el

incremento de los almacenes de carbono, aumentan el valor de los bosques secundarios en pie (*e.g.*, plantación de especies forestales comerciales), lo que también puede repercutir en una menor degradación forestal y deforestación a escala local.

Los proyectos de forestación/reforestación, también pueden contribuir a disminuir las emisiones del sector Uscusys, ya que las absorciones debidas a la conversión de tierras en tierras forestales son contabilizadas en este sector (Inecc-Semarnat, 2015). En la tabla 11 se muestran las absorciones de carbono calculadas en los proyectos forestales de carbono de tipo A/R implementados en México.

Según las estimaciones de las tablas 10 y 11, el implementar actividades de manejo forestal sostenible podría aportar 1.2 MtCO<sub>2</sub>e al año, el incremento de los almacenes de carbono forestal entre 0.1 MtCO<sub>2</sub>e - 0.4 MtCO<sub>2</sub>e al año y las plantaciones forestales entre 0.4 MtCO<sub>2</sub>e y 1.2 MtCO<sub>2</sub>e al año, considerando en cada caso una superficie de 100 000 ha. Para obtener mejores estimaciones sería necesario consultar fuentes adicionales de información, destacándose el estudio realizado por Casiano, Paz, Rojo, Covaleda y Aryal (2018), en este mismo número, sobre el incremento de carbono en ecosistemas forestales de México con un enfoque de cronosecuencias.

Las diferentes formas en que ha sido incluido el sector forestal en los esquemas de mercado desarrollados a escala

internacional y las razones que llevaron a los países a adoptar una aproximación u otra, constituyen una importante fuente de lecciones aprendidas de las que pueden aprovecharse los países que actualmente están comenzando a desarrollar sus propios esquemas y muestran que es posible ir adaptando y cambiando los enfoques en función de nuevas necesidades u oportunidades. Estos mecanismos de mercado pueden, de hecho, considerarse como instrumentos de política ambiental (Voss, 2007), que han sido impulsados a escala global principalmente desde la entrada en vigor del PK.

Desde 2005, los países con metas de reducción de emisiones implementaron mecanismos financieros basados en el mercado, al entenderse que éste era un método costo-efectivo para que las entidades reguladas alcanzaran sus metas de mitigación. Diversos países y la Unión Europea implementaron experiencias que evolucionaron con el tiempo, con el fin de adaptarse a su realidad y necesidades. En este sentido, se generaron situaciones contrastantes, como el hecho de que la Unión Europea no admite proyectos forestales en el EU-ETS, mientras que el primer sector que reguló Nueva Zelanda en su esquema de comercio de emisiones fue el sector forestal y, en otros mercados como el de California, los créditos de compensación forestales son los más utilizados. Australia, por su parte, es un buen ejemplo de adaptación de sus mecanismos financieros a las necesidades nacionales, pasando de un esquema de mercado a otro en el que, a través de un fondo, el gobierno es el único comprador de los bonos. En ese país los proyectos forestales y relacionados con el uso de la tierra también han jugado un papel primordial como fuente de créditos de compensación.

En el caso de México, la forma en que será incluido el sector forestal en el esquema de mercado todavía no está clara, aunque, dados los acuerdos firmados con los estados y provincias participantes en el WCI es posible que México se incline por utilizar el esquema adoptado en California de aceptar cierta cantidad de créditos de compensación como mecanismo de flexibilidad para que las empresas puedan cumplir con sus límites de emisiones.

TABLA 11. Incremento de los almacenes de carbono estimado en actividades de forestación/reforestación de proyectos de carbono en México.

Actividad	Incremento de almacenes de carbono (tCO <sub>2</sub> e ha <sup>-1</sup> año <sup>-1</sup> )
Plantaciones de teca	12.3
Plantaciones de cedro y caoba en sistema de taungya	3.63
Plantaciones de pino	8.02

Fuente: Estimaciones realizadas a partir de la información de VCS (2017) y Plan Vivo (2017).



En este sentido, el Protocolo Forestal para México del CAR constituye un avance a tener en cuenta ya que se centra en el manejo forestal sostenible, el cual se incluye como estrategia clave para cumplir con las contribuciones determinadas a escala nacional y alcanzar los hitos de la Enaredd+. Además, al haber sido desarrollado en colaboración con entidades de California, tiene buenas posibilidades de ser aprobado como protocolo de compensación, en una eventual liga entre México y la WCI.

Otra línea de acción en la relación México-California, ha sido el debate sobre la inclusión de créditos REDD+ procedentes de esquemas jurisdiccionales, particularmente del estado de Chiapas. Sin embargo, para implementar esquemas de este tipo hay que tener en cuenta que el gobierno federal de México podría imponer restricciones a los gobiernos subnacionales para acceder a beneficios de reducción de emisiones de forma independiente, ya que no podrían ser tomados en cuenta en la contabilidad nacional. En relación a esto, una particularidad de los pagos basados en resultados para REDD+ es que los compradores no han reclamado las reducciones de emisiones adquiridas para su propia contabilidad (Hamrick y Gallant, 2017b), lo cual, en caso de cambiar en el futuro podría poner en riesgo el cumplimiento de las metas nacionales de los países generadores de créditos REDD+.

Actualmente, el único esquema de compensación de emisiones activo en México es el asociado al IEPS, que con las reglas actuales sólo permite la utilización de proyectos MDL, lo cual, en este momento, limita enormemente la participación del sector forestal, debido a que, los únicos proyectos relacionados con este sector bajo el MDL son los proyectos A/R y actualmente México no tiene registrado ningún proyecto de este tipo. El considerar únicamente certificados avalados por el MDL, además de limitar los tipos de proyectos forestales a participar, crea pocos incentivos para los implementadores de proyectos por los bajos precios de los RCEs en los últimos años (precio medio en 2016: USD 1.6/tCO<sub>2</sub>e; Hamrick y Gallant, 2017a) y la incertidumbre sobre el futuro del mecanismo, en el marco del Acuerdo de París.

Con una visión más amplia, un esquema de compensación asociado al sistema de comercio de emisiones de México podría aceptar créditos de proyectos de manejo forestal e incremento de los almacenes de carbono, así como créditos REDD+, en consonancia con las metas de mitigación nacionales. Una opción es considerar un esquema que admita créditos de programas jurisdiccionales, a escala de entidad federativa, que incluya proyectos anidados, en línea con lo propuesto por el VCS (2018), de tal forma que se eviten dobles contabilidades. Dentro de este esquema, la admisión de créditos procedentes de NAMAs acreditadas que se desarrollen en el sector forestal podría valorarse, permitiendo así la incorporación al esquema de mercado de iniciativas en desarrollo.

En este contexto, los esfuerzos de la IRE podrían expandirse a todo el territorio de los estados en los que opera, en los que, en conjunto, todavía quedan casi 11 000 000 ha de bosque fuera de las áreas de intervención. Por otra parte, además de los estados de la IRE, otras entidades se han mostrado muy activas para implementar programas REDD+ estatales, tales como Chihuahua, Oaxaca, Tabasco o el Estado de México.

Por último, conviene tener en cuenta que los mecanismos basados en pagos por resultados que se implementen, deberán considerar esquemas de distribución de beneficios que sean transparentes, equitativos y sencillos. Las ventajas y desventajas de las distintas opciones han sido discutidas en Skutsch *et al.* (2014) y la importancia de considerar esquemas que no excluyan a grupos vulnerables ha sido tratada en Skutsch, Balderas y Carrillo (2017).

## CONCLUSIONES

Para conseguir la reducción de emisiones en el sector Uscusys, México debe lograr una efectiva coordinación entre políticas forestales y de cambio climático y un óptimo aprovechamiento de los mecanismos financieros que se están gestando, destacándose la experiencia de la IRE y el desarrollo del esquema regulado de comercio de emisiones. En este sentido, la aceptación de créditos de compensación procedentes de distintos tipos de proyectos

forestales, en una visión más amplia a la contemplada en las reglas para el pago opcional del IEPS a través de bonos de carbono, podría impulsar las acciones de mitigación de emisiones en el sector forestal, a la vez que se apoya a otros sectores para que alcancen sus metas.

Adicionalmente, la implementación de proyectos de carbono forestal (REDD+, manejo forestal sostenible, incremento de los almacenes de carbono) trae aparejados diferentes cobeneficios, ya que contribuye a mejorar el nivel de vida de las poblaciones locales al disponer de nuevas fuentes de ingresos, disminuir las tasas de deforestación y degradación a escala local, al darle valor al bosque en pie y contribuir a la conservación de la biodiversidad y servicios ecosistémicos.

## REFERENCIAS

- Agarwal, S., Bruer, V., Cameron, L. Davis, S., Escalante D., ..., & Wienges, S. (2013). Annual Status Report on Nationally Appropriate Mitigation Actions (NAMAs). Recuperado de [http://mitigationpartnership.net/sites/default/files/mitigation\\_momentum\\_annual\\_status\\_report\\_27-02-2013.pdf](http://mitigationpartnership.net/sites/default/files/mitigation_momentum_annual_status_report_27-02-2013.pdf).
- Air Resource Board [ARB]. (2017). Compliance Offset Program. Recuperado de <https://www.arb.ca.gov/cc/capandtrade/offsets/offsets.htm>.
- Amazon Fund. (2017). *Donations*. Recuperado de [http://www.amazonfund.gov.br/FundoAmazonia/fam/site\\_en/Esquerdo/doacoes/](http://www.amazonfund.gov.br/FundoAmazonia/fam/site_en/Esquerdo/doacoes/).
- Australian Government. (2017a). *Carbon Farming Initiative*. Recuperado de <http://www.environment.gov.au/climate-change/emissions-reduction-fund/cfi/about>.
- Australian Government. (2017b). *About the Emissions Reduction Fund*. Recuperado de <http://www.environment.gov.au/climate-change/emissions-reduction-fund/about>.
- Carlino, H., Netto, H., Cabrera, M. M. & Serra, L. (2017). *El papel central del financiamiento en el Acuerdo de París y las oportunidades para los bancos nacionales de desarrollo*. Documento para la discusión IDB-DP-497. Banco Interamericano de Desarrollo.
- Casiano, M., Paz, F., Rojo, M., Covaleda, S., & Aryal, D. R. (2018). El carbono de la biomasa aérea medido en cronosecuencias: primera estimación en México. *Madera y Bosques*, en prensa.
- Center for Climate and Energy Solutions (2011). *Australia's Carbon Pricing Mechanism*. Recuperado de <https://www.c2es.org/publications/australia-carbon-pricing-mechanism>.
- Climate Action Reserve [CAR] (2016). *Projects*. Recuperado de <http://www.climateactionreserve.org/how/projects/>.
- Climate Action Reserve [CAR] (2017). *Compliance Offset Projects*. Recuperado de <http://www.climateactionreserve.org/how/california-compliance-projects/compliance-offset-projects/>.
- Convención Marco de Naciones Unidas sobre el Cambio Climático [Cmnucc] (2007). *Decisión 1/CP.13, Plan de Acción de Bali*. FCCC/CP/2007/6/Add.1UNFCCC.
- Convención Marco de Naciones Unidas sobre el Cambio Climático [Cmnucc].(2012). *Enmienda de Doha al Protocolo de Kioto*. Recuperado de [http://unfccc.int/kyoto\\_protocol/doha\\_amendment/items/7362.php](http://unfccc.int/kyoto_protocol/doha_amendment/items/7362.php).
- Convención Marco de Naciones Unidas sobre el Cambio Climático [Cmnucc].(2013). *Informe anual de la Junta Ejecutiva del mecanismo para un desarrollo limpio a la Conferencia de las Partes en calidad de reunión de las Partes en el Protocolo de Kyoto*. Recuperado de [https://cdm.unfccc.int/Reference/EB\\_CMP\\_rep/index.html](https://cdm.unfccc.int/Reference/EB_CMP_rep/index.html).
- Convención Marco de Naciones Unidas sobre el Cambio Climático [Cmnucc] (2014a). *La convención del cambio climático*. Recuperado de [http://unfccc.int/portal\\_espanol/informacion\\_basica/la\\_convencion/items/6196.php](http://unfccc.int/portal_espanol/informacion_basica/la_convencion/items/6196.php).
- Convención Marco de Naciones Unidas sobre el Cambio Climático [Cmnucc] (2014b). *Joint Implementation*. Recuperado de [http://unfccc.int/kyoto\\_protocol/mechanisms/joint\\_implementation/items/1674.php](http://unfccc.int/kyoto_protocol/mechanisms/joint_implementation/items/1674.php).
- Convención Marco de Naciones Unidas sobre el Cambio Climático [Cmnucc] (2014c). *Clean Development Mechanism*. Recuperado de [http://unfccc.int/kyoto\\_protocol/mechanisms/clean\\_development\\_mechanism/items/2718.php](http://unfccc.int/kyoto_protocol/mechanisms/clean_development_mechanism/items/2718.php).
- Convención Marco de Naciones Unidas sobre el Cambio Climático [Cmnucc] (2015a). *The Kyoto Protocol. 10<sup>th</sup> Anniversary, Timely Reminder Climate Agreements Work*. Recuperado de [24](http://newsroom.unfccc.int/unfccc-news-</a></p>
</div>
<div data-bbox=)



- room/kyoto-protocol-10th-anniversary-timely-reminder-climate-agreements-work/#downloads.
- Convención Marco de Naciones Unidas sobre el Cambio Climático [Cmnucc] (2015b). *The Paris Agreement*. Recuperado de [http://unfccc.int/paris\\_agreement/items/9485.php](http://unfccc.int/paris_agreement/items/9485.php).
- Convención Marco de Naciones Unidas sobre el Cambio Climático [Cmnucc] (2016a). *Informe anual de la Junta Ejecutiva del mecanismo para un desarrollo limpio a la Conferencia de las Partes en calidad de reunión de las Partes en el Protocolo de Kyoto*. Recuperado de [https://cdm.unfccc.int/Reference/EB\\_CMP\\_rep/index.html](https://cdm.unfccc.int/Reference/EB_CMP_rep/index.html).
- Convención Marco de Naciones Unidas sobre el Cambio Climático [Cmnucc] (2016b). *Key decisions relevant for reducing emissions from deforestation and forest degradation in developing countries (REDD+). Decision booklet REDD+*. Recuperado de [http://unfccc.int/land\\_use\\_and\\_climate\\_change/lulucf/items/6917.php](http://unfccc.int/land_use_and_climate_change/lulucf/items/6917.php).
- Convención Marco de Naciones Unidas sobre el Cambio Climático [Cmnucc] (2017). *Unfccc Overview*. Recuperado de <http://unfccc.int/focus/overview/items/7879.php>.
- Comisión Nacional Forestal [Conafor] (2015a). *Modelo de intervención en las Áreas de Acción Temprana REDD+*. Conafor. Zapopan, Jalisco, México.
- Comisión Nacional Forestal [Conafor] (2015b). *Mexico's Forest Reference Emission Level Proposal*. Recuperado de [http://redd.unfccc.int/files/frel\\_mexico\\_modified.pdf](http://redd.unfccc.int/files/frel_mexico_modified.pdf).
- Comisión Nacional Forestal [Conafor] (2016a). *Documento de la Iniciativa de Reducción de Emisiones. FCPF*. Recuperado de [http://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/84499/06\\_Iniciativa\\_de\\_Reducion\\_de\\_Emisiones.pdf](http://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/84499/06_Iniciativa_de_Reducion_de_Emisiones.pdf).
- Comisión Nacional Forestal [Conafor] (2016b). *Programa Nacional Forestal [Pronafor]*. Recuperado de [http://www.conafor.gob.mx/apoyos/index.php/inicio/app\\_apoyos#/detalle/2017/68](http://www.conafor.gob.mx/apoyos/index.php/inicio/app_apoyos#/detalle/2017/68).
- De Jong, B. H., Tipper, R., & Soto-Pinto, L. (2004). Proyecto Scolel Té: la participación de comunidades rurales en el mercado internacional de venta de carbono. En J. Martínez, & A. Fernández. *Cambio Climático: Una visión desde México*. D. F., México: Secretaría de Medio Ambiente-Instituto Nacional de Ecología.
- Díaz, D., Hamilton, K., & Johson, E. (2011). *State of the Forest Carbon Markets 2011: From Canopy to Currency*. Recuperado de [http://www.forest-trends.org/publication\\_details.php?publicationID=2963](http://www.forest-trends.org/publication_details.php?publicationID=2963).
- Ecofys (2017). *NAMA Database pipeline: April 2017*. Recuperado de <http://www.nama-database.org/nama-db-pipeline.xml>.
- Eguren, L. (2004). *El mercado de carbono en América Latina y el Caribe: balance y perspectivas*. CEPAL- Serie Medio Ambiente y Desarrollo. Santiago de Chile, Chile: Naciones Unidas.
- Eliasch, J. (2008). *Eliasch Review. Climate Change: Financing Global Forest*. Recuperado de <https://www.gov.uk/government/organisations/eliasch-review>.
- European Commission (2017a). *Régimen de comercio de derechos de emisión de la UE (RCDE UE)*. Recuperado de [https://ec.europa.eu/clima/policies/ets\\_es](https://ec.europa.eu/clima/policies/ets_es).
- European Commission (2017b). *Land use and forestry proposal for 2021-2030*. Recuperado de [https://ec.europa.eu/clima/policies/forests/lulucf\\_en#tab-0-0](https://ec.europa.eu/clima/policies/forests/lulucf_en#tab-0-0).
- Forest Carbon Partnership Facility [FCPF] (2016). *Technical Assessment of Final ER-PD Mexico*. Recuperado de <https://www.forestcarbonpartnership.org/mexico>.
- Forest Carbon Partnership Facility [FCPF] (2017). *REDD+ Countries*. Recuperado de <https://www.forestcarbonpartnership.org/redd-countries-1>.
- Gobierno de la República (2014). *Compromisos de mitigación y adaptación ante el cambio climático para el periodo 2020-2030*. Recuperado de [http://www.inecc.gob.mx/descargas/adaptacion/2015\\_indc\\_esp.pdf](http://www.inecc.gob.mx/descargas/adaptacion/2015_indc_esp.pdf).
- Goldstein, A., & González, G. (2014). *Turning over a New Leaf. State of the Forest Carbon Markets 2014*. Recuperado de <http://www.forest-trends.org/fcm2014.php>.
- Goldstein, A., & Neyland E. (2015). *Coverging at the Crossroads: State of Forest Carbon Finance 2015*. Recuperado de <http://forest-trends.org/releases/p/sofcf2015>.
- Goldstein, A., & Ruef, F. (2016). *View from the Understory. State of the Forest Carbon Markets 2016*. Recuperado de <http://forest-trends.org/releases/p/sofcf2016>.
- Green Climate Fund [GCF] (2017). *Pilot Programme for REDD+ Results-based Payments*. GCF/B.17/13. 26 June

2017. Meeting of the Board. 5-6 July 2017. Songdo, Incheon, Republic of Korea.
- Guyana REDD+ Investment Fund [GRIF] (2015). *Guyana REDD+ Investment Fund Trust Fund*. Financial Report prepared by the trustee as of December 31, 2015. Recuperado de <http://www.guyanareddfund.org/index.php/trustee>.
- Hamilton, K., Sjardin, M., Marcello, T., & Gordon, X. (2008). *Forging a Frontier: State of the Voluntary Carbon Markets 2008*. Recuperado de <http://www.ecosystemmarketplace.com/publications/forging-a-new-frontier-state-of-the-voluntary-carbon-markets-2008/>.
- Hamilton, K., Sjardin, M., Peters-Stanley, M., & Marcello, T. (2010). *Building bridges: State of the Voluntary Carbon Markets 2010*. Recuperado de [http://www.forest-trends.org/publication\\_details.php?publicationID=2433](http://www.forest-trends.org/publication_details.php?publicationID=2433).
- Hamrick, K. (2015). *New Zealand seeks to reform a floundering Emissions Trading Program*. Recuperado de <http://www.ecosystemmarketplace.com/articles/new-zealand-seeks-to-reform-a-floundering-emissions-trading-program/>.
- Hamrick, K., & Goldstein, A. (2015). *Ahead of the Curve: State of the Voluntary Carbon Markets 2015*. Recuperado de [http://forest-trends.org/releases/p/ahead\\_of\\_the\\_curve\\_state\\_of\\_the\\_voluntary\\_carbon\\_markets\\_2015](http://forest-trends.org/releases/p/ahead_of_the_curve_state_of_the_voluntary_carbon_markets_2015).
- Hamrick, K., & Gallant, M. (2017a). *Unlocking Potential. State of the Voluntary Carbon Markets 2017*. Recuperado de <http://forest-trends.org/releases/p/sovcm2017>,
- Hamrick, K., & Gallant, M. (2017b). *Fertile Ground. State of the Forest Carbon Finance 2017*. Recuperado de <http://forest-trends.org/releases/p/sofcf2017>.
- Integradora de Comunidades Indígenas y Campesinas de Oaxaca, A. C. [Icico] (2017). *Proyecto Carboin*. Recuperado de <http://www.icico.org.mx/carboin.html>.
- Independent Pricing and Regulatory Tribunal [IPART] (2012). *Compliance and Operation of the NSW Greenhouse Gas Reduction Scheme during 2012*. Report to Minister. Recuperado de <https://www.ipart.nsw.gov.au/Home/Industries/Greenhouse-Gas-Reduction-Scheme/Compliance-and-Operation-of-the-NSW-Greenhouse-Gas-Reduction-Scheme-during-2012-Report-to-Minister-December-2012>.
- Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático [Inecc] (2016a). *Mecanismo de desarrollo limpio [MDL]*. Recuperado de <https://www.gob.mx/inecc/acciones-y-programas/mecanismo-de-desarrollo-limpio-mdl>.
- Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático [Inecc] (2016b). *Acciones nacionalmente apropiadas de mitigación [NAMAs]*. Recuperado de <https://www.gob.mx/inecc/acciones-y-programas/acciones-nacionalmente-apropiadas-de-mitigacion-namas>.
- Instituto Nacional de Ecología [INE] y Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales [Semarnat] (2006). *Tercera comunicación nacional ante la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático*. México, D. F.: INE/Semarnat.
- Instituto Nacional de Ecología [INE] y Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales [Semarnat] (2009). *Cuarta comunicación nacional ante la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático*. México, D. F.: INE/Semarnat.
- Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático [Inecc] y Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales [Semarnat] (2012). *Quinta comunicación nacional ante la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático*. México, D. F.: INE/Semarnat.
- Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático [Inecc] y Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales [Semarnat] (2015). *Primer informe bienal de actualización ante la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático*. México, D. F.: INE/Semarnat.
- Intergovernmental Panel on Climate Change [IPCC] (2014). Technical Summary. In O. Edenhofer, R. Pichs-Madruga, Y. Sokona, E. Farahani, S. Kadner, K. Seyboth, A. Adler, I. Baum, S. Brunner, P. Eickemeier, B. Kriemann, J. Savolainen, S. Schlömer, C. von Stechow, T. Zwickel, & J. C. Minx (eds.), *Climate Change 2014: Mitigation of Climate Change. Contribution of Working Group III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. United Kingdom and New York, NY, USA: Cambridge University Press, Cambridge.



- Low Emission Capacity Building Programme [LECBP] (2017). *Low emission development*. Recuperado de <http://www.lowemissiondevelopment.org/lecbp/about-us>.
- Markit. (2017). Registry-Public View. Recuperado de [https://mer.markit.com/br-reg/public/index.jsp?entity=project&sort=project\\_name&dir=ASC&start=0&entity\\_domain=Markit,GoldStandard](https://mer.markit.com/br-reg/public/index.jsp?entity=project&sort=project_name&dir=ASC&start=0&entity_domain=Markit,GoldStandard).
- MEXICO2. (2017). *Medioambiente*. Recuperado de <http://www.mexico2.com.mx/medio-ambiente.php?id=5>.
- Nabuurs, G. J., Delacote, P., Ellison, D., Hanewinkel, M., Lindner, M., Nesbit, M., Ollikainen, M., & Savaresi, A. (2015). *A new role for forest and the forest sector in the EU post-2020 climate targets*. From Science to Policy 2. European Forest Institute. Recuperado de [www.efi.int/files/attachments/publications/efi\\_fstp\\_2\\_2015.pdf](http://www.efi.int/files/attachments/publications/efi_fstp_2_2015.pdf).
- NAMA facility (2017). *Projects*. Recuperado de [http://www.nama-facility.org/projects/?no\\_cache=1](http://www.nama-facility.org/projects/?no_cache=1).
- New Zealand Ministry for the Environment. (2017). *New Zealand Emissions Trading Scheme Review: Improving the ETS framework*. Recuperado de <http://www.mfe.govt.nz/node/23492>.
- Peters-Stanley, M., Hamilton, K., & Yin, D. (2012). *Leveraging the Landscape. State of the Forest Carbon Markets 2012*. Recuperado de [www.forest-trends.org/documents/files/doc\\_3242.pdf](http://www.forest-trends.org/documents/files/doc_3242.pdf).
- Peters-Stanley, M., & Yin, D. (2013). *Maneuvering the Mosaic: State of the Voluntary Carbon Markets 2013*. Recuperado de <http://www.forest-trends.org/vcm2013.php>.
- Peters-Stanley, M., González, G., & Yin, D. (2013). *Covering New Ground: State of the Forest Carbon Markets 2013*. <http://www.forest-trends.org/documents/files/SOFCM-full-report.pdf>.
- Planeta Carbono Neutral. (2017). *Compensa tu huella*. Recuperado de <http://planetacarbononeutral.org/checkouts/?a=1>.
- Plan Vivo. (2017). *Scolec Te, México*. Recuperado de <http://www.planvivo.org/project-network/scolec-te-mexico/>.
- Puigdueta, I., & Sanz, A. (2017). *Doce años del Protocolo de Kioto*. Recuperado de [http://www.upm.es/UPM/Sala-Prensa/Noticias?id=cdee4f93bf54a510VgnVCM1000009c7648a\\_\\_\\_\\_&fmt=detail&prefmt=articulo](http://www.upm.es/UPM/Sala-Prensa/Noticias?id=cdee4f93bf54a510VgnVCM1000009c7648a____&fmt=detail&prefmt=articulo).
- Saynes, V., Etchevers, J. D., Paz, F. & Alvarado, L. O. (2016). Emisiones de gases de efecto invernadero en sistemas agrícolas de México. *Terra Latinoamericana*, 34(1), 83-96.
- Seeberg-Elverfeldt, C. (2010). *Las posibilidades de financiación del carbono para la agricultura, la actividad forestal y otros proyectos de uso de la tierra en el contexto del pequeño agricultor*. Departamento de Gestión de Recursos Naturales y Medio Ambiente Roma: FAO.
- Secretaría de Hacienda y Crédito Público [SHCP] (2014). *Impuesto a los combustibles fósiles*. Recuperado de [http://www.sat.gob.mx/fichas\\_tematicas/reforma\\_fiscal/Paginas/combustibles\\_fosiles\\_2014.aspx](http://www.sat.gob.mx/fichas_tematicas/reforma_fiscal/Paginas/combustibles_fosiles_2014.aspx).
- Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales [Semarnat] (2012). *Bases para una estrategia de desarrollo bajo en emisiones*. México D. F.,: Inecc-Semarnat.
- Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales [Semarnat] (2016). *Anuario estadístico de la producción forestal 2016*. México D. F.,: Semarnat.
- Secretaría de Medio Ambiente y Aprovechamiento Sustentables de Campeche. (SemarnatCam) (2015). *Programa Estatal de Acción ante el Cambio Climático*. Recuperado de [www.semarnatcam.campeche.gob.mx/wp-content/.../PECC-Campeche\\_20150310.pdf](http://www.semarnatcam.campeche.gob.mx/wp-content/.../PECC-Campeche_20150310.pdf)
- Secretaría de Medio Ambiente, Vivienda e Historia Natural de Chiapas [Semavi] (2011). *Programa de Acción Ante el Cambio Climático del Estado de Chiapas*. Recuperado de <http://www.conservation.org/global/mexico/iniciativas/Pages/paccch.aspx>.
- Secretaría de Recursos Naturales y Protección Ambiental del Estado de Tabasco [Sernapam](2011). *Programa de acción ante el cambio climático del estado de Tabasco*. Recuperado de [https://tabasco.gob.mx/sites/.../programa\\_estatal\\_accion\\_cambio\\_climatico.pdf](https://tabasco.gob.mx/sites/.../programa_estatal_accion_cambio_climatico.pdf).
- Stern, N. (2007). *Stern Review: La economía del cambio climático*. HM Treasury. Cambridge, UK.: Cambridge University Press.
- Skutsch, M., Turnhout, E., Vijge, M. J., Herold, M., Wits, T., den Besten, J. W. & Balderas, A. (2014). Options for a National Framework for Benefit Distribution and Their Relation to Community-Based and National REDD+ Monitoring. *Forest*, 5, 1596-1617.

- Skutsch, M., Balderas, A., & Carrillo, J. C. (2017). Policy for pro-poor distribution of REDD+ benefits in Mexico: How the legal and technical challenges are being addressed. *Forest Policy and Economics*, 75, 58-66.
- UNEP DTU Partnership (2017a). *CDM/JI pipeline overview page*. Recuperado de <http://www.cdmpipeline.org/overview.htm>.
- UNEP DTU Partnership. (2017b). *CDM projects by host region*. Recuperado de <http://www.cdmpipeline.org/cdm-projects-region.htm>.
- Verified Carbon Standard [VCS] (2017). *VCS Project Database*. Recuperado de <http://www.vcsprojectdatabase.org/#/vcs>.
- Verified Carbon Standard [VCS] (2018). *Jurisdictional and Nested REDD+ (JNR)*. Recuperado de <http://www.v-c-s.org/project/jurisdictional-and-nested-redd-framework/>.
- Voss, J. P. (2007). Innovation processes in governance: the development of 'emissions trading' as a new policy instrument. *Science and Public Policy*, 34, 329-343.
- World Bank. (2016). *State and trends of carbon pricing*. Washington, D. C., USA: World Bank Group. Recuperado de <http://documents.worldbank.org/curated/en/598811476464765822/State-and-trends-of-carbon-pricing>.

Manuscrito recibido el 21 de diciembre de 2017  
Aceptado el 30 de junio de 2018  
Publicado el 19 de diciembre de 2018

Este documento se debe citar como:  
Ranero, A., & Covaleda, S. (2018). El financiamiento de los proyectos de carbono forestal: Experiencias existentes y oportunidades en México. *Madera y Bosques*, 24(Núm. esp.), e2401913. doi: 10.21829/myb/2018.2401913



Madera y Bosques por Instituto de Ecología, A.C. se distribuye bajo una Licencia Creative Commons Atribución-No Comercial-Compartir Igual 4.0 Internacional.



# Del papel a la acción en la mitigación y adaptación al cambio climático: la roya del cafeto en Chiapas

From paper to action in climate change mitigation and adaptation: The case of the coffee rust in Chiapas

Antoine Libert-Amico<sup>1\*</sup> y Fernando Paz-Pellat<sup>2,3</sup>

<sup>1</sup> Universidad Autónoma Metropolitana. Doctorado en Desarrollo Rural. Xochimilco, Ciudad de México, México. <sup>2</sup> Colegio de Postgraduados. Campus Montecillo. Texcoco, Estado de México, México. <sup>3</sup> Programa Mexicano del Carbono. \* Autor de correspondencia. antoinelibert@hotmail.com

## RESUMEN

En el proceso de reconocimiento de los desafíos múltiples que el cambio climático presenta para la sociedad y el ambiente, la cantidad de estudios, planes y programas que discuten la mitigación y adaptación ha aumentado exponencialmente. Si bien un problema complejo como el cambio climático requiere soluciones complejas, persisten barreras a visiones interdisciplinarias y a la coordinación intersectorial. En particular, proyectos de gabinete (el papel) difícilmente llegan a la etapa de implementación (la acción), mientras que pocos contemplan las sinergias entre mitigación y adaptación. Este trabajo analiza planes y programas de respuesta al cambio climático para el sector cafetalero en el contexto de la epidemia de roya del cafeto, enfermedad provocada por el hongo *Hemileia vastatrix* que ha generado pérdidas importantes en producción de café desde el ciclo 2012/2013. Problemas estructurales crearon condiciones idóneas para esta enfermedad asociada al cambio climático, a la vez que la respuesta institucional ha generado nuevos desafíos para las comunidades cafetaleras que viven en zonas de alta biodiversidad como la Sierra Madre de Chiapas en el sureste de México. El escrito discute las sinergias entre mitigación y adaptación al cambio climático por medio del análisis de la campaña a favor de los acervos de carbono y la biodiversidad en cafetales bajo sombra de la Sierra Madre de Chiapas. Diseñada en respuesta a la presente epidemia de roya del cafeto, dicha campaña pone énfasis en la deforestación, la degradación forestal y la pérdida de servicios ecosistémicos que ha generado la actual crisis del café bajo sombra, con propuestas de atención que beneficien tanto a ecosistemas como a comunidades cafetaleras. Se identifican tres desafíos que marcan la distancia entre el papel y la acción, ejemplificados en el caso de la crisis cafetalera de la Sierra Madre de Chiapas.

**PALABRAS CLAVE:** *Hemileia vastatrix*, planeación, REDD+, sinergias, sistemas agroforestales.

## ABSTRACT

In the process of recognizing the multiple challenges that climate change presents to society and the environment, the number of studies, plans, and programs that discuss mitigation and adaptation has increased exponentially. Although a complex problem demands complex solutions, barriers to interdisciplinary visions and intersectoral coordination persist. Particularly, office-based projects (paper) rarely reach the implementation stage (action), while few contemplate the synergies between mitigation and adaptation. This article analyses climate change plans and programs for the coffee sector considering the coffee rust epidemic, a disease caused by the fungus *Hemileia vastatrix* which has generated important losses to coffee production since the 2012/2013 cycle. Structural problems created ideal conditions for this disease which has been associated with climate change, whilst the institutional response has generated new challenges for coffee producing communities who live in biodiversity hotspots like the Chiapas Sierra Madre in southern Mexico. We discuss the synergies between climate change mitigation and adaptation by analyzing the campaign in favor of carbon stocks and biodiversity in shade-grown coffee plantations of the Sierra Madre de Chiapas. Designed in response to the current coffee rust epidemic, this campaign emphasizes deforestation, forest degradation and loss of ecosystem services that is associated with the current crisis of shade-grown coffee, with proposals set out to benefit both ecosystems and the coffee communities. We identify three challenges which mark the distance between paper and action, as exemplified in the case of the coffee crisis in the Chiapas Sierra Madre.

**Keywords:** *Hemileia vastatrix*, planning, REDD+, synergies, agroforestry

## INTRODUCCIÓN

La cantidad de estudios, publicaciones y políticas inter-institucionales relacionadas con el cambio climático ha aumentado aceleradamente en las últimas dos décadas (Haunschild, Bornmann y Marx, 2016). Los debates sobre cambio climático tienden a enfatizar una de dos estrategias: la mitigación (reducción de emisiones y aumento de acervos de carbono) o la adaptación a los cambios ya en marcha ante el cambio ambiental global (Taylor, 2015). La separación entre mitigación y adaptación se ha diluido en años recientes, particularmente ante el reconocimiento de que aun si se lograra parar las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) mañana mismo, el tiempo de vida de los GEI ya emitidos hace que estos seguirán impactando el clima global por años (Clar, Prutsch y Steurer, 2013). Si bien la ciencia pone en evidencia que mitigación y adaptación deben ir de la mano, existen limitadas políticas enfocadas en las sinergias entre estas dos (Altieri y Nicholls, 2017; Kongsager, Locatelli y Chazarin, 2016).

Estudios del impacto del cambio climático en los sectores agrícolas y forestales han recibido interés particular (Jönsson *et al.*, 2015). Sin embargo, resulta difícil identificar el vínculo entre la cantidad de estudios (y de fondos dedicados a estos) y una correspondiente modificación de políticas, programas y arreglos de gobernanza para hacer frente a los desafíos señalados (Lyle, 2015). Con la creación de nuevos programas de mitigación y adaptación al cambio climático, aumenta también la cantidad de fondos públicos y privados orientados a este fin, si bien los resultados han sido limitados: mientras la ciencia demuestra lo difícil que será mantenerse debajo de la meta de un aumento de 2 °C para el año 2100 (World Bank, 2012), se percibe que la sociedad aún no está preparada para lo que le espera a la vuelta de la esquina (Vink, Dewulf y Termeer, 2013). Conforme las metodologías de los escenarios futuros del cambio climático se han afinado –arrojando previsiones con grados de certidumbre en aumento– se percibe que la velocidad de adopción de cambios en las políticas y las prácticas ha quedado atrás, profundizando la brecha, evidencia cien-

tífica y respuesta política (United Nations Development Programme [UNDP], 2007; Intergovernmental Panel on Climate Change [IPCC], 2014).

En relación con la mitigación del cambio climático, la estrategia global ha cambiado de gobernanza internacional regulatoria a contribuciones voluntarias: si bien el Protocolo de Kioto establecía un porcentaje común de reducción de emisiones para todas las Partes (países), el Acuerdo de París, firmado en 2015, favorece el esquema de “contribuciones previstas y determinadas a nivel nacional” (INDC por sus siglas en inglés). En este esquema, cada país determina y registra su propia contribución a la mitigación del cambio climático, sin que existan mecanismos de presión ni sanciones por no cumplimiento, con el objetivo general de limitar a 2 °C para el año 2100 el incremento de la temperatura (Convención Marco de las Naciones Unidas sobre Cambio Climático [Cmnucc], 2015). Por otra parte, cuando se habla de adaptación al cambio climático, se vuelve evidente, ante las desigualdades existentes, que las capacidades de adaptación no están repartidas equitativamente a través de diferentes actores de la sociedad (Picketty, 2014; Crédit Suisse, 2015). Munck af Rosenschöld, Rozema y Frye-Levine (2014) identifican una “inercia institucional” en responder a los efectos adversos del cambio climático y describen cinco mecanismos principales que contribuyen a dicha inercia: costos, incertidumbre, dependencia en opciones, poder y legitimidad. Sin embargo, no solo las instituciones expresan resistencia al cambio. Según Clément y Rivera (2017), las empresas en general tienden a contar con la habilidad para operar en ambientes desfavorables, pero enfrentan límites serios en la adaptación a la adversidad ecológica. Antwi-Agyei, Dougill y Stringer (2014) resaltan las capacidades limitadas de adaptación al cambio climático de pequeños productores que enfrentan barreras financieras, socioculturales, institucionales y tecnológicas, además de una falta de acceso a la información sobre las características del cambio climático y sus expresiones. Desagregar los obstáculos particulares (y las posibles ventajas también) que tenga cada actor será clave para enfrentar el desafío global (Boonstra, 2016).



En México proliferan, en años recientes, los estudios, programas y planes que se refieren al cambio climático, con énfasis particular en la mitigación por medio de la lucha contra la deforestación (si bien es un país petrolero con altas emisiones asociadas a los combustibles fósiles), donde los planes enfatizan la reducción de emisiones en los bosques tropicales. Este trabajo analiza las acciones propuestas en el marco de la epidemia de la roya del cafeto, una epidemia que ha sido un determinante de deforestación y degradación forestal en zonas de alta biodiversidad (Covaleda, Aguilar, Ranero, Marín y Paz, 2014; Cooperativa AMBIO S. C., 2015; Libert-Amico, 2017). Partiendo de los documentos (“el papel”) de planes y programas de mitigación y adaptación federales, estatales, regionales y locales, se revisan las acciones propuestas en relación con la roya, así como la conservación o mejoría de la sombra, compuesta por el estrato arbóreo. La sombra de los cafetales representa importantes almacenes de carbono en la biomasa aérea y suelo, cuya pérdida puede ser evitada a través de acciones concretas que impulsen su mantenimiento e incremento, tal como se discute más adelante. Desde la perspectiva de “la acción”, las afectaciones multidimensionales por roya en la economía regional, en las comunidades productoras de café y en los ecosistemas cafetaleros han motivado el impulso de estrategias de respuesta que enfatizan las sinergias entre mitigación y adaptación, con base en una iniciativa de investigación interdisciplinaria colaborativa entre redes de académicos, ejidos y cooperativas cafetaleras de la Sierra Madre de Chiapas, México.

Para analizar el “problema del encuadre” (“problem of fit”; Galaz, Olsson, Hahn, Folke, Svedin, 2008) entre papel y acción, se estudia la distancia entre planificación e implementación en el caso de la afectación por la roya del cafeto en México, en lo que algunos analistas han denominado un clásico ejemplo de “crónica de una devastación anunciada” (Barrera, Avelino, Huerta, Herrera y Gómez, 2013). La roya del cafeto, una enfermedad provocada por el hongo *Hemileia vastatrix*, ha generado severas afectaciones a la cantidad y calidad de la producción cafetalera

en México, con un brote atípico iniciado en 2012 en la Sierra Madre de Chiapas (Libert-Amico, 2014). Parte de una epidemia regional, que inició en 2008 en Colombia y ha cubierto Mesoamérica y la región Andina (McCook y Vandermeer, 2015; Avelino *et al.*, 2015), la presente afectación por roya ilustra los desafíos futuros que el cambio climático presenta para la agricultura familiar, con la previsión de un aumento en la vulnerabilidad a plagas y enfermedades (IPCC, 2014). En un ambiente discursivo en el cual se habla mucho de la preparación ante los desafíos por venir, el caso de la epidemia de roya presenta un caso ejemplar para analizar la distancia entre preparación y acción ante desafíos asociados al cambio climático ya presentes.

Tras presentar el contexto de los sistemas agroforestales y el cambio climático, se discuten los estudios en México ante el cambio climático y la crisis estructural del sector cafetalero, antes de la epidemia de la roya del cafeto que inició a finales de 2012. En relación con las acciones tomadas ante la roya, se analizan los costos de la mala adaptación por medio de un diagnóstico de los programas bajo implementación por parte de organismos públicos en asociación con algunas empresas comercializadoras de café. Dicho diagnóstico provee insumos para proponer una serie de acciones, en aras de una toma de decisiones informada y un diálogo colegiado entre productores de café, ciencia, y políticas gubernamentales.

## Contexto

### *La relación compleja entre agricultura y cambio climático*

La agricultura ha sido identificada como principal emisor de GEI, consumidor de importantes cantidades de agua y determinante de deforestación y degradación forestal por medio de la ampliación de la frontera agropecuaria (Godfray y Garnett, 2014; IPCC, 2014). Los monocultivos industrializados en extensas superficies son consumidores principales de recursos finitos como tierra (un tercio de las tierras arables del globo se emplean para producir alimento pecuario – Schader *et al.*, 2015), agua (Morison,

Baker, Mullineaux y Davies, 2008) y nitrógeno (Galloway *et al.*, 2008). En el contexto de la sexta extinción masiva de especies (Kolbert, 2014), la población global depende de solo tres cultivos (arroz, trigo y maíz) para más de 50% de las calorías provenientes de plantas, lo que deja vulnerable el suministro de alimentos ante plagas y enfermedades (Bioversity International, 2017).

Ante el desafío de alimentar una población en crecimiento acelerado, la agricultura es un determinante clave del cambio ecológico global, a la vez que es profundamente vulnerable ante el cambio climático (Rockström *et al.*, 2016). El *Intergovernmental Panel on Climate Change* [IPCC] (2014) señala las afectaciones del cambio climático en la agricultura, particularmente en la pequeña producción familiar, debido al cambio de zonas aptas para los cultivos y una mayor vulnerabilidad ante plagas y enfermedades. Con aproximadamente 570 000 000 de hogares a escala planetaria, la pequeña producción familiar en parcelas de 2 ha o menos ocupa 75% de las tierras agrícolas (Lowder, Scoet y Raney, 2016). En México, la pequeña agricultura familiar (menor o igual a 5 ha) representa 68% de las más de 4 000 000 de unidades de producción registradas en México (Robles, Suárez y de la Mora, 2015). La pequeña unidad campesina trabaja 17% de la superficie laborable del país, donde genera 40% de la producción agropecuaria nacional y 60% del empleo agropecuario familiar y contratado (Robles *et al.*, 2015; Concheiro y Robles, 2014). En contraste con amplias extensiones de cultivos estandarizados para facilitar la productividad con base en maquinaria e insumos externos, existen formas de producción agrícola que han sido identificados por sus potenciales aportaciones ante los desafíos del cambio climático. La agroforestería – entendida como un conjunto diversificado de sistemas de producción agrícola que integra árboles en el ecosistema agrícola – provee servicios ecosistémicos claves como la polinización (Imbach *et al.*, 2017), la captura de carbono (Zomer *et al.*, 2016), la conservación de suelos (Atangana, Khasa, Chang y Degrande, 2014) y la biodiversidad (Bioversity International, 2017). En 2010, la agroforestería representaba 43% de las tierras agrícolas a escala global:

casi 1000 000 000 ha agrícolas cuentan con 10% o más en cobertura de sombra arbórea (Zomer *et al.*, 2016).

La agroforestería también representa un espacio clave para la agrobiodiversidad; es decir, la variedad y variabilidad de animales, plantas y micro-organismos que contribuyen directa o indirectamente a la alimentación y agricultura (Qualset y Shands 2005). La pérdida de agrobiodiversidad pone en riesgo no solo la nutrición y salud humana, pero también la sustentabilidad y resiliencia de los sistemas alimenticios (Bioversity International, 2017). El café producido en sistemas agroforestales (arbustos de café cultivados bajo la sombra de árboles) es un ejemplo del potencial de los agroecosistemas para cumplir de manera sincrónica con los objetivos de mitigación del cambio climático (reducción de emisiones y conservación de almacenes de carbono) y adaptación (fomentando biodiversidad, generando ingresos para pequeños productores, y fortaleciendo la resiliencia de paisajes de montaña sujetos a degradación y vulnerabilidad ante eventos extremos meteorológicos) (Altieri y Nicholls, 2017; Lasco, Delfino y Espaldon, 2014). Los cafetales bajo sombra almacenan cantidades de carbono comparables con la vegetación natural (Soto, Anzueto, Mendoza, Jimenez y de Jong, 2010; van Rikxoort, Schroth, Läderach y Rodríguez-Sánchez, 2014; Soto y Aguirre, 2015), con una riqueza de especies de plantas que se asemeja a los bosques y selvas que los albergan (Moguel y Toledo, 1999; Soto, Romero, Caballero y Segura, 2001). La sombra de los cafetales tiene múltiples servicios ambientales, incluyendo la amortiguación del estrés climático y el desbalance nutricional (Barradas y Fanjul, 1984; Beer, Muschler, Kass y Somarriba, 1998; López, Sotomayor, Amador y Shröder, 2015), mantenimiento de la biodiversidad (Rojas, Hartman y Almonacid, 2012; González, Enríquez, Rangel, García y Tejeda, 2012; Soto, 2013), fortalecimiento de sistemas de producción locales y medios de vida (Escamilla *et al.*, 2005; Méndez y Bacon, 2006; Toledo y Moguel, 2012), entre otros.

Los ecosistemas cafetaleros tienen una distribución bimodal en su estructura y forma de producción: arbustos de café sembrados en monocultivos con exposición libre al



sol (una forma de producción que tiende a crecer) o café bajo sombra; es decir, cafetos que crecen bajo un estrato arbóreo que le genera sombra (Vandermeer y Perfecto, 2012). Aunque la mayoría de las superficies cafetaleras en el mundo aún siguen siendo de *Coffea arabica* cultivado bajo algún tipo de sombra, políticas gubernamentales en respuesta a plagas y enfermedades en el marco de la Revolución Verde han sido fuertes impulsos hacia la producción intensiva, provocando una reducción de este sistema agroforestal en 20% de su superficie global desde 1996 (Jha *et al.*, 2014). Si bien ha bajado su importancia global en la cantidad de sacos de café producidos, la forma de producción de café en México sigue siendo mayoritariamente de *Coffea arabica*, cultivado bajo sombra diversa y con importantes contribuciones a los nichos de mercado especializados, en lo que algunas cooperativas de la zona de estudio (Sierra Madre de Chiapas) llaman “café de conservación”: orgánico, amigable con las aves y de pequeños productores.

Este tipo de agroforestería es una actividad predominante de la zona de estudio del presente artículo: en los 22 municipios de la Sierra Madre de Chiapas el café bajo sombra diversificada es manejado por pequeños productores cuyas parcelas cuentan con una superficie promedio de 1.77 ha<sup>1</sup>. La Sierra Madre de Chiapas constituye una ecoregión al compartir historia, actividad productiva (café bajo sombra), identidad, cultura, e incluso lazos familiares (debido a la particular forma de colonización de esta región montañosa a través de fincas cafetaleras y la posterior reforma agraria) (Libert-Amico, 2017). La región ha sido designada como “Corredor Biológico Sierra Madre del Sur, Chiapas” por parte del gobierno federal y también forma parte del Corredor Biológico Mesoamericano bajo la tutela de la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad [Conabio].

Un estudio de la cafeticultura en la región mesoamericana resaltó la particular relevancia de la producción de café en la Sierra Madre de Chiapas, donde el manejo “tradicional en agrobosques de café con complejos doseles de sombra” suministra importantes servicios ambientales: sumideros de carbono, hábitats para la biodiversidad, servicios hidrológicos, conservación de suelos y regulación térmica (Läderach *et al.*, 2013). Läderach *et al.* (2013) alertan sobre la vulnerabilidad de dichos ecosistemas agrícolas:

“las presiones del mercado y del clima han obligado a simplificar muchos sistemas de producción en la región—una estrategia contraproducente que destruye, en vez de desarrollar capacidad adaptativa a futuros cambios climáticos. A medida que las fincas cafetaleras no rentables abandonen este cultivo, es muy probable que se le den otros usos a la tierra, resultando en la fragmentación y pérdida del hábitat de agrobosque. Se teme que los incentivos futuros lleven al deterioro del ecosistema” (Läderach *et al.*, 2013: 33-34).

### Roya y cambio climático

El hongo *Hemileia vastatrix* comparte el endemismo con su hospedero, la planta de café; es decir, los dos organismos son originarios de las colinas de Etiopía y han convivido por siglos. En lo que McCook y Vandermeer (2015) han llamado “una cuarentena involuntaria”, al parecer el hongo de la roya no sobrevivió el paso del cafetal por la Península Arábiga antes de ser difundido como plantación colonial a través del globo, primero por el imperio otomano y luego por comerciantes venecianos y holandeses en el siglo XVI. Sin embargo, el comercio transoceánico del siglo XIX no tardaría mucho en difundir la roya por medio de sus embarcaciones coloniales. La roya fue “bautizada” por la ciencia occidental como *Hemileia* “devastadora” (*vastatrix* en latín) tras la destrucción de los cafetales de la isla de Ceilán (hoy Sri Lanka) en 1869. La roya llegaría eventualmente a Brasil 100 años después, cubriendo paulatinamente los cafetales de América Latina hasta su llegada al Soconusco, Chiapas, en 1981. Transportado por los vientos, en las plantas distribuidas, o en la

<sup>1</sup> Cálculo propio con base en el Padrón Nacional Cafetalero de 2014, que contabilizó en ese año 49 579 beneficiarios en el estado de Chiapas (34.68% del padrón nacional). En realidad, se estima que la superficie promedio será ligeramente mayor, ante inconsistencias en lo que los productores registran ante el padrón, errores en el levantamiento de datos y el hecho que productores que participan en cooperativas de café no indican dichos cafetales en el padrón en cuestión.

misma ropa y herramientas de trabajadores migrantes, hoy en día el hongo se ha difundido por todos los cafetales del mundo (Bebber, Castillo y Gurr, 2016).

Al contrario de lo esperado, el arribo de la roya a los cafetales de América Latina no tuvo los impactos devastadores pronosticados en un primer momento (McCook y Vandermeer, 2015). Sin embargo, la roya generó en la década de los 1990s epidemias puntuales y localizadas con severas afectaciones en la producción, tal como en Costa Rica en 1989-1990, Nicaragua en 1995-1996 y Honduras en 1995-1996 (Avelino, Muller, Eskes, Santacreo y Holguín, 1999). A pesar de esto, la roya dejó de ser parte de la agenda nacional e internacional. Avelino *et al.* (1999) argumentaron la necesidad de considerar la roya como una cuestión de vigilancia y atención constante: “Más de 20 años después [de su arribo a la región], la roya anaranjada ya no es un mito, es una realidad, bien establecida en el paisaje centroamericano, que amerita una atención permanente del sector cafetalero”.

Los limitados impactos de la roya y la influencia de otras plagas de importancia económica para el cafeto (la más renombrada en la zona siendo la broca, *Hypothenemus hampei*), junto con la desaparición del Acuerdo Internacional del Café y la consecuente liberalización del mercado del café, hicieron que la roya dejara de ser un punto de atención (McCook y Vandermeer, 2015).

Entre 2008 y 2011 la roya se manifestó en una epidemia que devastó la producción de café en Colombia (Rozo, Escobar, Gaitán y Cristancho, 2012). En una serie de brotes atípicos asociados al evento climatológico de la “Ola Invernal” de los años 2008-2012 esta epidemia generó pérdidas de hasta 31% en la cosecha colombiana (Avelino *et al.*, 2015). Pocos años después, la roya se manifestaría en brotes atípicos a través de Centroamérica y el Caribe, con graves impactos en la producción de café y la economía regional, particularmente dependiente del café. Para la temporada de lluvias de 2012, la roya afectó severamente todas las zonas productoras de café de Mesoamérica. El hongo sorprendió productores arriba de la cota de 1200 m sobre el nivel del mar (límite histórico de la plaga), mientras generaba pérdidas severas en Chiapas, Guate-

mala, Honduras, Nicaragua y Costa Rica (Barrera *et al.*, 2013). La afectación por roya en el ciclo 2012-2013 llevó a cinco países centroamericanos a declarar el brote como emergencia nacional: con 55% de afectación por roya de la superficie total dedicada al cultivo en Centroamérica, donde los cálculos iniciales estimaban pérdidas en la producción por casi 500 000 000 de dólares en dicho ciclo (Promecafe - Instituto Interamericano de Cooperación para la Agricultura [IICA], 2013).

Mientras reducían la producción regional de café Arábica y miles de empleos se perdían a través de la región (aumentando la presión sobre los flujos de migración), el comportamiento atípico de la roya se expandía. Hacia el sur, la epidemia se expresó en los cafetales de Ecuador y Perú a partir de 2013, mientras que en 2015 se denunciaba su impacto en la producción cafetalera de Bolivia. Hacia el norte, la epidemia – que ya estaba marcando estragos en los cafetales de las islas caribeñas – recorrió de Veracruz hasta Hidalgo y Nayarit. En el ciclo 2015-2016 productores de Oaxaca y Guerrero sufrieron pérdidas de hasta 95% debido a la roya, lo que generó serios riesgos a la seguridad alimentaria para pequeños productores marginados. En una cosecha históricamente baja que marcó la salida de México del “top ten” a escala global en volumen de producción, México importó en 2015/2016 más café del que produjo (International Coffee Organization [ICO], 2017).

Un dato clave es también preguntarse qué parámetros marcaron el brusco cambio en el comportamiento de una enfermedad presente en los cafetales desde décadas. La hipótesis de la evolución genética de la roya (es decir, que esta roya sea una raza nueva) es plausible, un derivado natural del encuentro entre el hongo y nuevos ecosistemas (*e.g.*, alturas más pronunciadas y nuevas variedades de café) y prácticas diferentes de control y manejo. Si para 1975 investigadores del Centro de Investigaciones de la Roya del Café (CIFC por sus siglas en portugués) habían registrado 14 razas fisiológicas de la roya (Rodrigues Jr., Bettencourt y Rijo 1975), en 2012 se encontraban 49 razas. En 2017, un investigador mexicano identificó 58 patotipos (razas fisiológicas) de la roya (Solano-Vidal,



2017). Aparte de una posible evolución genética de la roya, es plausible que cambios en el entorno sean factores claves. Vista la cobertura de la epidemia, no pareciera una cuestión localizada (Baker, 2014; Avelino *et al.*, 2015). Es así como mucha atención se ha puesto en el papel del cambio climático, con la hipótesis de la presente epidemia de la roya como expresión de las plagas y enfermedades que el cambio ambiental global generará (IPCC, 2014).

Los impactos de la roya, a la par con el aumento constante en la demanda de café, ha fomentado la búsqueda de variedades de *Coffea* spp. tolerantes a la enfermedad. La crisis de la roya en el sureste asiático llevó a la identificación en África y el posterior desarrollo de *Coffea canephora* P., una especie cuya variedad mejor conocida es robusta (McCook, 2013). Este café es resistente a la roya y a otras plagas de importancia económica, aunque también tiene sus predadores naturales. La plantación de robusta se distingue por ser cultivado con poca o nula sombra, por debajo de la cota de 800 m snm, con una mayor productividad y un alto contenido en cafeína. Sin embargo, una baja calidad del grano en sus características organolépticas marca el precio inferior que recibe este café en el mercado internacional (aproximadamente un tercio del precio del *C. arabica*), donde este café es empleado en mezclas del aromático y en la producción de café soluble y bebidas energéticas.

Tras cambiar los cafetales de los continentes africanos y asiáticos de *C. arabica* a *C. canephora*, se descubrió un híbrido natural en la isla de Timor que mezclaba genes de la primera especie con genes de resistencia a la roya de la segunda. Este “híbrido del Timor” se convertiría en el ancestro de una serie de variedades resistentes a la roya en promoción hoy en día, con diversos cruces genéticos que buscan mantener los genes de resistencia a la roya y mejorar la calidad en taza de este tipo de cafetal (Escamilla-Prado, Ruiz-Rosado, Zamarripa-Colmenero y González-Hernández, 2016; van der Vossen, Bertrand y Charrier, 2015).

Las variedades más conocidas en México de la familia Catimor (que deriva del cruce genético entre *C. arabica* variedad Caturra y el híbrido de Timor) incluyen Costa

Rica-95 (desarrollado en dicho país en 1995), Lempira (Honduras) y Oro Azteca (una variedad desarrollada en México por INIFAP) (Escamilla *et al.*, 2016). Estas variedades se caracterizan por ser de porte bajo, precoces (pueden empezar a producir a los tres años, mientras que su vida útil también es reducida), con alta productividad (produce más granos, aunque estos tienden a pesar menos) y exigentes desde el punto de vista nutricional. A pesar de expresar una aumentada tolerancia frente a la roya, estas variedades han recibido críticas por parte de los tostadores internacionales de café por su baja calidad en taza. Tal como argumenta McCook: “hasta ahora los cafés resistentes no han sido precisamente una panacea de cara al problema de la roya” (McCook, 2009).

Una característica fundamental de estas variedades es que no toleran la producción de altura bajo sombra, ya que son susceptibles a otras enfermedades micóticas como “ojo de gallo” (provocada por el hongo *Mycena citricolor*), Cercosporiosis, o Antracnosis, aunque existe poca información sobre estas enfermedades (Ruiz *et al.*, 2013). Estas variedades resistentes a la roya se cultivan bajo un porcentaje reducido de sombra, lo que implica la tala de la sombra al cambiar de variedades. De esta manera, estudios recientes han identificado el cambio de variedad en los cafetales como un determinante de deforestación y degradación forestal (Covaleda *et al.*, 2014), un punto central que se discute más adelante.

## El papel: planes de mitigación y adaptación

### *México en las primeras filas de la lucha contra el cambio climático*

México ha puesto énfasis en demostrar a escala internacional que está en las primeras filas de la lucha contra el cambio climático. México fue entre los primeros a escala mundial en adoptar una *Estrategia Nacional de Cambio Climático*, junto con una *Ley General sobre Cambio Climático* que entró en vigor en 2012. Con las discusiones sobre REDD+ (Reducción de la Deforestación y Degradación forestal más conservación, incremento en los almacenes de carbono y manejo forestal sostenible), el país

enarboló velozmente una serie de reformas legales para “cuadrar” el marco legal nacional con los requisitos internacionales (Carrillo y Ramírez, 2016).

En 2010, México presentó ante la 16ª Conferencia de las Partes (COP16) de la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre Cambio Climático [Cmnucc] en Cancún el posicionamiento *Visión de México sobre REDD+: Hacia una Estrategia Nacional*. Posteriormente la administración federal desarrolló su *Estrategia Nacional ante REDD+* (ENAREDD+), organizando una consulta nacional antes de divulgar la versión final en 2017 (Comisión Nacional Forestal [Conafor], 2017). Desde la participación de gobiernos estatales en el *Governor’s Climate and Forest Task Force* (GCF), hasta la negociación de la Iniciativa de Reducción de Emisiones (IRE) ante el Forest Carbon Partnership Facility (FCPF) del Banco Mundial, el país se ha mostrado como líder a escala internacional en el diseño y la implementación de proyectos de preparación hacia REDD+.

Las reformas y adaptaciones al marco legal e institucional en el país corresponden seguido a requisitos de financiadores internacionales de acciones de preparación y fortalecimiento institucional para hacer frente al cambio climático. Instituciones financieras internacionales marcan la pauta de los procesos de arreglos institucionales, particularmente en el contexto de las discusiones sobre REDD+, donde la Cmnucc estableció ciertos requerimientos para poder entrar en este mecanismo financiero aún en discusión. Estos requisitos incluyen: 1) la promulgación de una *Estrategia Nacional para REDD+* (ENAREDD+) debidamente consultada, 2) el establecimiento de los niveles de referencia (línea base) por medio del Inventario Nacional Forestal y de Suelos (INPyS) y sus versiones estatales correspondientes, 3) un sistema nacional de Monitoreo, Reporte y Verificación (MRV) y, 4) un sistema nacional de información sobre las Salvaguardas Sociales y Ambientales. En México, estos últimos dos puntos están en proceso, mientras que la ENAREDD+ fue divulgada en 2017 y los Inventarios Forestales Estatales están siendo elaborados para complementar el INPyS que ya ha sido actualizado (Libert-Amico y Trench, 2016).

En este contexto de nuevos marcos legales y arreglos institucionales, fondos internacionales y discusiones sobre programas y proyectos futuros de respuesta al cambio climático, se generaron en el país una gran cantidad de estudios, proyectos y programas.

### Los planes y programas en Chiapas relacionados con el café: desde lo nacional a lo local

La ENAREDD+ establece el manejo integrado del territorio orientado al desarrollo rural sostenible, lo que implica la necesidad de colaboración entre el sector forestal y el agropecuario, entre otros (Conafor, 2017). Bajo los lineamientos del FCPF del Fondo de Carbono del Banco Mundial, la Comisión Nacional Forestal está en la fase de inicio de la implementación de la Iniciativa de Reducción de Emisiones o IRE (Conafor, 2016), que plantea el pago por reducir emisiones por actividades de evitar deforestación (y degradación forestal). En el caso de Chiapas, las regiones de implementación propuestas inicialmente incluyen: Fraylesca, Istmo-Costa, Selva Lacandona y Zoque-Mezcalapa (Conafor, 2016). Los programas de inversión en la Sierra Madre de Chiapas (Cooperativa AMBIO S. C., 2015; Kibeltik Clima y Medio Ambiente A. C., 2016) reconocen el problema de la roya del café y la necesidad de conservar la sombra bajo estrategias de renovación de cafetales usando viveros de variedades arábicas compatibles con el manejo bajo sombra. Aunque se ha obtenido el reconocimiento de la Conafor del problema de la roya como motor de la deforestación y degradación forestal, requiriendo inversiones específicas para implementar acciones concretas, aún no queda claro si la IRE considerará esta opción o si habrá financiamiento disponible, particularmente relacionado a acciones *ex ante* y pagos *ex post* (Skutsch, Balderas-Torres y Carrillo-Fuentes, 2017).

Por otro lado, la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas [Conanp] estableció el programa de adaptación en áreas naturales protegidas de la Sierra Madre con 35 estrategias de adaptación por tipo de ecosistema (Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas [Conanp] - Fondo Mexicano para la Conservación de la



Naturaleza, A. C. [FMCN] – TNC, 2011). En el caso del bosque mesófilo de montaña, con cafetales bajo sombra, plantea la necesidad de establecer pagos por servicios ambientales por conservación y restauración y el café de conservación (sombra), entre otras acciones. Este programa, planteado antes del brote atípico de la roya en el 2012, ha tenido incidencia limitada en la gestión del problema de la roya, por escasez de recursos disponibles por la institución.<sup>2</sup>

El Gobierno de Chiapas (2011) fue uno de los primeros en desarrollar su *Programa de Acción Ante el Cambio Climático del Estado de Chiapas* (PACCCH), donde se plantean diversas acciones de mitigación y adaptación, incluido el tema de REDD+, la gestión de riesgos climáticos y la diversidad productiva, entre otras. Aunque el programa define actores para las líneas estratégicas y acciones, la falta de recursos de este programa para su implementación lo deja solo como un documento guía, en el mejor de los casos. La falta de una visión integral de desarrollo en el estado se refleja en sus programas regionales 2013-2018 de desarrollo (Gobierno de Chiapas, 2013), donde se plantean 13 proyectos estratégicos, con uno solo que propone la reforestación y conservación en una cuenca hidrográfica, sin relacionarlo con el tema de mitigación o adaptación, ni considerar el ecosistema cafetalero ni el impacto de la roya, ya evidente en esa fecha. No obstante, en el borrador de la Estrategia Estatal REDD+ (Ranero *et al.*, 2017) se plantea la necesidad de realizar una gestión de la roya bajo la perspectiva de evitar las pérdidas de la sombra (carbono) al introducir variedades de café a sol. Para inicios de 2018, esta estrategia está aún en revisión y no cuenta con recursos financieros para su implementación.

El PACCCH (Gobierno de Chiapas, 2011) planteó estrategias de adaptación usando simulaciones de escenarios climáticos para fundamentar sus propuestas de estrategias y acciones. Respecto a la cafecultura de la Sierra Madre de Chiapas se han realizado ejercicios similares (Schroth *et al.*, 2009; CI México A. C., 2011; Baca *et al.*, 2012), que plantean estrategias de adaptación como la

renovación de cafetales con variedades resistentes a plagas y enfermedades, gestión de la sombra y diversificación productiva. Ejercicios de modelación climática para la región afirman que la Sierra Madre de Chiapas, que cuenta hoy en día con 265 400 ha en áreas óptimas para café arábigo, podría para 2050 referir a solamente 6000 ha en áreas óptimas para café de calidad, lo que sugiere que la zona está en riesgo de dejar de ser una fuente de café de especialidad (Schroth *et al.*, 2009). Dados los análisis espaciales asociados a los escenarios climáticos, se ha planteado la necesidad de zonificar la región y definir las variedades apropiadas correspondientes (Schroth *et al.*, 2009; CI México A.C., 2011). En la gestión de riesgos climáticos (un componente de la adaptación al cambio climático) se ha propuesto el uso de seguros para compensar los impactos climáticos en los cafetales (Schroth *et al.*, 2009), así como el establecimiento de un fondo financiero común para café y cambio climático y el desarrollo de bonos de carbono y pagos por servicios ambientales (CI México A.C., 2011). Según Läderach *et al.* (2013), solo 10% del área dedicada a la producción de café en México está asegurada debido a los altos costos de los seguros disponibles.

El problema de la renovación de cafetales (la mayoría viejos y poco productivos), así como la gestión de plagas y el manejo de la sombra de los cafetales se han definido como de alta prioridad dentro del *Plan de Innovación de la Cafecultura en el Estado de Chiapas* (CRUO-UACH-INCA Rural-Amecafé-Sistema Producto Café, 2011), donde el plan identificaba en 2011 “un profundo problema de envejecimiento de cafetales”. En la realidad existe poca investigación en el país sobre las diferentes variedades y sus ventajas y desventajas.

La *Estrategia del Sector Cafetalero para la adaptación, mitigación y reducción de la vulnerabilidad ante el cambio climático en la Sierra Madre de Chiapas*, dada a conocer un año antes del brote inicial de roya, identifica una serie de amenazas a la cafecultura de la región, si bien apenas menciona en una ocasión la roya (CI México A.C., 2011). Por su parte, ejercicios de elaboración de planes de adaptación al cambio climático impulsados por

2 De 2015 a 2017, el presupuesto del sector ambiental en México sufrió un recorte del 50% (Cemda, 2016).

organizaciones ambientalistas en colaboración con cooperativas de café de la Sierra Madre de Chiapas (Alfaro y Linne, 2008; Aguilar y Amezcua, 2013a; 2013b) identifican en la roya el principal ejemplo de la amenaza de las plagas y enfermedades, quizá porque su elaboración coincidió con el inicio del brote. Sin embargo, las cooperativas en cuestión indicaron que dichos planes no fueron implementados, si bien uno de estos documentos concluye: “Las propuestas que se realizaron llevan el objetivo de disminuir la vulnerabilidad y los riesgos ante el cambio climático en las parcelas de café de los socios de la cooperativa y dan respuesta a sus principales preocupaciones y carencias” (Aguilar y Amezcua, 2013b). Estos esfuerzos, junto con las iniciativas de la Alianza México-REDD+ en Chiapas entre 2013 y 2017, se enfocaron en buenas prácticas, un elemento clave sin duda, pero que puede enfrentar una difusión limitada y no toca la esfera de las políticas gubernamentales y cuestiones estructurales. A través de estos registros se diagnostica un sector en crisis, con problemas estructurales que lo vuelven vulnerable ante los escenarios del cambio climático. Plantaciones viejas (CRUO-UACH-INCA Rural-Amecafé-Sistema Producto Café, 2011), falta de acceso a crédito (Dalberg, 2012), inexistencia de seguros (Läderach *et al.*, 2013), junto con una tendencia hacia la productividad por medio de la reducción de la diversidad y de la complejidad de las especies útiles empleadas en los sistemas agroforestales del café, ponen en riesgo no solo los ecosistemas sino también la economía local, la organización comunitaria y la diversificación de ingresos para sectores marginalizados de la sociedad.

La revisión de los planes y programas de adaptación al cambio climático plantean que existían elementos suficientes de conocimiento sobre los efectos de la roya de los cafetales y el manejo de la sombra, con acciones propuestas y alternativas financieras (bonos de carbono, pago por servicios ambientales) para el posible financiamiento de la adaptación. Aunque el brote atípico de la roya se presentó en el 2012, un año anterior ya se contaba con los elementos para la construcción de una política pública acorde a los pronósticos. Sin embargo, la brecha entre ciencia y práctica, información y acción, se expresa en que estos

ejercicios de papel no tuvieron impacto ni permitieron alinear esfuerzos y recursos sectoriales (federales, estatales y municipales).

## La acción: roya en la Sierra Madre

### *Los costos de la maladaptación*

En el ciclo 2011/2012 del cultivo de café se esperaba una recuperación de la cosecha nacional tras problemas asociados a precios y al clima (sequía) (Fideicomisos Instituidos en Relación con la Agricultura [FIRA], 2012). Después del impacto de la roya en los cafetales del país, en el ciclo 2016/2017 los pronósticos eran desalentadores, con una baja pronunciada en la producción del aromático (FIRA, 2016). Ante la presión de los productores y sus asociaciones, la Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación [Sagarpa] planteó el Plan Integral de Atención del Café (Sagarpa, 2016a) como una solución a la crisis, bajo una visión productivista clásica: aplicación de tecnología, viveros “tecnificados”, fondo de cobertura y renovación de cafetales (Renard y Larroa, 2017). Por medio de la alianza entre dependencias federales y empresas comercializadoras, el PIAC propone duplicar la producción nacional para el ciclo 2018/2019. El énfasis fue hacia la introducción de variedades mejoradas resistentes a la roya, con limitados requerimientos de sombra. La falta de atención a la sombra como una estrategia de conservación de la biodiversidad contradice la Estrategia de Integración para la Conservación y el Uso Sustentable de la Biodiversidad en el Sector Agrícola (2016-2022) (Sagarpa, 2016b), además de no considerar los sistemas productivos en uso en el país y en el estado. En el mismo tenor, el gobierno de Chiapas planteó el Programa Institucional 2013-2018 de la Comisión para el Desarrollo y Fomento del Café de Chiapas, cuyas acciones principales contemplaron la “introducción de plantas de variedades mejoradas y resistentes a las plagas y enfermedades, rehabilitación de cafetales, producción orgánica” (Gobierno de Chiapas, 2012). Similar al caso de la Sagarpa, las variedades introducidas fueron de exposición al sol, con requerimientos mínimos de sombra; contradiciendo así lo



definido en su Plan Estatal de Manejo Agroecológico del Café en Chiapas (Barrera, Parra-Vázquez, Barrera-Hernández, Jarquín-Gálvez y Pohlan, 2004).

Según documentos del PIAC, se estima que 210 000 000 de plantas certificadas fueron sembradas en una superficie de 70 000 ha a 80 000 ha en el año 2016 (Sagarpa, 2016a). Por otra parte, el gobierno de Chiapas anunció en 2014 la distribución en el sexenio actual de 55 000 000 de plantas resistentes a la roya como parte del “Programa de Innovación y Transferencia de Tecnología contra la Roya del Cafeto en Chiapas” (Libert, 2014). La colocación de plantas resistentes a la roya se ha realizado también mediante esquemas de crédito refaccionario ofrecidos por empresas comercializadoras de café, preocupadas por asegurar su materia prima. Ejemplos de estas campañas empresariales de renovación de cafetales mediante esquemas financieros con tasas de interés subsidiadas por entes públicos incluyen la campaña “Por más café” de la Exportadora Café California. Otro ejemplo yace en la iniciativa de Starbucks denominada “Todos sembramos café”, que propone la donación de una plántula de café resistente a la roya por cada saco de café vendido al consumidor ante el problema de la disminución en 65% de la producción en Chiapas en los últimos 4 años, según su sitio internet. Mediante esta iniciativa, Starbucks ha donado hasta la fecha 1 000 000 de plantas de café para un total de 330 ha renovadas en Chiapas; mientras que anuncia la meta de donar 4 000 000 de plantas para 2021 (Starbucks, s/f). La promoción de nuevas variedades que requieren menos sombra representa en los hechos un cambio de uso de suelo, al cambiar de policultivos bajo sombra diversificada a monocultivos de café de porte bajo y sombra reducida.

Las acciones realizadas por el gobierno federal y estatal para enfrentar la crisis socioecológica de la roya plantean que a pesar de contar con “papeles” de buenas prácticas, sus programas continuaron en la visión clásica productivista, sin considerar los costos ambientales o los impactos en los medios de vida de los productores. El uso de variedades bajo sol altera los medios y estrategias de vida de pequeños productores (superficies reducidas, tecnologías rústicas, manejo tradicional) al requerir mayores

insumos de fertilización, control de plagas y enfermedades, manejo de tejidos y labores culturales, principalmente, a cambio de una mayor productividad. Sin embargo, productores indican que una mayor productividad no deriva necesariamente en mejores ingresos, ante el aumento en los costos de producción, problemas con la cosecha de un grano que “pesa menos” y que contiene mucho grano “vano” y un menor precio pagado a la cooperativa por tener un grano de baja calidad en taza.

Según algunos investigadores, la mezcla de variedades con genes resistentes a la roya que ha llegado a poblar la región en el contexto de la epidemia de la roya será una fuerte presión de selección para la evolución genética de *Hemileia vastatrix* (Avelino y Rivas, 2013). No solo las plantas promovidas han perdido su resistencia a la roya (tal como en el caso de Costa Rica 95, Colombia, Lempira y Oro Azteca), sino que la introducción de plantas de café con genes de resistencia a la roya empuja a este organismo hacia la evolución genética, tal como se confirma con los “rumores” en 2017 en la región de una “nueva” roya más agresiva (La Prensa, 2017; Avelino y Rivas, 2013). De esta manera se vislumbra un problema persistente en el mediano plazo, demostrando que la producción de plantas con resistencia a la roya no es una solución sostenible o resiliente ante la epidemia: prácticas agrícolas como la fitocultura de variedades resistentes y la aplicación de fungicidas y pesticidas puede generar una evolución veloz de especies patógenas (Dwivedi, Sahrawat, Upadhyaya y Ortiz, 2013).

Las propuestas de atención al impacto de las plagas y enfermedades implementadas en Chiapas conducen a incrementar la vulnerabilidad de las poblaciones pobres y marginadas de la región, enfrascándolas en una ruta de desarrollo planteada desde fuera y sin su consulta. El planteamiento de estrategias alternativas para atender los servicios ambientales y los problemas de marginación y pérdida de estilos y medio de vida, entre otros, requiere de nuevos paradigmas ante eventos como la crisis de la roya (Harvey *et al.*, 2008; Chappell *et al.*, 2013).

Para realizar una primera evaluación de los costos asociados a la maladaptación implementada en relación

con el manejo de la sombra (carbono) en Chiapas, la tabla 1 muestra los almacenes de carbono en la biomasa aérea viva y suelo (0 cm - 30 cm), adaptado de Paz (2009). Los datos de la tabla 1 son medidos en campo y representan condiciones promedio obtenidos de diferentes fuentes, los cuales fueron actualizados y usados por Paz *et al.* (2012), con caracterizaciones de incertidumbre (Covaleda, Paz y de Jong, 2013), en la evaluación de escenarios de mitigación en Chiapas y en la zona. El uso de valores promedio permite una estimación de primer orden de los impactos de la maladaptación y no pretende caracterizar la incertidumbre asociada a los almacenes de carbono (biomasa aérea y suelo) analizados.

Los cambios en los almacenes de carbono asociados a la política implementada de atención al problema de la roya en la Sierra Madre de Chiapas (cambio de cafetal tradicional a cafetal sin sombra) implica una pérdida de 133 t C ha<sup>-1</sup> (Tabla 1). En el caso de cambio de actividades por abandono como consecuencia de la infestación de la roya en los cafetales implica pérdidas de 192 t C ha<sup>-1</sup> (cambio a milpa) o 172 t C ha<sup>-1</sup> (cambio a potrero), que son procesos de deforestación que pueden considerarse como instantáneos (en términos anuales). El acceso a fondos de apoyos o subsidios en la producción de café no se considera por el cambio de actividad realizada, tampoco se consideran los costos de oportunidad asociados con el cambio del uso de la tierra, ya que lo que se busca repre-

sentar son los costos de las decisiones actuales tomadas por los productores. Usando un precio conservador del valor de una tonelada de bióxido de carbono (carbono multiplicado por un factor de 3.67) de USD 3.00 – escenario bajo – y USD 8.00 – escenario alto – (Hamrick y Gallant, 2017) y una paridad peso-dólar de MXN 19.00; entonces, el caso de quitar la sombra tiene un costo entre MXN 27 822 (escenario bajo) y MXN 74 192 (escenario alto); el cambio de cafetal rústico bajo sombra a milpa tiene un costo entre MXN 40 164 (bajo) y \$107 105 (alto) y el cambio a potrero entre MXN 35 980 (escenario bajo) y MXN 95 948 (escenario alto). Estos costos fueron obtenidos de considerar el precio del carbono (bióxido de carbono) y las pérdidas de los cambios de actividad.

Considerando los apoyos del gobierno federal y estatal relacionados con medidas para enfrentar el problema de la roya en los cafetales, las cifras presentadas muestran que los productores pierden entre 13 veces (escenario bajo) y 37 veces (escenario alto) lo que reciben para fomentar la práctica de quitar la sombra al utilizar variedades bajo sol. Los cambios de uso del suelo a milpa o potrero implican pérdidas entre 15 veces (escenario bajo) y 50 veces (escenario alto) los apoyos susceptibles a recibir en el ejercicio de estas prácticas. Como contexto, por ejemplo, Escobar (2016) ha estimado una tasa de deforestación de 6.4% (2000-2015) en la región del Soconusco, con una pérdida de alrededor de 50% de la sombra, que implicaría pérdidas, conservadoramente, de más de 2 000 000 t de carbono producto de los cambios de cafetales bajo sombra a otros usos.

En relación con la agrobiodiversidad, un inventario de diversidad florística en cafetales de la Sierra Madre de Chiapas realizado en 2016 por parte del Programa Mexicano del Carbono [PMC] (82 sitios de muestreo de 0.1 ha por sitio) reveló la presencia de más de 506 especies de plantas, incluyendo diez especies bajo alguna categoría de protección según la NOM-059-Semarnat-2010 (Sánchez-Sánchez, Libert-Amico y Paz-Pellat, 2016). Esto representa 17% de las especies registradas en el Inventario Nacional Forestal y de Suelos 2004-2009 (Rojas, Wegier y Ponce, 2014) y 59% de los taxa registrados en el inven-

Tabla 1. Almacenes de carbono asociados a los usos del suelo ( $\approx$  20 años).

Sistema	Suelo (t C ha <sup>-1</sup> )	Biomasa aérea (t C ha <sup>-1</sup> )	Total (t C ha <sup>-1</sup> )
CS	120	007	127
CI	130	043	173
CT	180	080	260
MM	066	002	068
PSA	080	008	088

Cafetal con sombra de policultivo (tradicional) (CT), Cafetal sin sombra (CS), Cafetal con sombra de Inga (CI), Milpa de maíz (MM), Pastizal sin árboles (PSA).



tario estatal de Chiapas (Conafor, 2014). Los análisis presentados muestran importantes pérdidas ambientales asociadas a políticas encaminadas a incrementar la vulnerabilidad de los productores. Contrario a la estrategia actual, el reconocimiento de los servicios ecosistémicos podría ser monetizada en los mercados voluntarios del carbono (Hamrick y Gallant, 2017), sin menoscabo de considerar precios mejores por tener una biodiversidad asociada.

### **Campaña del PMC: bases para desarrollos futuros**

Ante la amplitud de la crisis socioecológica generada por la epidemia de la roya en México, se consolidó una red interdisciplinaria de investigadores, impulsada por el PMC<sup>3</sup> para buscar opciones de atención enfocados en la Sierra Madre de Chiapas.

Construyendo sobre la base de investigación académica realizada en la zona desde 2010 (Paz *et al.*, 2012), se inició un diálogo con actores claves de la región, particularmente las cooperativas de café que venden por medio de las redes de comercio justo, para analizar colectivamente la propuesta. Ante el interés expresado por parte de productores en participar en esta iniciativa de investigación colaborativa, se arrancó con una fase de diagnóstico, juntando trabajo de campo con investigación de gabinete.

La Campaña a favor de los acervos de carbono y la biodiversidad en cafetales bajo sombra: “Una REDD+ para Salvar la Sombra de la Sierra Madre de Chiapas” busca contribuir ante la presente epidemia con datos científicos, amplio trabajo de campo y la construcción de acuerdos con los actores sociales del territorio. Ante una crisis socioecológica en la cual existe poca información, el PMC propuso medir los impactos de la presente epidemia de la roya por medio de la realización de inventarios de carbono y de biodiversidad en diferentes ecosistemas cafetaleros y ex cafetaleros. De esta manera, se espera llenar vacíos de información sobre los impactos de la presente crisis en los almacenes de carbono de esta ecorregión marcada por contar con una alta biodiversidad en sus selvas

medianas, selvas bajas y bosques mesófilos protegidos por parques naturales de competencia federal y estatal.

El complejo panorama de la roya y sus múltiples impactos fueron sistematizados por medio de 102 entrevistas semiestructuradas en 45 localidades de 16 municipios de la zona de estudio (Wong y Libert, 2016). A la par de este proceso se realizaron inventarios de carbono y de diversidad florística en 233 sitios de muestreo a través de la región (Libert-Amico, Wong-González y Paz-Pellat, 2017). Esto sitios siguieron la metodología inspirada en IPCC (2014) y diseñada por el PMC, que incluye la medición del contenido de carbono en todos sus almacenes y la identificación de todas las especies florísticas en un sitio de 1000 m<sup>2</sup> (PMC, 2016a, b y c).

En un primer momento, fue clave dilucidar el andamiaje de la roya del café y su impacto en el bienestar económico, social y ambiental de la región. Pérdidas en la producción de café – ingreso principal para esta región montañosa – generan problemas sociales y ambientales. Las acciones de respuesta institucional a la crisis de la roya han fomentado un cambio de uso del suelo en la región. Pérdidas en la producción de café han llevado al abandono de la cafecultura bajo sombra, remplazando esta por maizales o pastizales (ecosistemas con limitados almacenes de carbono y pocos servicios ecosistémicos debido a la limitada diversidad florística) o a cafetales renovados con variedades resistentes a la roya, que requieren de menos sombra y más insumos externos para su óptima nutrición. En el marco de las discusiones a escala internacional sobre la reducción de emisiones y la conservación de los acervos de carbono en los bosques tropicales, la campaña ante la roya del café en la Sierra Madre resalta la contribución de sistemas agroforestales a la concreción de compromisos internacionales. Una iniciativa internacional que busca innovar ante el amplio desafío del cambio climático es el “Desafío Bonn”, un compromiso global para restaurar paisajes, enfatizando aumentar los acervos de carbono más que evitar las emisiones. Como parte de este desafío global, el gobierno de México se comprometió con la Iniciativa 20x20 en la COP de Lima, Perú, a finales de 2014, con la meta de restaurar 8 400 000 ha (7 000 000 ha por

<sup>3</sup> [http://pmcarbono.org/pmc/proyectos/REDD\\_para\\_Salvar\\_la\\_Sombra\\_Sierra\\_Madre\\_Chiapas.php](http://pmcarbono.org/pmc/proyectos/REDD_para_Salvar_la_Sombra_Sierra_Madre_Chiapas.php).

la Sagarpa y 1 400 000 ha por la Conafor) para el año 2020 (Meli *et al.*, 2017). Los sistemas agroforestales y la integración de plantas perennes en agroecosistemas podrían constituir una herramienta potencial para el cumplimiento de este objetivo. Por ejemplo, en la cuenca El Tablón, municipio de Villaflores, en la Reserva de la Biósfera La Sepultura de la Sierra Madre de Chiapas, productores han fomentado el establecimiento en zonas degradadas de nuevos cafetales con variedades que requieren menos sombra. En este caso, plántulas de las familias Catimor y Sarchimor son empleadas en esquemas de revegetación o restauración productiva en zonas degradadas por actividades de agricultura o ganadería. Acompañada de la correcta asesoría sobre las exigencias particulares de estas variedades en relación con nutrición de suelos, acidez y manejo de tejidos, esta política de restablecer cobertura vegetal en zonas degradadas podría representar un mecanismo de revegetación y restauración productiva, combinando la cafecultura con el aprovechamiento forestal, capturando carbono en biomasa aérea y suelos donde antes no había árboles ni materia orgánica en los suelos.

En la misma perspectiva, la Sagarpa se comprometió a participar en la “Iniciativa 4/1000: Suelos para la seguridad alimentaria y el clima”, un compromiso para incrementar anualmente en 0.4% el almacén de carbono en los suelos agrícolas. El fomento de plantas perennes en sistemas de producción agrícola (como los sistemas agroforestales) constituyen una herramienta potencial para el cumplimiento de este objetivo, ya que la integración de materia orgánica en los suelos contribuye a este almacén de carbono. Adicionalmente, reconociendo que dos terceras partes de los 2 000 000 km<sup>2</sup> de superficie terrestre del país se encuentra encima de los 1000 m snm y que 47% de estos cuentan con pendientes superiores a 27% (World Bank, 2017), la producción de café es una alternativa de conservación de suelos y combate a la erosión.

Ante el complejo panorama de la epidemia de la roya, la iniciativa de investigación-acción del PMC ha construido con base en datos empíricos y el diálogo continuo con el sector cafetalero una serie de acciones. Estas propuestas buscan fomentar las sinergias entre

mitigación y adaptación al cambio climático inherentes a los sistemas agroforestales bajo el lema de “conservar produciendo, producir conservando” (Toledo y Ortiz-Espejel, 2014).

Si bien la renovación de los cafetales es una urgencia, la elección de variedades de café compatibles con los ecosistemas locales, las redes comerciales y las formas de producción resulta clave. La búsqueda de nuevas variedades resistentes a la roya se justifica al analizar que los cafetales en las Américas emplean menos de una docena de variedades de cafés, derivadas de las primeras especies originalmente traídas al continente por colonos europeos (van der Vossen *et al.*, 2015). Globalmente, la producción comercial de café arábica no cuenta con la diversidad genética necesaria para ser resistente al estrés ambiental que los escenarios de cambio climático futuro pronostican (Bramel, Krishnan, Horna, Lainoff y Montagnon, 2017).

La campaña del PMC propuso la identificación en campo, con base en los saberes locales de los mismos productores, de variedades de café que son tolerantes a la roya, a la vez que son compatibles con el manejo bajo sombra y orgánico y, cuentan con una alta calidad en taza. En colaboración con productores, cooperativas de café y especialistas agrónomos, se ha logrado identificar la existencia de variedades que cumplen con las necesidades de producción y conservación a la vez. De esta manera, la campaña propone un Programa Estratégico de Renovación de Cafetales, clasificando variedades de café por ecosistema (por medio de una zonificación de variedades de café, estructura del cafetal y tipología de productores). Esta estrategia reconoce la demanda creciente, tanto nacional e internacional, del mercado de café, buscando atender dicha demanda con una oferta diversificada.

La iniciativa de investigación-acción plantea actividades que aseguren mejores rendimientos y calidad en la producción, con variedades de café tolerantes a las enfermedades presentes y futuras, manejados bajo indicadores de agrobiodiversidad (Bioversity International, 2017). A la vez, se plantea obtener un mejor precio para el productor, llegando a nuevos nichos de mercado por medio de la



certificación de cafetales bajo sombra por sus aportaciones en captura de carbono y biodiversidad.

Aparte de buscar una mejor producción y un mejor precio para el café de los productores interesados, la campaña propone mecanismos financieros de diversificación de ingresos. Estos varían desde un pago por servicios ambientales por concepto de agrobiodiversidad, hasta la participación de los productores en mercados de bonos de carbono y el desarrollo de un seguro paramétrico catastrófico que permitiría una compensación financiera ante pérdidas documentadas por concepto de roya del café u otras plagas o enfermedades.

Sin embargo, para inicios de 2018 la mayor parte de las propuestas de la Campaña “Una REDD+ para Salvar la Selva” están en la etapa de pasar del papel a la acción. A pesar de proveer estudios técnicos que justifiquen la relevancia y pertinencia de las iniciativas, la toma de decisiones en la construcción de políticas gubernamentales no depende exclusivamente de la información y los datos. Falta no solo más trabajo de investigación, sino también la construcción de una plataforma de interlocución y negociación con las instituciones de gobierno y el sector privado, quienes continúan mostrando una falta de transparencia y rendición de cuentas en sus procesos de toma de decisión.

De esta manera, la campaña del PMC se ha dedicado al trabajo de campo y la construcción de acuerdos con el sector cafetalero local, actores de la sociedad civil e instituciones de gobierno para implementar las propuestas de acción. En septiembre de 2017 se realizó la segunda Asamblea de la Campaña a favor de los acervos de carbono y la biodiversidad en cafetales bajo sombra en las instalaciones de la cooperativa Comon Yaj Noptic (Nuevo Paraíso, municipio La Concordia, Chiapas). Esta Asamblea permitió la divulgación y discusión de los resultados de los inventarios de carbono, biodiversidad y análisis de fertilidad de suelos realizados a través de la Sierra Madre de Chiapas (Programa Mexicano del Carbono [PMC], 2017). Adicionalmente, se establecieron acuerdos de seguimiento a la iniciativa de investigación-acción, incluyendo acciones para fortalecer la resiliencia genética de los cafetales

bajo sombra por medio de un protocolo científico para la renovación estratégica con variedades de café tolerantes a la roya del café, a la vez que son compatibles con el manejo agroecológico en sistemas agroforestales.

Un tema central del seguimiento de la campaña ha sido la construcción de acuerdos para fortalecer la resiliencia financiera de productores cafetaleros ante eventos climáticos. Esto incluye la colaboración con Agroasemex, S. A., una paraestatal de la Secretaría de Hacienda y Crédito Pública (SHCP). Las sociedades mutualistas de riesgo o fondos de aseguramiento, bajo la tutela de Agroasemex, ofrecen una cobertura de carácter paramétrica (orientada a proteger eventos extremos como plagas y enfermedades) y se encuentra actualmente en operación en predios agropecuarios (Agroasemex, 2006). Como parte de esta iniciativa de investigación-acción, se propone el diseño de un esquema de seguro paramétrico particular ante la roya del café en la Sierra Madre de Chiapas, basado en conocimiento científico y tecnologías satelitales.

Finalmente, en la Asamblea de la Campaña se tomó el acuerdo de seguir promoviendo valor agregado al café y diversificación de ingresos para las comunidades cafetaleras por medio de esquemas de mercados de bonos de carbono y pagos por servicios ecosistémicos, con base en un sistema comunitario de monitoreo de carbono y agrobiodiversidad; una estrategia en proceso de implementación para inicios de 2018.

### Discusión: problemas de encaje entre papel y acción

En este trabajo se presentan una serie de programas, planes y estudios técnicos diseñados en respuesta al cambio climático para la región de estudio, con un enfoque en la actividad cafetalera de la Sierra Madre de Chiapas. Si bien muchos identifican una serie de problemas que atender, a la vez que realizan propuestas de acción, persiste el “problema de encaje” (“problem of fit”) entre papel y acción, entre diseño e implementación. De esta revisión sobresalen tres tendencias claves para analizar la relación entre el papel y la acción en la construcción de respuestas al cambio climático; 1) visiones sectoriales que obstaculi-

zan un análisis integral de la problemática. Los estudios de impacto del cambio climático para el presente tema de interés hablan de un “manejo integrado del territorio”, sin embargo, las acciones en el terreno siguen líneas sectoriales (Trench, Larson y Libert, 2017). Si bien la producción de café bajo sombra presenta puentes posibles entre actividades de conservación y producción, los llamados a la visión integral del territorio y la coordinación interinstitucional no han logrado ir más allá de lo discursivo y las buenas intenciones. Mientras abundan las generalidades, otros por su parte se focalizan en buenas prácticas; los programas de respuesta obvian elementos claves para poder justificar acciones prediseñadas, mostrando limitada flexibilidad y resiliencia ante un futuro incierto. El avance paulatino de la epidemia de la roya, desde Colombia en 2008 a Centroamérica a partir de 2010 a Chiapas en 2012 y posteriormente a todos los cafetales del país, ilustra la nula comunicación y baja capacidad de adaptación ante eventos inesperados. Otra deficiencia en el papel mismo es que los planes, programas y estudios tienden a ser diseñados “de arriba hacia abajo”, resultando en proyectos exógenos que pueden obviar realidades y particularidades locales, como la especial forma de agricultura de la Sierra Madre de Chiapas y el potencial de los sistemas agroforestales de café en responder a los desafíos futuros; 2) existen amplias barreras para que el papel pueda traducirse en acción. Esto es un desafío clave de la esfera política en general, donde contar con información clara, concisa y de calidad no es suficiente para asegurar una toma de decisiones informada (Plumer, 2017). Una de las debilidades de los llamados “estudios de gabinete” es la desvinculación con la realidad local y la perspectiva de los actores locales; persiste una desunión entre quienes realizan los estudios y la población objetivo de dichos planteamientos. En el marco de los incrementos en el financiamiento disponible para planes y programas en las áreas de cambio climático y desarrollo sostenible, aumentan la cantidad de estudios subcontratados a especialistas externos quienes son contratados puntualmente para realizar en un breve tiempo un registro que llena un vacío identificado en el quehacer de la organización en cuestión.

Este es un ejemplo de lo que se ha llamado la “economía de los pequeños encargos” (“*gig economy*” en inglés), con un mercado laboral donde prevalecen trabajos temporales y flexibles, en el cual las empresas contratan consultores independientes en vez de empleados de tiempo completo con las correspondientes prestaciones por ley. Esta economía determina los intercambios en los estudios, planes de manejo y programas de respuesta al cambio climático pagados por gobiernos u organizaciones no gubernamentales nacionales e internacionales a consultores independientes, quienes tienden a manejar varios contratos a la vez o estar sin empleo por largos periodos. Esta economía enfocada en productos en vez de procesos ilustra la desvinculación entre estudios, planes y programas y la población afectada por dichos estudios, planes y programas; 3) discrepancias en la transición de papel a la acción. En ocasiones, las acciones implementadas simplemente no toman en consideración los diagnósticos y las recomendaciones de los estudios existentes. La falta de consideración del conocimiento previamente acumulado puede llevar a acciones erróneas que causan más problemas de los que solucionan. Lo última se ilustra en este caso con el ejemplo de la maladaptación a la crisis de la roya del cafeto al delimitar el problema como exclusivamente de productividad. La cadena de valor en el café no es determinada únicamente por el volumen de café cereza, sino también por otras consideraciones tangibles (como la diversificación de ingresos que con el uso de especies útiles como sombra en los cafetales) e intangibles (como la calidad en taza y la provisión de servicios ecosistémicos). La acción propuesta en respuesta a la epidemia de la roya pone en riesgo los beneficios que se derivan de la forma de producción de café bajo sombra diversificada: captura de carbono, hábitats para la biodiversidad, pero también aportaciones a los compromisos internacionales, por ejemplo. A la evaluación de esta acción promulgada sin considerar los diagnósticos y las recomendaciones disponibles, habría que añadir también el impacto de las pérdidas económicas, el aumento en la migración y la presión hacia cultivos ilícitos (elementos difíciles de cuantificar para los fines del presente escrito).



En la perspectiva anterior, las propuestas de acción informada enfrentan de igual forma una serie de obstáculos, desde la comunicación de la ciencia y la difusión de los resultados, a la construcción de puentes con los actores de la sociedad civil para combinar estudios científicos con presión social. La acción requiere estar basada en información, pero también en diálogos que movilicen las herramientas de la ciencia en colaboración con los conocimientos locales, buscando responder a la coyuntura mediante el diálogo en foros multiactores. De hecho, las acciones que plantea el PMC en la campaña Una REDD+ para Salvar la Sombra arriesgan no poder pasar del papel a la acción. Al ser un proyecto de investigación, cuenta con un plazo limitado de intervención ante la falta de financiamiento y respaldo institucional, mientras que ya de por sí la crisis de la roya es una crisis temporal y también ventana de oportunidad para generar cambios que además tiene fecha de caducidad (si bien se teme que otras plagas y enfermedades tomen velozmente el lugar de la roya como determinante de la crisis en el sector cafetalero).

## CONCLUSIONES

Los desafíos que presenta el cambio climático son diversos, intersectoriales y complejos. Mientras que se necesita aumentar la producción agrícola para alimentar una población en crecimiento exponencial, el ampliar la frontera agropecuaria impacta recursos naturales finitos. No obstante, este trabajo postula que la agricultura puede dejar de ser determinante del cambio climático para ofrecer soluciones a la crisis, contribuir a mitigar emisiones y aportar herramientas y capacidades para la adaptación. Adicionalmente, se propone aprender de la estrategia campesina de “no tener todos los huevos en la misma canasta”, adoptando estrategias múltiples para facilitar la diversificación de ingresos en zonas de alta marginación.

Si bien México ha avanzado en mantenerse en las primeras filas de respuesta al cambio climático -sobre todo, en relación con los debates internacionales-, el campo mexicano muestra tener un potencial desaprovechado para aportar herramientas integrales ante los desafíos del

cambio climático. Los sistemas agroforestales de café no solo sustentan familias campesinas e indígenas a través del país, resultando viable ser productor del campo en el contexto del minifundismo mexicano, sino también pueden aportar a las acciones necesarias para poder enfrentar los amplios y múltiples desafíos de un futuro incierto. Este trabajo presenta una reflexión sobre la distancia entre papel y acción cuando se refiere a la mitigación y adaptación al cambio climático. Se ilustran los costos de dicho problema de encaje a través de un análisis de la pérdida de servicios ecosistémicos en cafetales bajo sombra ante la promoción de una intensificación productiva en café y simplificación de la estructura de la sombra en estos sistemas agroforestales.

La presente epidemia de la roya del cafeto es un problema complejo: una crisis multifacética con varias causas y diversas consecuencias. La propuesta del PMC identifica aspectos invisibilizados de la crisis, en un contexto donde la atención a la misma ha sido deficiente, causando nuevos problemas hacia el futuro. El reconocimiento de los impactos de dicha epidemia en las emisiones de carbono y la pérdida de biodiversidad permite crear nuevas sinergias institucionales y formas de colaboración multinivel, con el objetivo claro de derivar en resultados concretos a favor de las comunidades cafetaleras, la economía regional y los ecosistemas.

Será clave para el éxito de las propuestas combinar datos duros científicos sobre la magnitud del problema y sus posibles consecuencias, con la presión social de un sector productivo con limitada experiencia de organización social y negociación política, pero una amplia representatividad en el mundo rural e indígena del país.

## REFERENCIAS

- Agroasemex. (2006). *La experiencia mexicana en el desarrollo y operación de seguros paramétricos orientados a la agricultura*. Querétaro: Agroasemex.
- Aguilar, S., & Amezcua, I. (2013a). *Plan de adaptación al cambio climático en cooperativas de café Comon Yaj Noptic*. San Cristóbal de las Casas, Chis.: Pronatura Sur A.C. y WWF.

- Aguilar, S., & Amezcua, I. (2013b). *Plan de adaptación al cambio climático en cooperativas de café Sociedad de Producción Rural de Responsabilidad Ilimitada Unión Ramal Santa Cruz*. San Cristóbal de las Casas, Chis.: Pro-natura Sur A.C. y WWF.
- Alfaro, J., & Linne, K. (2008). *Adaptación al cambio climático para los pequeños productores. Estrategia de adaptación al cambio climático Más Café, Chiapas*. Chiapas: GTZ y Más Café.
- Altieri, M., & Nicholls, C. I. (2017). The adaptation and mitigation potential of traditional agriculture in a changing climate. *Climatic Change*, 140(1), 33-45. doi: 10.1007/s10584-013-0909-y
- Antwi-Agyei, P., Dougill, A. J., & Stringer, L.C. (2014). Barriers to climate change adaptation: evidence from northeast Ghana in the context of a systematic literature review. *Climate and Development*, 7(4): 297-309. doi: 10.1080/17565529.2014.951013
- Atangana, A., Khasa, D., Chang, S., & Degrande, A. (2014). Agroforestry for soil conservation. En A. Atangana, D. Khasa, S. Chang, & A. Degrande. *Tropical Agroforestry* (pp. 203-216). Dordrecht: Springer. doi: 10.1007/978-94-007-7723-1\_9
- Avelino, J., Cristancho, M., Georgiou, S., Imbach, P., Aguilar, L., Bornemann, G., Läderach, P., Anzueto, F., Hruska, A., & Morales, C. (2015). The coffee rust crisis in Colombia and Central America (2008.2013): impacts, plausible causes and proposed solutions. *Food Security*, 7(2), 303-321. doi: 10.1007/s12571-015-0446-9
- Avelino, J., & Rivas, G. (2013). *La roya anaranjada del cafeto*. Versión electrónica n.1 (3 de diciembre). HAL. Recuperado de <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-01071036>
- Avelino, J., Muller, R., Eskes, A. B., Santacreo, R., & Holguín, F. (1999). La roya anaranjada del cafeto: mito y realidad. En B. Bertrand, & B. Rapidel (eds.), *Desafíos de la cafeticultura en Centroamérica* (pp. 193-241). San José, Costa Rica, Instituto Interamericano de Cooperación para la Agricultura [IICA]; Promecafe; Cirad; IRD; CCCR-Francia.
- Baca, M., Läderach, P., Ovalle, D., Ocón, S., Gomez, L., Garcia, S., & Carmona, S. (2012). *Vulnerabilidad y estrategias de adaptación al cambio climático en los medios de vida de las familias cafetaleras de México*. Managua, Nicaragua: Centro Internacional de Agricultura Tropical.
- Baker, P. (2014). The 'Big Rust': an update on the coffee leaf rust situation. *Coffee & Cocoa International*, 40(6), 37-39.
- Barradas, V. L., & Fanjul, L. (1984). La importancia de la cobertura arbórea en la temperatura del agroecosistema cafetalero. *Biotica*, 9, 415-421.
- Barrera, J., Avelino, J., Huerta, G., Herrera, J., & Gómez, J. (2013). La roya del café: crónica de una devastación anunciada. *Ecofronteras*, 49, 22-25.
- Barrera, J. F., Parra-Vázquez, M., Barrera-Hernández, O. B., Jarquín-Gálvez, R., & Pohlan, J. (2004). *Plan estatal de manejo agroecológico del café en Chiapas: guía hacia una cafeticultura sustentable*. Tapachula, Chiapas: Comisión para el Desarrollo y Fomento del Café de Chiapas-El Colegio de la Frontera Sur.
- Bebber, D. P., Castillo, Á. D., & Gurr, S. J. (2016). Modelling coffee leaf rust risk in Colombia with climate reanalysis data. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 371, 20150458. doi: 10.1098/rstb.2015.0458. doi: 10.1098/rstb.2015.0458
- Beer, J., Muschler, R., Kass, D., & Somarriba, E. (1998). Management in coffee and cacao plantations. *Agroforestry Systems*, 8, 139-164. doi: 10.1023/A:1005956528316
- Biodiversity International (2017). *Mainstreaming Agrobiodiversity in Sustainable Food Systems: Scientific Foundations for an Agrobiodiversity Index*. Biodiversity International, Rome.
- Boonstra, W. J. (2016). Conceptualizing power to study social-ecological interactions. *Ecology and Society*, 21(1), 21. doi: 10.5751/ES-07966-210121.
- Bramel, P., Krishnan, S., Horna, D., Lainoff, B., & Montagnon, C. (2017). *Global conservation strategy for coffee genetic resources 2017*. Crop Trust y World Coffee Research. Recuperado de [https://worldcoffeeresearch.org/documents/42/Coffee\\_Strategy\\_Low\\_Res.pdf](https://worldcoffeeresearch.org/documents/42/Coffee_Strategy_Low_Res.pdf).
- Carrillo, J. C., & Ramírez, A.V. (2016). *Estudio legal: Facultades y responsabilidades del manejo forestal y del suelo ante REDD+ en México*. Documento Ocasional 150. Bogor, Indonesia: Cifor. doi: 10.17528/cifor/006024



- Centro Mexicano de Derecho Ambiental, A. C. [Cemda]. (2016). *Arranca la COP13 con nuevas Áreas Naturales Protegidas para México, ¿y los recursos para gestionarlás, cuándo?*. 5 diciembre. Recuperado de <http://www.cemda.org.mx/arranca-la-cop13-con-nuevas-areas-naturales-protégidas-para-méxico-y-los-recursos-para-gestionarlas-cuando/>.
- Chappell, M. J., Wittman, H., Bacon, C. M., Ferguson, B., Gracia, L., Garcia, R., Jaffee, D., Lima, J., Mendez, V. E., Morales, H., Soto, L., Vandermeer, J., & Perfecto, I. (2013). Food sovereignty: an alternative paradigm for poverty reduction and biodiversity conservation in Latin America. *F100Research*, 2, 325. doi: 10.12688/f1000research.2-235vi
- CI México A. C. (2011). *Estrategia del sector cafetalero para la adaptación, mitigación y reducción de la vulnerabilidad ante el cambio climático en la Sierra Madre de Chiapas*. Tuxtla Gutiérrez, Chiapas: Conservation International Mexico, A. C.
- Clar, C., Prutsch, A., & Steurer, R. (2013). Barriers and guidelines for public policies on climate change adaptation: A missed opportunity of scientific knowledge brokerage. *Natural Resources Forum*, 37, 1-18. doi: 10.1111/1477-8947.12013
- Clément, V., & Rivera, J. (2017). From adaptation to transformation: an extended research agenda for organizational resilience to adversity in the natural environment. *Organization & Environment*, 30(4), 346-365. doi: 10.1177/1086026616658333
- Convención Marco de las Naciones Unidas sobre Cambio Climático [Cmnucc]. (2015). *Adoption of the Paris Agreement*. Report No. FCCC/CP/2015/L.9/Rev.1. Recuperado de <http://unfccc.int/resource/docs/2015/cop21/eng/l09r01.pdf>.
- Comisión Nacional Forestal [Conafor]. (2017). *Estrategia Nacional para REDD+*. Zapopan, Jalisco. Recuperado de <http://www.conafor.gob.mx/web/temas-forestales/bycc/redd-en-mexico/estrategia-nacional-redd-enaredd/>
- Comisión Nacional Forestal [Conafor]. (2016). *Documento de la Iniciativa de Reducción de Emisiones [IRE]*. Documento preparado para Forest Carbon Partnership Facility (FCPC) Zapopan, Jalisco, México: Carbon Fund.
- Comisión Nacional Forestal [Conafor]. (2014). *Inventario Estatal Forestal y de Suelos del estado de Chiapas*. Guadalajara, Jalisco, México: Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Gobierno del Estado de Chiapas.
- Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas [Conanp] - Fondo Mexicano para la Conservación de la Naturaleza, A. C. [FMCN] - TNC. (2011). Programa de adaptación al cambio climático en áreas naturales protegidas del complejo Sierra y Costa de Chiapas. México, D.F.: Comisión Nacional de Áreas Nacionales Protegidas.
- Concheiro, L., & Robles, H. (2014). Tierra, territorio y poder a cien años de la reforma agraria en México: Lucha y resistencia campesindia frente al capital. En G. Almeyra, L. Concheiro, J. M. Mendes, & C. W. Porto-Gonçalves (eds.), *Capitalismo: Tierra y poder en América Latina (1982–2012)* (pp. 181-224). Vol. III. Ciudad de México, México: UAM.
- Cooperativa AMBIO S. C. (2015). *El programa de inversión en el marco de la Iniciativa de Reducción de Emisiones en la región de la Fraylesca en el estado de Chiapas*. San Cristóbal de Las Casas, Chiapas: USAID/M-REDD+.
- Covaleda, S., Aguilar, S., Ranero, A., Marín, I., & Paz, F. (2014). *Diagnóstico sobre determinantes de deforestación en Chiapas*. Reporte preparado para la Alianza México-REDD+. Chiapas, México: Tuxtla Gutiérrez.
- Covaleda, C., Paz, F., & de Jong, B. (2013). Parametrización de modelos de estados y transiciones para el carbono y caracterización de la incertidumbre. En F. Paz, M. Bazan, & V. Saynes (eds.), *Dinámica del Carbono en el Suelo 2012. Serie Avances Temáticos del Ciclo del Carbono y sus Interacciones* (pp. 85-91). Texcoco, Estado de México, México: Programa Mexicano del Carbono - Sociedad Mexicana de Ciencias del Suelo.
- Crédit Suisse. (2015). *Global Wealth Report 2015*. Crédit Suisse A. G.
- CRUO-UACH-INCA Rural-Amecafé-Sistema Producto Café. 2011. *Plan de innovación de la cafecultura en el estado de Chiapas*. Tuxtla Gutiérrez, Chiapas, México.
- Dalberg. (2012). *Catalyzing smallholder agricultural finance*. Nueva York: Citi y Skoll.

- Dwivedi, S., Sahrawat, K., Upadhyaya, H., & Ortiz, R. (2013). Food, Nutrition and Agrobiodiversity Under Global Climate Change. *Advances in Agronomy*, 120, 1-128. doi: 10.1016/B978-0-12-407686-0.00001-4
- Escamilla, E., Ortiz, O., Diaz, G., Landeros, C., Platas, D. E., Zamarripa, A., & González, V. A. (2005). El agroecosistema café orgánico en México. *Manejo Integrado de Plagas y Agroecología*, 76, 5-16.
- Escamilla-Prado, E., Ruiz-Rosado, O., Zamarripa-Colmenero, A., & González-Hernández, V. A. (2016). Calidad en variedades de café orgánico en tres regiones de México. *Revista de Geografía Agrícola*, 55, 45-55.
- Escobar, R. E. (2016). *Análisis del cambio en la cobertura y uso del suelo en el Soconusco, Chiapas*. (Tesis de maestría). San Cristóbal de las Casas, Chiapas, México: El Colegio de la Frontera Sur.
- Fideicomisos Instituidos en Relación con la Agricultura [FIRA]. (2012). *Panorama agropecuario: Café, 2012/2013*. México: Dirección General Adjunta de Inteligencia Sectorial, Fideicomisos Instituidos en Relación con la Agricultura.
- Fideicomisos Instituidos en Relación con la Agricultura [FIRA]. (2016). *Panorama agropecuario: Café 2016*. México: Dirección de Investigación y Evaluación Económica y Sectorial, Fideicomisos Instituidos en Relación con la Agricultura.
- Galaz, V., Olsson, P., Hahn, T., Folke, C., & Svedin, U. (2008). The problem of fit among biophysical systems, environmental and resource regimes, and broader governance systems: insights and emerging challenges. En O. R. Young, L.A. King, & H. Schroeder (eds.), *Institutions and environmental change. Principal findings, applications and research frontiers* (pp. 147-186). Massachusetts, USA: MIT, doi: 10.7551/mitpress/9780262240574.003.0005
- Galloway, J. N., Townsend, A. R., Erisman, J. W., Bekunda, M., Cai, Z., Freney, J. R., Martinelli, L. A., Seitzinger, S. P., & Sutton, M. A. (2008). Transformation of the Nitrogen Cycle: Recent Trends, Questions, and Potential Solutions. *Science*, 16, 889-892. doi: 10.1126/science.1136674
- Gobierno de Chiapas. (2011). *Programa de acción ante el cambio climático del estado de Chiapas*. Tuxtla Gutiérrez, Chiapas, México: Gobierno de Chiapas.
- Gobierno de Chiapas. (2012). *Programa institucional*. Tuxtla Gutiérrez, Chiapas, México: Comisión para el Desarrollo y Fomento del Café de Chiapas (Comcafe) 2013-2018.
- Gobierno de Chiapas. (2013). *Programa regional de desarrollo 2013-2018 Región IX Istmo Costa*. Tuxtla Gutiérrez, Chiapas, México: Gobierno de Chiapas.
- Godfray, H. C. J., & Garnett, T. (2014). Food security and sustainable intensification. *Philosophical Transactions of the Royal Society, B* 369, 20120273. doi: 10.1098/rstb.2012.0273.
- González, M. A. A., Enríquez, P. L., Rangel, J. L., García, C., & Tejeda, C. (2012). Contribución de la riqueza y la diversidad de aves en plantaciones de café de sombra del sureste de México. *Tropical and Subtropical Agroecosystems*, 15, 629-647.
- Hamrick, K., & Gallant, M. (2017). Unlocking potential: state of the voluntary carbon markets 2017. Ecosystem Marketplace.
- Harvey, C. A., Komar, O., Chazdon, R., Ferguson, B. G., Finegan, B., Griffith, D. M., Martinez, M., Morales, H., Nigh, R., Soto, L., van Breugel, M., & Wishnie, M. (2008). Integrating agricultural landscapes with biodiversity conservation in the Mesoamerican hotspot. *Conservation Biology*, 22, 8-15. doi: 10.1111/j.1523-1739.2007.00863.x
- Haunschild, R., Bornmann, L., & Marx, W. (2016). Climate change research in view of bibliometrics, *PLoS ONE*, 11(7), e0160393. doi: 10.1371/journal.pone.0160393
- International Coffee Organization [ICO]. (2017). Total production by all exporting countries. Recuperado de [http://www.ico.org/trade\\_statistics.asp](http://www.ico.org/trade_statistics.asp).
- Imbach, P., Beardsley, M., Bouroncle, C., Medellín, C., Läderach, P., Hidalgo, H., Alfaro, E., Van Etten, J., Allan, R., Hemming, D., Stone, R., Hannah, L., & Donatti, C. (2017). Climate change, ecosystems and smallholder agriculture in Central America: an introduction to the special issue. *Climatic Change*, 141, 1-12. doi: 10.1007/s10584-017-1920-5.



- Intergovernmental Panel on Climate Change [IPCC]. (2014). Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Part A: Global and Sectoral Aspects. En C. B. Field, V. R. Barros, D. J. Dokken, K. J. Mach, M. D. Mastrandrea, T. E. Bilir, M. Chatterjee, K. L. Ebi, Y. O. Estrada, R. C. Genova, B. Girma, E. S. Kissel, A. N. Levy, S. MacCracken, P.R. Mastrandrea, and L.L. White (eds.), *Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. New York: Cambridge University Press.
- Jha, S., Bacon, C., Philpott, S., Méndez, E., Läderach, P., & Rice, R. (2014). Shade coffee: update on a disappearing refuge for biodiversity. *Bioscience*, 64(5), 416–428. doi: 10.1093/biosci/biu038.
- Jönsson, A. M., Anderbrant, O., Holmer, J., Johansson, J., Schurgers, G., Svensson, G. P., & Smith, H. G. (2015). Enhanced science–stakeholder communication to improve ecosystem model performances for climate change impact assessments. *AMBIO*, 44, 249-255. doi: 10.1007/s13280-014-0553-4.
- Kibeltik Clima y Medio Ambiente A. C. (2016). *Programa de inversión de la región Istmo-Costa en el estado de Chiapas*. San Cristóbal de Las Casas, Chiapas, México.
- Kolbert, E. (2014). *The Sixth Extinction: an unnatural history*. Nueva York, EUA: Henry Holt and Co,
- Kongsager, R., Locatelli, B., & Chazarin, F. (2016). Addressing Climate Change Mitigation and Adaptation Together: A Global Assessment of Agriculture and Forestry Projects. *Environmental Management*, 57, 271-282. doi: 10.1007/s00267-015-0605-y.
- La Prensa. (2017). *Nueva raza de roya causará hambruna en zonas cafetaleras*. 5 de abril. Recuperado de <http://www.laprensa.hn/honduras/1060126-410/nueva-raza-de-roya-causar%C3%A1-hambruna-en-zonas-cafetaleras>.
- Läderach, P., Hagggar, J., Lau, C., Eitzinger, A., Ovalle, O., Baca, M., Jarvis, A., & Lundy, M. (2013). *Café mesoamericano: Desarrollo de una estrategia de adaptación al cambio climático*. CIAT Políticas en Síntesis No. 2. Cali, Colombia: Centro Internacional de Agricultura Tropical [CIAT].
- Lasco, R. D., Delfino, R. J. P., & Espaldon, M. L. O. (2014). Agroforestry systems: helping smallholders adapt to climate risks while mitigating climate change. *WIREs Clim Change*, 5(6), 825-833. doi: 10.1002/wcc.301
- Libert-Amico, A., Wong-González, J. C., & Paz-Pellat, F. (2017). Impacto de la roya del cafeto en los almacenes de carbono en la Sierra Madre de Chiapas. En: F. Paz, & R. Torres (eds.), *Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2016* (pp. 219-225). Texcoco, Estado de México, México: Programa Mexicano del Carbono-Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo.
- Libert-Amico, A. (2017). *La preparación ante un futuro incierto: respuestas al cambio climático en la Sierra Madre de Chiapas, México*. (Tesis de doctorado). UAM-Xochimilco, Ciudad de México, México.
- Libert-Amico, A., & Trench, T. (2016). Bosques y suelos en el contexto de REDD+: Entre gobierno y gobernanza en México. *Terra Latinoamericana*, 34, 113-124.
- Libert, A. (2014). Los desafíos que plantea el cambio climático a la relación entre sociedad y naturaleza: una mirada desde Chiapas. En B. Rodríguez, & O. Contreras (eds.), *La construcción del futuro: los retos de las ciencias sociales en México* (pp. 499-510). Tuxtla Gutiérrez, Chiapas, México: Cesmeca-Unicach,
- López, G., Sotomayor, D., Amador, J. A., & Shröder, E. C. (2015). Contribution of nitrogen from litter and soil mineralization to shade and sun coffee (*Coffea arabica* L.) agroecosystems. *Tropical Ecology*, 56, 155-167.
- Lowder, S. K., Skoet, J., & Raney, T. (2016). The number, size, and distribution of farms, smallholder farms, and family farms worldwide. *World Development*, 87, 16-29. doi: 10.1016/j.worlddev.2015.10.041.
- Lyle, G. (2015). Understanding the nested, multi-scale, spatial and hierarchical nature of future climate change adaptation decision making in agricultural regions: A narrative literature review. *Journal of Rural Studies*, 37, 38-49. doi: 10.1016/j.jrurstud.2014.10.004.
- McCook, S., & Vandermeer, J. (2015). The Big Rust and the Red Queen: Long-Term Perspectives on Coffee Rust Research. *Phytopathology*, 105(9), 1164–1173. doi: 10.1094/PHYTO-04-15-0085-RVW.
- McCook, S. (2013). The ecology of taste: Robusta coffee and the limits of the specialty revolution. En R. W. Thurston,

- J. Morris, & S. Steiman (eds.), *Coffee: a comprehensive guide to the bean, the beverage, and the industry* (pp. 248-261). Lanham: Rowman & Littlefield.
- McCook, S. (2009). La roya del café en Costa Rica: epidemias, innovación y medio ambiente, 1950-1995. *Revista Historia*, (59-60), 99-117.
- Meli, P., Herrera, F. F., Melo, F., Pinto, S., Aguirre, N., Musálem, N., Minaverry, C., Ramírez, W., & Brancalion, P. (2017). Four approaches to guide ecological restoration in Latin America. *Restoration Ecology*, 25(2), 156-163. doi: 10.1111/rec.12473
- Méndez, V. E., & Bacon, C. M. (2006). Ecological processes and farmer livelihoods in shaded coffee production. *LEISA Magazine*, 22(4), 22-23.
- Moguel, P., & Toledo, V. M. (1999). Biodiversity conservation in traditional coffee systems of Mexico. *Conservation Biology*, 13, 11-21. doi:10.1046/j.1523-1739.1999.97153.x
- Morison, J. I. L., Baker, N. R., Mullineaux, P. M., & Davies, W. J. (2008). Improving water use in crop production. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 363(1491). doi :10.1098/rstb.2007.2175.
- Munck af Rosenschöld, J., Rozema, J. G., & Frye-Levine, L. A. (2014). Institutional inertia and climate change: a review of the new institutionalist literature. *WIREs Clim Change*, 5, 639-648. doi: 10.1002/wcc.292.
- Paz, F. (2009). Una REDD para Chiapas (bases metodológicas y estrategias de implementación). Borrador 0.5. San Cristóbal de Las Casas, Chis. Recuperado de [http://pmcarbono.org/pmc/biblioteca/articulos\\_socios.php](http://pmcarbono.org/pmc/biblioteca/articulos_socios.php).
- Paz, F., Covalada, S., Ranero, A., Ugarte, X., Esquivel, E., Marín, M. I., Cuevas, R., de Jong, B., & Etchevers, J. D. (2012). *Estudio de Factibilidad para el mecanismo REDD+ en Chiapas*. Informe preparado para Conservation International México. Tuxtla Gutiérrez, Chiapas, México: Programa Mexicano del Carbono.
- Picketty, T. (2014). *El capital en el siglo XXI*. México, D. F.: Fondo de Cultura Económica.
- Plumer, B. (2017). A climate science report that changes minds? Don't bet on it. *The New York Times*, 4 de noviembre.
- Programa Mexicano del Carbono [PMC]. (2016a). *Una REDD para SALVAR la SOMBRA de la Sierra Madre de Chiapas. Manual de Procedimientos Inventario de Carbono+*. F. Paz (coord.). A. Libert, J. C. Wong, & F. Rojas (colabs.). Texcoco, Estado de México, México.
- Programa Mexicano del Carbono [PMC]. (2016b). *Una REDD para SALVAR la SOMBRA de la Sierra Madre de Chiapas. Manual de Procedimientos Inventario de Biodiversidad*. F. Paz (coord.). A. Libert, J. C. Wong, & C. D. Sánchez (colabs.). Texcoco, Estado de México, México.
- Programa Mexicano del Carbono [PMC]. (2016c). *Una REDD para SALVAR la SOMBRA de la Sierra Madre de Chiapas. Manual de Procedimientos Inventario Rápido de Carbono+*. Red de Puntos de Control. Coordinador: F. Paz (coord.). A. Libert, & J. C. Wong (colabs.). Texcoco, Estado de México, México.
- Programa Mexicano del Carbono [PMC]. (2017). *Resiliencia de las organizaciones de productores agroforestales ante el cambio climático: intercambio entre cooperativas de la Selva Lacandona y de la Sierra Madre de Chiapas*. Recuperado de [http://pmcarbono.org/pmc/descargas/proyectos/redd/Reporte\\_Taller\\_IICA-PMC\\_21-22sept2017.pdf](http://pmcarbono.org/pmc/descargas/proyectos/redd/Reporte_Taller_IICA-PMC_21-22sept2017.pdf).
- Promecafe - IICA. (2013). *Las crisis del café en Mesoamérica: causas y respuestas apropiadas*. Instituto Interamericano de Cooperación para la Agricultura. San José, Costa Rica.
- Qualset, C.O., & Shands, H. (2005). *Safeguarding the future of US agriculture: The need to conserve threatened collections of crop diversity worldwide*. Davis, CA: University of California-Genetic Resources Conservation Program, USA.
- Ranero, A., Covalada, S., Montero, J. A., Amezcua, U., Esquivel, E., Lara, M., Thompson, C., Bejarano, M., Arnaiz, E., & Andrade, R. (2017). *Documento de la estrategia estatal REDD+ del estado de Chiapas (marzo 2017)*. San Cristóbal de Las Casas, Chiapas, México.
- Renard, M.-C., & Larroa T., R. M. (2017). Política Pública y sustentabilidad de los territorios cafetaleros en tiempos de roya: Chiapas y Veracruz. *Estudios Latinoamericanos*, 40, 95-113.
- Robles, H., Suárez, V., & de la Mora, D. (2015). *Reporte: Iniciativa Valor al Campesino*. Recuperado de [http://subsidiocalcampo.org/wp-includes/textos\\_pdf/Valor\\_al\\_Campesino\\_Reporte\\_completo.pdf](http://subsidiocalcampo.org/wp-includes/textos_pdf/Valor_al_Campesino_Reporte_completo.pdf).



- Rockström, J., Williams, J., Daily, G., Noble, A., Matthews, N., Gordon, L., Wetterstrand, H., DeClerck, F., Shah, M., Steduto, P., de Fraiture, Ch., Hatibu, N., Unver, O., Bird, J., Sibanda, L., & Smith, J. (2016). Sustainable intensification of agriculture for human prosperity and global sustainability. *Ambio*, 46, 4-17. doi: 10.1007/s13280-016-0793-6.
- Rodrigues Jr., C. J., Bettencourt, A. J., & Rijo, L. (1975). Races of the pathogen and resistance to coffee rust. *Annual Review of Phytopathology*, 13, 49-70. doi: 10.1146/annurev.py.13.090175.000405.
- Rojas, F., Wegier, A., & Ponce, A. (2014). Evaluación cuantitativa de errores en la nomenclatura científica del Inventario Nacional Forestal y de Suelos 2004-2009. *Terra Latinoamericana*, 32, 325-331.
- Rojas, A., Hartman, K., & Almonacid, R. (2012). El impacto de la producción de café sobre la biodiversidad, la transformación del paisaje y las especies exóticas invasoras. *Ambiente y Desarrollo*, 16, 93-104.
- Rozo, Y., Escobar, C., Gaitán, Á., & Cristancho, M. (2012). Aggressiveness and genetic diversity of *Hemileia vastatrix* during an epidemic in Colombia. *Journal of Phytopathology*, 160, 732-740. doi: 10.1111/jph.12024.
- Ruiz, J. A., Bravo, E., Ramírez, G., Báez, A. D., Álvarez, M., Ramos, J. L., Nava, U., & Byerl, K. F. (2013). *Plagas de importancia económica en México: aspectos de su biología y ecología*. Libro Técnico Núm. 2. Tepatitlán de Morelos, Jalisco, México: Inifap-Cirpac-Campo Experimental Centro Altos de Jalisco. 447 p.
- Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación [Sagarpa] (2016a). *Plan Integral de Atención al Café* (ppt). Recuperado de [http://www.cmdrs.gob.mx/comisiones/COPSP/Documents/2016/15a\\_extra/piac.pdf](http://www.cmdrs.gob.mx/comisiones/COPSP/Documents/2016/15a_extra/piac.pdf).
- Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación [Sagarpa] (2016b). *Estrategia de integración para la conservación y el uso sustentable de la biodiversidad en el sector agrícola (2016-2022)*. México, D. F.: Sagarpa.
- Sánchez-Sánchez, C., Libert-Amico, A., & Paz-Pellat, F. (2016). *Biodiversidad en cafetales*. Sexto Informe de la campaña Una REDD para Salvar la Sombra. Programa Mexicano del Carbono, Texcoco, Estado de México, México.
- Schader, C., Muller, A., El-Hage Scialabba, N., Hecht, J., Isensee, A., Erb, K-H., Smith, P., Makkar, H., Klocke, P., Leiber, F., Schwegler, P., Stolze, M., & Niggli, U. (2015). Impacts of feeding less food-competing feed-stuffs to livestock on global food system sustainability. *Journal of the Royal Society Interface*, 12, 20150891. doi: 10.1098/rsif.2015.0891.
- Schroth, G., Laderach, P., Dempewolf, J., Philpott, S., Hagggar, J., Eakin, H., Catillejos, T., Garcia, J., Soto, L., Hernandez, R., Eitzinger, A., & Ramirez, J. (2009). Towards a climate change adaptation strategy for coffee communities and ecosystems in the Sierra Madre of Chiapas, Mexico. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 14(7), 0605-625. doi: 10.1007/s11027-009-9186-5.
- Skutsch, M., Balderas-Torres, A., & Carrillo-Fuentes, J. C. (2017). Policy for pro-poor distribution of REDD+ benefits in Mexico: How the legal and technical challenges are being addressed. *Forest Policy and Economics*, 75, 58-66. doi: 10.1016/j.forpol.2016.11.014
- Solano-Vidal, R. (2017). Situación actual de las razas fisiológicas de la roya (*Hemileia vastatrix*) del café y un nuevo sistema de nomenclatura. *Revista Mexicana de Fitopatología*, 35(suplemento), 28-31.
- Soto, L., & Aguirre, C. M. (2015). Carbon stocks in organic coffee systems in Chiapas, Mexico. *Journal of Agricultural Science*, 7, 117-127. doi: 10.5539/jas.v7n1p117
- Soto, L. (2013). El café y la biodiversidad asociada. En Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad [Conabio] y Gobierno del Estado de Chiapas, *La Biodiversidad en Chiapas: Estudio de Estado* (pp. 198-200). México.
- Soto, L., Anzueto, M., Mendoza, J., Jimenez, G., & de Jong, B. (2010). Carbon sequestration through agroforestry in indigenous communities of Chiapas, Mexico. *Agroforestry Systems*, 78, 39-51. doi: 10.1007/s10457-009-9247-5
- Soto, L., Romero, Y., Caballero, J., & Segura, G. (2001). Woody plant diversity and structure of shade-ground-coffee plantations in Northern Chiapas, Mexico. *Revista de Biología Tropical*, 49, 977-987.

- Taylor, M. (2015). *The political ecology of climate change adaptation. Livelihoods, agrarian change and the conflicts of development*. Nueva York, EUA: Routledge.
- Toledo, V. M., & Ortiz-Espejel, B. (2014). *México, regiones que caminan hacia la sustentabilidad. Una geopolítica de las resistencias bioculturales*. Puebla, Puebla, México: Universidad Iberoamericana.
- Toledo, V. M., & Moguel, P. (2012). Coffee and sustainability, the multiples values of traditional shaded coffee. *Journal of Sustainable Agriculture*, 36, 353-377. doi: 10.1080/10440046.2011.583719
- Trench, T., Larson, A. M., & Libert, A. (2017). *Multilevel governance and land use in Chiapas and Yucatan. Lessons for REDD+ in Mexico*. Bogor: Cifor. doi: 10.17528/cifor/006550
- United Nations Development Programme [UNDP] (2007). *Fighting climate change: human solidarity in a divided world*, Human Development Report 2007/8, Palgrave Macmillan, Nueva York. doi: 10.1057/9780230598508\_1
- van der Vossen, H., Bertrand, B., & Charrier, A. (2015). Next generation variety development for sustainable production of arabica coffee (*Coffea arabica* L.): a review. *Euphytica*, 204, 243-256. doi: 10.1007/s10681-015-1398-z.
- van Rikxoort, H., Schroth, G., Läderach, P., & Rodríguez-Sánchez, B. (2014). Carbon footprints and carbon stocks reveal climate-friendly coffee production. *Agronomy for Sustainable Development*, 34, 887-897. doi: 10.1007/s13593-014-0223-8
- Vandermeer, J. H., & Perfecto, I. (2012). Syndromes of Production in Agriculture: Prospects for Social-Ecological Regime Change. *Ecology and Society*, 17(4). doi: 10.5751/ES-04813-170439.
- Vink, M. J., Dewulf, A., & Termeer, C. (2013). The role of knowledge and power in climate change adaptation governance: a systematic literature review. *Ecology and Society*, 18(4), 46. doi: 10.5751/ES-05897-180446.
- Wong, J. C., & Libert, A. (2016). *Planeación de la campaña de campo para cafetales de la Sierra Madre de Chiapas*. Cuarto Informe de la Campaña Una REDD para Salvar la Sombra. Texcoco: Programa Mexicano del Carbono. Recuperado de [http://pmcarbono.org/pmc/descargas/proyectos/redd/4to\\_Informe\\_Roya-Cafe\\_Chiapas+Planeacion\\_campa\\_de\\_campo.pdf](http://pmcarbono.org/pmc/descargas/proyectos/redd/4to_Informe_Roya-Cafe_Chiapas+Planeacion_campa_de_campo.pdf).
- World Bank. (2017). *Climate Change Knowledge Portal: Mexico Dashboard*. Washington D. C.: World Bank. Recuperado de [http://sdwebx.worldbank.org/climateportal/home.cfm?page=country\\_profile&CCCode=MEX](http://sdwebx.worldbank.org/climateportal/home.cfm?page=country_profile&CCCode=MEX).
- World Bank. (2012). *Turn down the heat: why a 4 °C warmer world must be avoided* (English). Washington D. C.: World Bank. Recuperado de <http://documents.worldbank.org/curated/en/865571468149107611/Turn-down-the-heat-why-a-4-C-warmer-world-must-be-avoided>.
- Zomer, R. J., Neufeldt, H., Xu, J., Ahrends, A., Bossio, D., Trabucco, A., van Noordwijk, M., & Wang, M. (2016). Global tree cover and biomass carbon on agricultural land: the contribution of agroforestry to global and national carbon budgets. *Scientific Reports*, 6, 29987. doi: 10.1038/srep29987.
- Manuscrito recibido el 21 de diciembre de 2017  
 Aceptado el 6 de abril de 2018  
 Publicado el 18 de diciembre de 2018
- Este documento se debe citar como:  
 Libert-Amico, A., & Paz-Pellat, F. (2018). Del papel a la acción en la mitigación y adaptación al cambio climático: la roya del café en Chiapas. *Madera y Bosques*, 24(Núm. esp.), 2401914. doi: 10.21829/myb.2018.2401914



Madera y Bosques por Instituto de Ecología, A.C. se distribuye bajo una Licencia Creative Commons Atribución-No Comercial-Compartir Igual 4.0 Internacional.