

UNIDAD XOCHIMILCO

DIVISIÓN DE CIENCIAS BIOLÓGICAS Y DE LA SALUD

DOCTORADO EN CIENCIAS AGROPECUARIAS

**VARIACIÓN ESPACIAL Y TEMPORAL DE LOS
RESERVORIOS DE CARBONO AÉREO EN ECOSISTEMAS
FORESTALES DE LA SIERRA JUÁREZ DE OAXACA,
MÉXICO**

Tesis para obtener el grado de
DOCTOR EN CIENCIAS AGROPECUARIAS

PRESENTA

M. en C. Melquiades Cortés Pérez

Comité tutorial:

Directora: Dra. Mariela Hada Fuentes Ponce

Codirector: Dr. Fernando de León González

Asesor: Dr. Fernando Paz Pellat

Ciudad de México

Diciembre, 2021

VARIACIÓN ESPACIAL Y TEMPORAL DE LOS RESERVORIOS DE CARBONO
AÉREO EN ECOSISTEMAS FORESTALES DE LA SIERRA JUÁREZ DE
OAXACA, MÉXICO

La presente tesis fue elaborada bajo la supervisión del comité tutorial indicado a continuación y aprobada como requisito en el plan de estudios para obtener el grado de **Doctor en Ciencias Agropecuarias**.

COMITÉ TUTORAL



Directora: Dra. Mariela Hada Fuentes Ponce

Codirector: Dr. Fernando de León González



Asesor: Dr. Fernando Paz Pellat

Ciudad de México, diciembre 2021

Publicaciones generadas:

Cortés-Pérez, M. De León-González F., Paz-Pellat F., Leyva-Pablo T., Santiago-García W., Ponce-Mendoza A., Fuentes-Ponce M., 2021. Almacenamiento de carbono aéreo en un bosque templado: manejo de alta y baja intensidad. *Madera y bosques*. 27(4), e2742440. doi: 10.21829/myb.2021.2742440

Cortés-Pérez, M. Fuentes-Ponce M., De León-González F., Paz-Pellat F., Leyva-Pablo T. 2020. Carbono almacenado en biomasa arbórea del bosque templado de Capulálpam de Méndez, Oaxaca, México. En Hernández, J. M., M. Rojo., M. Fuentes y M. Bolaños (Editores). Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2020. Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano del Carbono en colaboración con la Universidad Autónoma Metropolitana-Xochimilco. 436-441. Texcoco, Estado de México, México.

Cortés-Pérez, M. Fuentes-Ponce M., De León-González F., Paz-Pellat F., Leyva-Pablo T., Santiago-García W. 2019. Biomasa y carbono arbóreo aéreo del bosque templado con aprovechamiento de Santiago Comaltepec, Oaxaca, México. En Paz, F., A. Velázquez y M. Rojo (Editores). Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2019. Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano del Carbono en colaboración con el Centro Nayarita de Innovación y Transferencia de Tecnología, Universidad Autónoma de Nayarit, Consejo de Ciencia y Tecnología del Estado de Nayarit y Stanford University-México Economía Limpia 2050-USAID. 79-85. Texcoco, Estado de México, México.

Cortés-Pérez, M. Fuentes-Ponce M., De León-González F., Paz-Pellat F., Leyva-Pablo T., Santiago-García W. 2018. Carbono arbóreo aéreo almacenado en la zona de manejo forestal de Santiago Xiacuí, Oaxaca, México. En Paz, F., A. Velázquez y M. Rojo (Editores). Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2018. Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano del Carbono en colaboración con el Instituto Tecnológico de Sonora. 571-576. Texcoco, Estado de México, México.

Agradecimientos

Mi agradecimiento y admiración a los miembros de mi comité tutorial, que incondicionalmente brindaron sus conocimientos, tiempo y paciencia: Dra. Mariela Fuentes Ponce, Dr. Fernando de León González y Dr. Fernando Paz Pellat.

A las personas que en su momento compartieron su conocimiento en el proceso de la investigación: Dr. Germán Mendoza, Dr. Wenceslao Santiago, Dr. Martín Bolaños, M. en C. Tania Leyva, Dr. Alex Ponce, Dr. Filemón Manzano, Dr. Marcos Casiano, Dr. Cristóbal Sánchez, Geog. Anuar Martínez, Dr. Víctor Salas, Ing. Marlene Rojo, Dr. Ricardo Clark, Dr. Mario Fuente, Dr. Mario Suárez, M.I.A. Miguel Ángel Curiel, M. en C. Omar López, Dra. Fabiola Rojas, Dr. Javier Corral, Ing. Moisés Matías, Ing. Juan Carlos López, M. en C. Disraeli Hernández, C. Saúl Santiago, C. Abel Martínez, C. Leonel Cano, Lic. Cecilio Ruiz, Ing. Eusebio Roldan, y Lic. Carmen Soledad Pérez.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por la beca otorgada durante mis estudios de doctorado en ciencias.

A la Universidad Autónoma Metropolitana unidad Xochimilco y a la división de Ciencias Biológicas y de la Salud, programa de Doctorado en Ciencias Agropecuarias, por brindar la oportunidad de realizar mis estudios de posgrado.

Al Programa Mexicano del Carbono (PMC) por facilitar información, y becas para eventos académicos y de investigación.

A la Unión de Comunidades Productoras Forestales Zapotecos-Chinantecos (UZACHI) integrada por las comunidades de Santiago Comaltepec, Santiago Xiacuí, La Trinidad y Capulálpam de Méndez, por brindar las facilidades para llevar a cabo esta investigación.

A la Universidad de la Sierra Juárez (UNSIJ) por las facilidades brindadas para realizar la investigación, especialmente a la coordinación de Promoción al Desarrollo.

A la cooperativa SAARIU S. C. de C. de R. L. de C. V., Municipio de Guelatao de Juárez, por el apoyo en la investigación.

Un agradecimiento especial para aquellos serranos que lucharon y siguen haciendo posible la conservación de la biodiversa Sierra Norte de Oaxaca.

Dedicatoria

Como testimonio de gratitud y eterno reconocimiento, por el apoyo que siempre me han brindado, con toda mi admiración, respeto y cariño les dedico este trabajo

Doña Lolita y don Melquiades

Índice

Capítulo 1. Introducción.....	7
Capítulo 2. Almacenamiento de carbono aéreo en un bosque templado: manejo de alta y baja intensidad.....	15
Capítulo 3. Manejo forestal y bonos de carbono en un bosque templado, Oaxaca, México.....	46
Capítulo 4. Cambios de uso de suelo y manejo forestal comunitario: implicación en los reservorios de carbono	85
Capítulo 5. Conclusiones generales	117

Capítulo 1.

Introducción

Cambio climático

El cambio climático (CC) se refiere a los cambios a largo plazo en la temperatura y los patrones climáticos. Estos cambios pueden ser naturales, por ejemplo, a través de las variaciones del ciclo solar. Desde el siglo XIX, la actividad humana ha sido el principal motor del CC, debido principalmente a la quema de combustibles fósiles como el carbón, el petróleo y el gas (IPCC, 2018). Los combustibles fósiles comprenden el 80% de la demanda actual de energía primaria a nivel mundial, la quema de estos combustibles genera emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) que actúan como una manta que envuelve a la tierra, atrapando el calor del sol y elevando la temperatura (Mondragón, 2021).

Los GEI que tienen impacto en la temperatura por su potencial de calentamiento atmosférico son: dióxido de carbono (CO_2), metano (CH_4), óxido nitroso (N_2O), hidrofluorocarbonos (HFC), perfluorocarbonos (PFC), hexafluoruro de azufre (SF_6), trifluoruro de nitrógeno (NF_3), trifluorometil pentafluoruro de azufre (SF_5CF_3), éteres halogenados y otros halocarbonos (IPCC, 2006).

La concentración de GEI se encuentran en el nivel más elevado en 2 millones de años, las emisiones siguen aumentando, el resultado es que la temperatura de la tierra es 1.1 °C más elevada que a finales del siglo XIX, las consecuencias se reflejan en sequías intensas, escasez de agua, incendios, aumento del nivel del mar, inundaciones, deshielo de los polos, tormentas catastróficas y pérdida de la biodiversidad (Ramos, 2021).

El CO_2 es el principal GEI que se emite a raíz de las actividades humanas, las emisiones mundiales de este gas aumentaron un 62% entre 1990 y 2019 (IPCC, 2018). Las principales causas del aumento del CO_2 atmosférico son las emisiones derivadas del uso de combustibles fósiles y del impacto del cambio de uso de suelo principalmente en el carbono almacenado en la vegetación y en el suelo (IPCC, 2014).

Los sistemas terrestres son una fuente de CO_2 cuando los cambios de uso de suelo (principalmente deforestación) conducen a la pérdida de carbono tanto del suelo como de la

vegetación, pero a la par estos sistemas representan un proceso de absorción neta, por medio de la producción primaria cuyo proceso fotosintético capta más C que el expedito por la respiración y otros procesos oxidativos como la descomposición o combustión de materia orgánica del suelo (IPCC, 2019).

El carbono en ecosistemas forestales

El panel intergubernamental de expertos sobre cambio climático (IPCC, por sus siglas en inglés) identificó cinco diferentes reservorios de carbono en los ecosistemas forestales: biomasa sobre el suelo, biomasa por debajo del suelo, materia muerta sobre el suelo, mantillo y suelo. Entre estos reservorios, el carbono en biomasa aérea es el componente que almacena más del 80% del carbono terrestre global, sin embargo, es altamente vulnerable a CC y disturbios humanos (Allen *et al.*, 2018).

La biomasa aérea es toda la materia orgánica viva sobre el suelo, por ejemplo: árboles, arbustos y herbáceas, las cuales capturan el CO₂ atmosférico por difusión a través de las estomas de las hojas, siendo transportado a los cloroplastos donde se lleva a cabo la fotosíntesis. Durante la fotosíntesis, una cantidad de CO₂ se fija y se convierte en carbohidratos, conocida como producción primaria bruta (PPB), de la cual, la mitad se incorpora a tejidos vegetales (hojas, raíces, madera) y la otra mitad se convierte nuevamente en CO₂ atmosférico por la respiración autótrofa (respiración de la planta) (Ashter, 2018).

La producción primaria neta (PPN) es la diferencia entre la fotosíntesis (PPB) y la respiración total autótrofa de un ecosistema. La PPN se define como la nueva materia orgánica total producida en determinado intervalo de tiempo, son pocos los componentes medidos de la PPN, entre ellos la hojarasca y el incremento de la biomasa aérea, los componentes subterráneos a menudo son ignorados o estimados como una proporción teórica de los valores de la parte aérea (Clark *et al.*, 2001; Quinto *et al.*, 2007). Por otra parte, la biomasa es la fracción de la PPN que la planta destinó a la producción de estructuras, es decir que se acumula (Salas & Infante, 2006). La acumulación de carbono en la biomasa es variable, dependiendo del tipo de bosque y el grado de desarrollo de la vegetación, normalmente oscilan entre 20 y 280 Mg C ha⁻¹ (de Jong *et al.*, 2010; Kanninen M., 2003). Según el Quinto Informe de Evaluación del IPCC, se estima que a nivel global la cantidad de carbono presente

en la biomasa viva de la vegetación es entre 450 y 650 gigatoneladas. Aparte del carbono retenido en la vegetación, los suelos de los bosques son capaces de almacenar entre 1.500 y 2.400 Gt (IPCC, 2014).

Zona de estudio

La región Sierra Norte de Oaxaca (SNO) se caracteriza por sostener en su territorio ecosistemas forestales templados conformados por bosques de coníferas, encinos, mixtos y nublados. Se considera que estos bosques tienen un alto grado de biodiversidad y son proveedores de servicios ecosistémicos, así mismo son una fuente de ingresos económicos para las comunidades indígenas que los habitan.

La modificación antrópica de los ecosistemas forestales en la SNO se remonta a la segunda mitad del siglo XVI, sin embargo, hasta mediados del siglo XX, los recursos forestales de la SNO comenzaron a ser considerados como un eje económico importante, destacando el uso de madera de pino y en menor medida de encino. Al mismo tiempo, con la reforma de la legislación forestal mexicana, los bosques fueron concesionados a empresas paraestatales (Merino, 2018).

La relación entre las comunidades de la SNO y las empresas no fue la mejor, lo que originó el proceso de organización de estas para recuperar el control local de los bosques. A principio de los años ochenta, con la derogación de las concesiones de los bosques, inició un modelo de aprovechamiento de los recursos forestales denominado Manejo Forestal Comunitario (MFC), el cual se enfoca en el uso planificado de los diferentes tipos de bosque por parte de las comunidades indígenas, buscando mejorar las condiciones económicas de los pobladores sin dejar a un lado la conservación que asegure los servicios ecosistémicos que los bosques proporcionan (Sabogal *et al.*, 2008; Leyva *et al.*, 2021). El MFC que se desarrolla en la SNO está centrado en la producción maderable basada en programas de manejo forestal aprobados por el gobierno federal (SEMARNAT), en combinación con aprovechamiento no maderable (ecoturismo, envasadoras de agua, entre otras) y áreas de conservación definidas por las mismas comunidades (Bray *et al.*, 2007). El manejo forestal comunitario tiende a presentar tasas de deforestación más bajas en comparación con manejos forestales de iniciativa privada (Ellis, 2019).

A la par de los procesos sociales y políticos de apropiación de los recursos forestales, los métodos de manejo forestal también experimentaron cambios a nivel nacional, desde la implementación de métodos europeos basados en sistemas de cortas selectivas hasta la incorporación de métodos de extracción intensiva. Actualmente, los bosques de la SNO se aprovechan con sistemas de manejo forestal de alta y baja intensidad. Los métodos de alta intensidad se enfocan en masas forestales coetáneas (bosques con edades similares, principalmente pinos) y los métodos de baja intensidad enfocados a masas incoetáneas (vegetación forestal de edades diferentes, principalmente pinos), los sistemas mixtos combinan ambos métodos de alta y baja intensidad (Maldonado *et al.*, 2015).

Además del aprovechamiento forestal, en 1996 algunas comunidades de la Sierra Norte de Oaxaca tuvieron un primer acercamiento al mercado de bonos de carbono, lamentablemente no prosperó, años más tarde, en el 2004 se coordinó una propuesta entre comunidades forestales de la Sierra Norte, productores estatales de café y dos organizaciones no gubernamentales, esta propuesta fue financiada por el Fondo para la Cooperación Ambiental de América del Norte y la Fundación FORD, destacando la barrera de no contar con alguna obligatoriedad para el cumplimiento, finalmente, la CONAFOR lanzó la iniciativa de Programa de Servicios Ambientales (PSA) que permitió el financiamiento de dicho proyecto (Lara, SF). En el 2008 la organización Servicios Ambientales de Oaxaca (SAO) inició con la venta de carbono en el mercado voluntario, provenientes de bosques de comunidades de la Sierra Norte de Oaxaca (Bray, 2010). Actualmente, SAO se convirtió en la Integradora de Comunidades Indígenas y Campesinas de Oaxaca (ICICO), promoviendo el manejo forestal sustentable, además de la venta de bonos de carbono provenientes de bosques de la Sierra Norte de Oaxaca.

Los objetivos principales de la política actual del gobierno mexicano son promover el manejo forestal comunitario para lograr el uso sostenible y diversificado de los recursos, la protección y conservación de los ecosistemas, además de promover nuevos modelos de gobernanza, participación social diversificada, efectiva e inclusiva. Teniendo en cuenta los escenarios de política pública forestal dictada en el Programa Nacional Forestal 2020-2024 (DOF, 2020), los antecedentes del manejo forestal en la SNO y el supuesto de que los cambios en los ecosistemas forestales afectan la biodiversidad y a su vez el balance de

carbono es necesario investigar y registrar el impacto de los diferentes manejos forestales en el almacenamiento de carbono.

Esta investigación tiene como objetivo brindar información que pueda ayudar a desarrollar estrategias de manejo forestal que permita a los silvicultores mantener e incrementar los reservorios de carbono sin abandonar la producción actual de madera, además de brindar información básica para gestionar financiamientos por la captura y almacenamiento de carbono, dentro de mercados voluntarios o regulados. Se desarrolló en tres secciones:

(1) Almacenamiento de carbono aéreo en un bosque templado de Oaxaca: manejo de alta y baja intensidad, cuyo objetivo fue: determinar el efecto de dos sistemas de manejo forestal, en comparación con un bosque no manejado, sobre la diversidad, densidad, estructura de las especies arbóreas, y contenido de carbono en la biomasa aérea, en dos comunidades de la Sierra Norte de Oaxaca.

(2) Manejo forestal y pago por captura de carbono en un bosque templado, Oaxaca, México, el objetivo: cuantificar la emisión y captura de CO₂ en un bosque manejado y la rentabilidad de la producción de madera con dos métodos (MDS y MMOBI) combinada con la venta de bonos de carbono en el bosque manejado de La Trinidad, Ixtlán, Oaxaca.

(3) Cambio de uso de suelo y vegetación: implicaciones en los reservorios de carbono aéreo en la Sierra Norte de Oaxaca, México, el objetivo fue determinar el cambio de uso de suelo y vegetación y cuantificar las emisiones y absorciones de GEI desde 1995 al 2014 en la Sierra Norte de Oaxaca, México.

Bibliografía

Allen, R., Dube, P., Solecki, W., Aragón, F., Cramer, W., Humphreys, S. et al. (2018). Framing and Context in Global Warming of 1.5°C. In V. Mas-sou-Delmotte, P. Zhai, H. O. Pörtner, D. Roberts, J. Skea, P. R. Shukla *et al.* (Eds.), An IPCC Special Report on the Impacts of Global Warming of 1.5°C above Pre-Industrial Levels and Related Global Greenhouse Gas Emission Pathways, in the Context of Strengthening the Global Response to the Threat of Climate Change, Sustainable Development, and Efforts to Eradicate Poverty. 41-91

- Ashter, S. (2018). Environmental impact of biomass conversion. *Technology and Applications of Polymers Derived from Biomass*. 249-259. <https://doi.org/10.1016/B978-0-323-51115-5.00013-X>
- Bray, D. B., Merino, L., & Barry, D. (2007). El manejo comunitario en sentido estricto: las empresas forestales comunitarias de México. En B. D. Bray, L. Merino, & D. Barry (Eds.), *Los bosques comunitarios de México. Manejo sustentable de paisajes forestales* (pp. 21-49), México, D.F.
- Clark, D., Brown, S., Kicklinhter, D., & Chambers, J. (2001). Net Primary Production in Tropical Forests: An Evaluation and Synthesis of Existing Field Data. *Ecological applications*. 11 (2). 356-370. doi:10.2307/3060895
- de Jong, B., Anaya, C., Masera, O., Olguín, M., Paz, F., Etchevers, J., Martínez, R., Guerrero, G. & Balbontín, C. (2010). Greenhouse gas emissions between 1993 and 2002 from land-use change and forestry in Mexico. *For. Ecol. Manage.* 260, 1689-1701.
- Diario Oficial de la Federación [DOF], (2020). Programa Nacional Forestal 2020-2024. Ciudad de México
- Ellis, E., Montero, A., Gómez, H., Montero, R., Ellis, W., Rodríguez, D., Blanco, P. & Putz, E. (2019). Reduced-impact logging practices reduce forest disturbance and carbon emissions in community managed forests on the Yucatán Peninsula, Mexico. *Forest Ecology and Management*, 437, 396-410.
- Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático [IPCC], (2018). Anexo I: Glosario [Matthews J.B.R. (ed.)]. En: *Calentamiento global de 1,5 °C, Informe especial del IPCC sobre los impactos del calentamiento global de 1,5 °C con respecto a los niveles preindustriales y las trayectorias correspondientes que deberían seguir las emisiones mundiales de gases de efecto invernadero, en el contexto del reforzamiento de la respuesta mundial a la amenaza del cambio climático, el desarrollo sostenible y los esfuerzos por erradicar la pobreza*
- Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático [IPCC], (2014). *Contribución del Grupo de trabajo I al Quinto Informe de Evaluación del IPCC*.

- Intergovernmental Panel on Climate Change [IPCC] (2014). Cambio climático 2014 impactos, adaptación y vulnerabilidad.
- Intergovernmental Panel on Climate Change [IPCC] (2019). Resumen para responsables de políticas. En: Calentamiento global de 1,5 °C, Informe especial del IPCC sobre los impactos del calentamiento global de 1,5 °C con respecto a los niveles preindustriales y las trayectorias correspondientes que deberían seguir las emisiones mundiales de gases de efecto invernadero, en el contexto del reforzamiento de la respuesta mundial a la amenaza del cambio climático, el desarrollo sostenible y los esfuerzos por erradicar la pobreza. ISBN 978-92-9169-351-1.
- Leyva, T., de León, F., Etchevers, J., Cortés, M., Santiago, W., Ponce, M., & Fuentes, M. (2021). Almacenamiento de carbono en bosques con manejo forestal comunitario. *Madera y bosques*. 27 (4), e2742421. doi: 10.21829/myb.2021.2742421
- Maldonado, F., Vargas., R., Cuevas., J., Sandoval, R., Aguilar, R., Gorgonio, M., & Reyes, L. (2017). Estudio de cuenca de abasto para el desarrollo industrial forestal maderable de la región Sierra Juárez, Oaxaca. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. 188.
- Merino, L. (2018). Comunidades forestales en México. Formas de vida, gobernanza y conservación. *Revista mexicana de sociología*. 80 (4). ISSN 0188-2503
- Mondragón, F. (2021). Ciclos del dióxido de carbono en la formación y utilización de combustibles fósiles y su efecto en el cambio climático. *RACCEFYN*, 45(176), 833–849. <https://doi.org/10.18257/raccefyn.1364>
- Organización de las Naciones Unidas [ONU] (2021). Mitigar el cambio climático cuesta mucho dinero, ¿quién y cómo ha de pagarse? Noticias ONU: Mirada global Historias humanas. Nueva York, Estados Unidos.
- Palacio-Prieto, J. L., Bocco, G., Velázquez, A., Mas, J. F., Takaki, F., Victoria, A., Luna, L., Gómez, G., López, J., Palma, M., Trejo, I., Peralta, A., Prado, M., Rodríguez, A., Mayorga, R., & González, F. (2000). La condición actual de los recursos forestales

en México: resultados del Inventario Forestal Nacional. 2000. Investigaciones Geográficas, Boletín del Instituto de Geografía, UNAM, 43, 183-203

Quinto, H., Ramos, Y., & Abadía, D. (2007). Cuantificación de la caída de hojarasca como medida de la productividad primaria neta en un bosque pluvial tropical en Salero, Choco, Colombia. Revista institucional Universidad Tecnológica del Choco. 26. 28-41

Ramos, R. (2021). El futuro climático del IPCC: una aproximación sociológica. Revista Española de Investigaciones Sociológicas, 176: 101-118. doi: 10.5477/cis/reis.176.101

Sebogal, C., Jong, W., Pokorny, B., & Louman, B. (2008). Manejo forestal comunitario en América Latina Experiencias, lecciones aprendidas y retos para el futuro. Centro para la Investigación Forestal (CIFOR). ISBN: 978-979-1412-73-5

Capítulo 2

Almacenamiento de carbono aéreo en un bosque templado de Oaxaca: manejo de alta y baja intensidad

Aboveground carbon storage in a temperate forest: high and low intensity forest management

RESUMEN

El manejo forestal sustentable es una alternativa para conservar la biodiversidad, mantener la estructura forestal y por ende el almacenamiento de carbono. El objetivo del presente trabajo fue determinar el efecto del manejo forestal sobre la diversidad y estructura de las especies arbóreas, y cuantificar el contenido de carbono almacenado en la biomasa aérea de bosques templados en tres sistemas: (1) método mexicano de ordenación de bosques irregulares (MMOBI), (2) método de desarrollo silvícola (MDS) y (3) bosque no manejado (BNM), ubicados en Santiago Xiacuí y Santiago Comaltepec, Oaxaca, México. Para estimar la diversidad arbórea se utilizaron índices alfa. La estructura se evaluó a partir del índice de valor de importancia (IVI). El carbono almacenado en la biomasa se estimó con datos dasométricos y ecuaciones volumétricas. Se identificaron 44 especies distribuidas en 14 familias. De acuerdo con el IVI, las especies más importantes en los tres sistemas fueron *Quercus laurina* Humb. & Bonpl. y *Pinus patula* Schiede ex Schltdl. & Cham. presentando los mayores contenidos de carbono. El sistema forestal con mayor contenido de carbono en la biomasa fue el BNM (341.6 Mg ha⁻¹ y 164.7 Mg ha⁻¹ respectivamente), además de presentar la densidad más alta (872 árboles ha⁻¹). Los bosques manejados con el MMOBI tienen mayor potencial de almacenamiento de carbono respecto a los MDS, debido a que tienen valores con mayor similitud en diversidad y densidad que un bosque no manejado.

PALABRAS CLAVE: Fagácea, MDS, MMOBI, Pinácea, Sierra Norte de Oaxaca.

ABSTRACT

Sustainable forest management is an alternative to conserve biodiversity, maintain forest structure and therefore carbon storage. The objective of this work was to determine the effect of forest management on the diversity and structure of tree species, and to quantify the carbon content stored in the above-ground biomass of temperate forests in three systems: (1) Mexican Management Method of Irregular Forests (MMOBI) (2) Silvicultural Development Method (MDS) and (3) unmanaged forest (BNM), located in Santiago Xiacuí and Santiago Comaltepec, Oaxaca, Mexico. Alpha indices were used to estimate tree diversity. The structure was evaluated from the importance value index (IVI). The carbon stored in the biomass was estimated with dasometric data and volumetric equations. 44 species distributed in 14 families were identified. According to IVI, the most important species in the three systems were *Q. laurina* Humb. & Bonpl. and *P. patula* Schiede ex Schltld. & Cham. presenting the highest carbon contents. While the system with the highest carbon content in the biomass was the BNM (341.6 Mg ha⁻¹ and 164.7 Mg ha⁻¹ respectively), in addition to having the highest density (872 trees ha⁻¹). Forests managed with the MMOBI have greater carbon storage potential than MDS, because they have greater similarity in diversity and density than an unmanaged forest.

KEYWORDS: Fagacea, MDS, MMOBI, Pinacea, Northern Sierra of Oaxaca.

INTRODUCCIÓN

Los bosques son uno de los reservorios de carbono más grandes e importantes a nivel mundial, juegan un papel crucial en la regulación del clima (Houghton, 2005; Kurz *et al.*, 2016). El contenido de carbono es variable según la especie y tipo de tejido del árbol (Gayoso y Guerra, 2005). En México se han realizado diferentes investigaciones sobre captura y almacenamiento de carbono en ecosistemas forestales (De Jong *et al.* 1999; Masera, Cerón, y Ordóñez-Díaz, 2001; Ordóñez-Díaz *et al.* 2008; Soriano-Luna *et al.*, 2018); sin embargo, son pocos los estudios que comparan el almacenamiento de carbono en bosques aprovechados con diferentes sistemas de manejo. Los tratamientos silvícolas utilizados para el aprovechamiento forestal modifican la estructura, composición y función del bosque, por ello es importante analizar el efecto de los diferentes sistemas de manejo con base en dichas

variables relacionadas con las reservas de carbono forestal (Luna-Bautista *et al.*, 2015). Cuando las prácticas de manejo forestal omiten aspectos de conservación de la biodiversidad se fomenta la pérdida de carbono almacenado, no así cuando dichas prácticas consideran la mantención de la diversidad a la par de producir madera para su comercialización (Gamfeldt *et al.*, 2013; Pacheco-Aquino *et al.*, 2015).

Existen diferentes métodos de manejo forestal en México, el método mexicano de ordenación de bosques irregulares (MMOBI), se sugiere para cosechas menos intensivas en comparación con otras alternativas de mayor intensidad cómo el método de desarrollo silvícola (MDS), lo cual está ligado al término alta o baja intensidad que radica en la intensidad de corta. El MDS de “alta intensidad” se refiere a tala rasa en franjas, al eliminar la cobertura del dosel casi por completo, propiciando bosques con características homogéneas en especies, edad, altura, densidad y estructura; en contraste, el MMOBI de “baja intensidad” se basa en selección en grupo, generando un menor impacto en el paisaje, se remueven menos árboles, lo que promueve una mayor heterogeneidad vegetal con árboles de edades y tallas diferentes (Hernández-Díaz, 2008; Aldape-López y Santos-Moreno, 2016; Ramírez-Maldonado, 2017). Actualmente, estos métodos son empleados por ejidos y comunidades rurales de Oaxaca, dando lugar al manejo comunitario, que implica la venta de productos forestales (maderables y no maderables), sin dejar la conservación de los bosques (Durán, Mas y Velázquez, 2005), lo que en algunas zonas ha disminuido las tasas de deforestación (Palacio-Prieto *et al.*, 2000; Bray, Merino y Barry, 2007).

La finalidad de estos estudios comparativos es contribuir al desarrollo de estrategias de manejo forestal que permitan a los silvicultores mantener o incrementar los reservorios de carbono, sin dejar de aprovechar sus bosques y con la posibilidad de acceder a subsidios o apoyos por almacenamiento de carbono.

OBJETIVO

Determinar el efecto de dos sistemas de manejo forestal, en comparación con un bosque no manejado, sobre la diversidad, densidad, estructura de las especies arbóreas, y contenido de carbono en la biomasa aérea, en dos comunidades de la Sierra Norte de Oaxaca.

MATERIALES Y MÉTODOS

Descripción del área de estudio

El trabajo se realizó en rodales con aprovechamiento forestal de Santiago Xiacuí (1680.61 ha; 17° 16' 18'' N y 96° 25' 09'' O; 17° 18' 44'' N y 96° 21' 47'' O) y Santiago Comaltepec (18 070.17 ha; 17° 34' 19'' N y 96° 26' 39'' O; 17° 32' 53'' N y 96° 32' 17'' O), distrito de Ixtlán en la SNO (Fig. 1). Los climas predominantes son el templado húmedo (C) y subhúmedo (Cx), con temperatura media anual entre 12 y 18 °C, con lluvias en verano, precipitación anual de 200 a 1800 mm. Los suelos predominantes son cambisol (CM) y acrisol (AC). El tipo de vegetación predominante es el bosque de pino-encino, bosque mesófilo de montaña y vegetación secundaria de bosque de pino-encino (Instituto Nacional de Estadística y Geografía [INEGI] 2013).

Para el presente estudio, se analizó el área de producción intervenida en el Plan de Manejo Forestal (PMF) (2004-2014), la cual se dividió en un bosque no manejado (BNM) y la zona de producción forestal de alta (MDS) y baja intensidad (MMOBI), con un ciclo de corta de 10 años para ambas comunidades. (1) el MDS es usado en áreas de pino-encino cuyo interés principal es la producción comercial de madera con ciclos de corta de 10 años; contempla un tratamiento de corta de regeneración de tala rasa en franjas, aclareos (dos para Santiago Xiacuí y cuatro para Santiago Comaltepec), una fase de renovación mediante regeneración natural o plantación, dando lugar a rodales coetáneos o regulares; (2) el MMOBI se utiliza en los rodales con encino-pino, con un ciclo de corta de 10 años, contempla un tratamiento de corta de regeneración de selección en grupos que implica la apertura de pequeños claros en el bosque, utilizando la técnica de curva guía De Liocourt para definir el arbolado a extraer con base en la distribución de frecuencias diamétricas (López-Hernández, 2017), aplicado en zonas con pendientes pronunciadas y dónde las especies forman manchones y presentan tolerancia a la sombra y (3) el BNM, clasificado como refugio de vida silvestre, protección de cuencas, reservas forestales, regeneración y áreas semilleras, en las cuales, no hay aprovechamiento maderable, solamente actividades de saneamiento, control de plagas y de incendios. Cabe mencionar que la superficie bajo conservación es mayor a la superficie destinada a producción forestal, decisión tomada en asamblea comunitaria de ambas comunidades (Unión de Comunidades Productoras Forestales Zapotecas-Chinantecas [UZACHI], 2003a; UZACHI, 2003b).

Datos dasométricos

Los datos para estimar las variables de diversidad, densidad, estructura de especies, biomasa y contenido de carbono de la zona de estudio se obtuvieron del inventario forestal maderable (IFM) del programa de manejo forestal (PMF) de Santiago Xiacuí y Santiago Comaltepec realizados en el periodo 2015-2016. En el IFM se utilizó un diseño de muestreo estratificado, considerando las unidades mínimas de manejo (UMM) como estratos. El tamaño de muestra para Santiago Xiacuí fue de 326 sitios temporales y para Santiago Comaltepec 636 sitios. Las dimensiones de las unidades de muestreo fueron de 1 000 m², distribuidos en 116 y 149 UMM para Santiago Xiacuí y Santiago Comaltepec, respectivamente. El nivel de confiabilidad para el inventario maderable fue del 95%, con errores de muestreo de 3.5% y 4.3% para Santiago Comaltepec y Santiago Xiacuí, respectivamente.

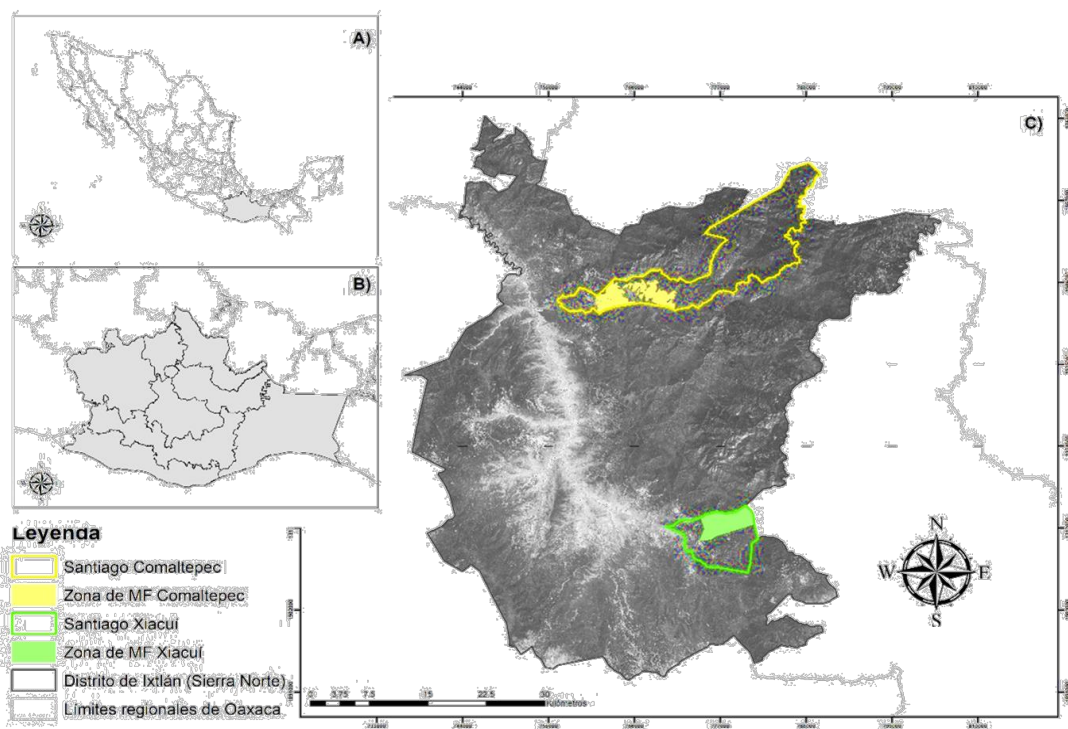


Figura 1. Localización de Santiago Xiacuí y Santiago Comaltepec, Sierra Norte (C), Oaxaca (B), México (A).

Diversidad, densidad y estructura arbórea

Para obtener la distribución de las especies arbóreas por cada método de manejo forestal, se utilizó la información de las especies arbóreas registradas con $D_n \geq 7.5$ cm. Con esto, se realizaron histogramas de frecuencia por categoría diamétrica con intervalos de 5 cm de amplitud.

A través del programa PAST (Hammer, Harper y Ryan, 2001) se calcularon los índices de diversidad: Shannon-Weiner (H') (ecuación 1) y de Simpson (S) (ecuación 2).

$$H' = \sum P_i \times \ln(P_i) \dots \dots \dots (1)$$

Donde: H' es el índice de Shannon-Weiner; P_i es la proporción de individuos de la especie i .

$$D = \sum \frac{n_i(n_i-1)}{N(N-1)} \dots \dots \dots (2)$$

Donde D es el índice de Simpson; n_i es el número de individuos de la especie i ; N es el número total de individuos en la muestra.

La densidad expresada como el número de árboles por hectárea, se determinó con los árboles inventariados ($D_n \geq 7.5$ cm) en cada sitio estudiado (ecuación 3).

$$N = \sum \frac{10000 \times n}{S_i} / N_{\text{sitios}} \dots \dots \dots (3)$$

Donde: N es la densidad en árboles por hectárea; n es el número de árboles inventariados en los sitios de muestro; S_i es la superficie del sitio i en proyección horizontal (m^2) y N_{sitios} es el número de sitios levantados (Manzano-Méndez *et al.*, 2016; Castillo-López *et al.*, 2017).

Para jerarquizar la dominancia se aplicó el índice de valor de importancia (IVI), el cual consiste en la sumatoria de los valores relativos de densidad, frecuencia y dominancia e indica la importancia ecológica relativa de las especies arbóreas en un sitio o rodal específico (ecuación 4).

$$IVI = (AR + DR + FR) / 3 \dots \dots \dots (4)$$

Donde la abundancia relativa (AR) es la relación entre el número de individuos de una determinada especie y el número de individuos de todas las especies muestreadas multiplicado por 100; dominancia relativa (DR) es la relación entre el área basal total de una determinada especie y el área basal total de todas las especies muestreadas multiplicado por 100 y la frecuencia relativa (FR) es la relación entre la frecuencia absoluta de una determinada especie y las frecuencias absolutas de todas las especies, multiplicado por 100 (Curtis y McIntosh, 1951).

Biomasa y carbono aéreo

La biomasa y el carbono almacenados se estimaron en el estrato arbóreo vivo de las dos comunidades de estudio, se siguió la metodología de Winrock International (Goslee *et al.*, 2014). Para esto, se agruparon los sitios de muestreo temporales con base en las UMM definidas en el PMF de Santiago Xiacuí y Santiago Comaltepec. Posteriormente, se estimó indirectamente el volumen maderable de todas las especies arbóreas registradas en el inventario forestal por UMM, el cual fue calculado con ecuaciones volumétricas (ecuación 5) del Sistema Biométrico Forestal para el manejo de los bosques de México (SiBiFor) (Vargas-Larreta *et al.*, 2017). El SiBiFor no cubrió todas las especies registradas, por esta razón, el análisis se complementó con los modelos volumétricos del inventario forestal de Oaxaca (Manzano-Méndez *et al.*, 2015; Castillo-López *et al.*, 2017) (ecuación 6), además, se agregó un factor de expansión del 6% (Gayoso y Guerra, 2005) para compensar la fracción de ramas no incluida en estos modelos.

$$VTAcc = a_0 \times Dn^{a_1} \times At^{a_2} + b_0 \times Dn^2 \dots \dots \dots (5)$$

Donde: VTAcc es el volumen total del árbol con corteza (m³); Dn es el diámetro normal con corteza (cm), At es la altura total (m) y los parámetros a_0 , a_1 , a_2 (para obtener el volumen del fuste con corteza) y b_0 (para obtener el volumen de las ramas) los cuales varían de acuerdo con la especie. Esta ecuación se utilizó para 17 especies de la familia Fagácea, 10 de la familia Pinácea y cinco latifoliadas.

$$VT = e^{(-b_0 + b_1 \times \ln(Dn) + b_2 \times \ln(At))} \dots \dots \dots (6)$$

Donde: VT es el volumen del fuste (m³) y los parámetros b_i (i=0, 1 y 2) son las estimaciones de los coeficientes obtenidos mediante análisis de regresión. Esta ecuación se utilizó para 12 especies arbóreas latifoliadas y una conífera.

Para determinar la biomasa arbórea aérea (BAA) en Mg ha⁻¹ se multiplicó el VTAcc y VT (volumen maderable VM) de cada árbol por la densidad específica de la madera de cada especie (∂) (ecuación 7).

$$BAA = VM \times \partial \dots \dots \dots (7)$$

Los valores de la densidad de la madera por especie se obtuvieron en diferentes fuentes bibliográficas (Fuentes, 1998; INE-SEMARNAT, 2006; Nájera y García, 2009; CONAFOR, 2013; Ordóñez *et al.*, 2015).

Una vez estimada la biomasa, esta se convirtió a carbono almacenado para cada especie medida, con base en un factor de reducción (ecuación 8). La ecuación recomendada por Goslee *et al.*, (2014) tiene la estructura siguiente:

$$CCA = BAA \times Fc \dots\dots\dots (8)$$

Donde: CCA es el contenido de carbono almacenado en la biomasa (Mg ha⁻¹) de cada árbol, BAA es la biomasa total aérea arbórea de cada árbol; Fc es la fracción de carbono de la biomasa, los valores de la Fc por especie se obtuvieron en diferentes fuentes bibliográficas (IPCC, 2006; Díaz-Franco, *et al.*, 2007; Acosta-Mireles, Carrillo-Anzures, y Díaz-Lavariega, 2009; Yarena-Yamallel, Jiménez-Pérez, Aguirre-Calderón, y Treviño-Garza, 2012; Jiménez-Pérez, Aguirre-Calderón, y Yarena-Yamallel, 2013; Martínez-Orellana, 2016).

Análisis estadístico

Para determinar las diferencias en la biomasa y el contenido de carbono entre los diferentes métodos de manejo forestal y BNM, se utilizó un análisis de varianza (ANOVA) y la prueba de comparación de medias de Tukey ($p \leq 0.05$). La normalidad en la distribución de los errores se verificó con la prueba Shapiro-Wilk (Shapiro y Wilk, 1965), en tanto que, el supuesto de homogeneidad de varianzas se comprobó mediante la prueba de Bartlett (Bartlett, 1937). Estos procedimientos estadísticos fueron realizados en el paquete SAS® versión 9.0 (SAS Institute Inc., 2004).

La incertidumbre se estimó con los datos de biomasa y carbono por UMM utilizando la simulación de Montecarlo con 10 000 repeticiones, una vez simulado se realizó otro remuestreo con bootstrapping con 1 000 repeticiones. Una vez que se realizaron ambas simulaciones se utilizó la ecuación ocho, recomendada por el IPCC (2006a). El análisis se llevó a cabo con el programa R-Studio versión 3.6.1 (R Core Team, 2019).

$$Incertidumbre (\%) = \frac{\frac{1}{2} (Amplitud\ del\ intervalo\ de\ confianza)}{Estimación\ de\ las\ emisiones}} \times 100 \dots\dots\dots (8)$$

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Diversidad

En Santiago Comaltepec se contabilizaron 20 especies arbóreas en el BNM, distribuidas en 8 familias, en el MMOBI fueron 33 especies en 10 familias y en el MDS se registraron 18 especies en ocho familias. En las tres condiciones de manejo, la familia Fagácea fue la más representativa con ocho (BNM), 13 (MMOBI) y siete (MDS) (Tabla 1).

En Santiago Xiacuí, se registraron 23 especies arbóreas en el BNM distribuidas en 12 familias, predominando Fagáceas y Pináceas (ambas con seis especies) y un grupo de especies no identificadas agrupadas en la categoría “otras latifoliadas” (especies que no fueron identificadas por el PMF). En el MMOBI se registraron 28 especies arbóreas (12 familias) y el grupo de otras latifoliadas, predominando Fagáceas y Pináceas (ambas con ocho especies). En el MDS se registraron 26 especies arbóreas, agrupadas en 12 familias y el grupo de otras latifoliadas, la familia con mayor número de especies fue Pinácea (ocho especies).

Tabla 1. Familias, especies arbóreas, índice de valor de importancia (IVI) y densidad arbórea (D Ind. ha⁻¹) del bosque no manejado (BNM) y los manejados con el método mexicano de ordenación de bosques irregulares (MMOBI) y el método de desarrollo silvícola (MDS) de Santiago Comaltepec y Santiago Xiacuí, Oaxaca.

Familia	Especie	Santiago Comaltepec						Santiago Xiacuí					
		BNM		MMOBI		MDS		BNM		MMOBI		MDS	
		D Ind. ha ⁻¹	IVI	D Ind. ha ⁻¹	IVI	D Ind. ha ⁻¹	IVI	D Ind. ha ⁻¹	IVI	D Ind. ha ⁻¹	IVI	D Ind. ha ⁻¹	IVI
	<i>Quercus benthamii</i> A. DC.	3	1.0	2	0.6	1	0.1	0	0.0	0	0.0	0	0.0
	<i>Quercus castanea</i> Née	0	0.0	3	0.7	1	0.3	0	0.0	0	0.0	0	0.0
	<i>Quercus conspersa</i> Benth.	0	0.0	2	0.4	0	0.0	0	0.0	0	0.0	0	0.0
	<i>Quercus corrugata</i> Hook.	2	0.7	6	1.6	1	0.2	0	0.0	2	0.3	0	0.0
Fagaceae	<i>Quercus crassifolia</i> Bonpl.	48	5.4	26	3.1	6	0.9	91	8.1	164	12.2	141	13.3
	<i>Quercus elliptica</i> Née	0	0.0	0	0.0	0	0.0	2	0.5	13	1.4	14	1.5
	<i>Quercus glabrescens</i> Benth	0	0.0	0	0.0	0	0.0	0	0.0	16	1.6	4	0.6
	<i>Quercus laurina</i> Bonpl.	94	14.6	70	10.3	88	13.6	69	14.8	86	13.1	83	9.6
	<i>Quercus macdougalii</i> Martínez	0	0.0	7	1.0	0	0.0	0	0.0	0	0.0	0	0.0

	<i>Quercus ocoteifolia</i> Liebm.	5	2.1	13	2.5	2	1.4	0	0.0	0	0.0	0	0.0
	<i>Quercus rugosa</i> Née	114	14.4	106	10.5	67	9.8	22	1.8	3	0.7	38	3.7
	<i>Quercus sapotifolia</i> Liebm.	1	0.5	16	2.4	0	0.0	0	0.0	0	0.0	0	0.0
	<i>Quercus sartorii</i> Liebm.	0	0.0	1	0.5	0	0.0	0	0.0	0	0.0	0	0.0
	<i>Quercus scotyphylla</i> Liebm.	0	0.0	0	0.0	0	0.0	42	2.7	5	0.9	8	0.8
	<i>Quercus sebifera</i> Trel.	0	0.0	0	0.0	0	0.0	0	0.0	0	0.0	0	0.0
	<i>Quercus splendens</i> Née	2	0.7	18	2.6	0	0.0	0	0.0	0	0.0	0	0.0
	<i>Quercus spp</i>	0	0.0	0	0.0	0	0.0	22	2.2	5	0.9	20	2.0
	<i>Abies hickelii</i> Flous & Gausson	0	0.0	4	0.6	0	0.0	0	0.0	1	0.2	1	0.1
	<i>Pinus ayacahuite</i> C. Ehrenb. ex Schldtl.	21	3.6	17	3.3	22	4.2	0	0.0	3	1.4	3	0.8
	<i>Pinus chiapensis</i> (Martínez) Andresen	0	0.0	1	0.1	0	0.0	0	0.0	0	0.0	0	0.0
	<i>Pinus douglasiana</i> Martínez	0	0.0	0	0.0	0	0.0	32	5.4	5	2.2	31	5.0
	<i>Pinus hartwegii</i> Lindl.	0	0.0	1	0.1	0	0.0	0	0.0	0	0.0	0	0.0
Pinaceae	<i>Pinus leiophylla</i> Schiede ex Schldtl. & Cham.	0	0.0	0	0.0	0	0.0	1.5	0.5	1	0.1	4	1.0
	<i>Pinus oaxacana</i> Mirov	2	0.6	3	0.7	0	0.0	1	0.2	24	4.2	1	0.2
	<i>Pinus patula</i> Schiede ex Schldtl. & Cham.	251	31.6	111	15.0	398	42.5	17	5.4	55	11.9	72	16.7
	<i>Pinus pseudostrobus</i> Lindl.	46	7.9	84	12.8	68	8.7	7	4.2	9	3.9	5	2.2
	<i>Pinus rudis</i> Endl.	6	1.7	10	1.4	19	2.8	0	0.0	0	0.0	0	0.0
	<i>Pinus teocote</i> Schldtl. & Cham.	0	0.0	2	0.5	0	0.0	1	0.2	1	0.5	15	2.2
Malvaceae	<i>Chiranthodendron pentadactylon</i> Larreat.	0	0.0	10	1.9	0	0.0	0	0.0	0	0.0	0	0.0
	<i>Tilia cordata</i> Mill.	4	1.1	46	5.8	1	0.2	0	0.0	0	0.0	0	0.0
	<i>Tilia mexicana</i> Schldtl.	0	0.0	0	0.0	0	0.0	155	13.6	141	11.3	63	6.0
Betulaceae	<i>Alnus acuminata</i> Kunth	3	0.9	3	0.5	1	0.3	3	0.6	6	1.1	7	1.0
	<i>Alnus firmifolia</i> Fernald	13	2.1	8	1.2	16	2.2	0	0.0	0	0.0	0	0.0
Rosaceae	<i>Prunus serótina</i> Ehrh.	1	0.2	1	0.1	1	0.3	4	1.6	6	1.7	13	2.8
	<i>Prunus capuli</i> Cav.	0	0.0	0	0.0	0	0.0	0	0.0	1	0.1	0	0.0
Clethraceae	<i>Clethra mexicana</i> DC.	55	6.7	179	16.6	62	8.0	16	2.5	9	1.7	39	3.7
Cupressaceae	<i>Juniperus deppeana</i> Steud.	0	0.0	0	0.0	0	0.0	1	0.1	1	0.2	0	0.0
Ericaceae	<i>Arbutus xalapensis</i> Kunth	18	3.9	8	1.7	13	4.3	1	0.3	14	2.2	10	2.1
Lauraceae	<i>Litsea glaucescens</i> Kunth	0	0.0	0	0.0	0	0.0	1	0.1	1	0.2	9	1.5
Oleaceae	<i>Fraxinus udhei</i> (Wenz.) Lingelsh.	0	0.0	5	0.6	0	0.0	3	0.7	1	0.3	1	0.1
Myrtaceae	<i>Luma apiculata</i> (DC.) Burret	0	0.0	2	0.5	0	0.0	0	0.0	0	0.0	0	0.0
Moraceae	<i>Morus spp</i>	0	0.0	0	0.0	0	0.0	0	0.0	3	0.4	2	0.2
Araliaceae	<i>Oreopanax xalapensis</i> (Kunth) Decne. & Planch.	1	0.3	2	0.5	1	0.1	8	2.6	23	4.0	34	4.4

Taxaceae	<i>Taxus globosa</i> Schtdl.	0	0.0	0	0.0	0	0.0	3	0.9	0.0	1	0.1	
Otras	Otras latifoliadas	0	0.0	0	0.0	0	0.0	372	30.4	233	21.1	222	18.3

En ambas comunidades, los rodales con mayor riqueza de especies arbóreas fueron los manejados con el MMOBI (33 especies en Santiago Comaltepec y 28 en Santiago Xiacuí), la menor riqueza de especies arbóreas en Santiago Comaltepec fueron los rodales manejados con el MDS (18 especies) y en Santiago Xiacuí los rodales del BNM (23 especies). En Santiago Comaltepec los rodales con tratamiento silvícola de selección en grupos del MMOBI presentaron un índice de Simpson y Shannon (0.58 y 1.20) mayor en comparación con los encontrados en el bosque con tala rasa en franjas del MDS (0.48 y 0.92) y BNM (0.52 y 1.03). En el caso de Santiago Xiacuí, los índices de Simpson y Shannon de mayor valor se encontraron en los rodales con tratamientos de tala rasa en franjas y aclareos del MDS (0.66 y 1.39), seguido del tratamiento de selección en grupos del MMOBI (0.62 y 1.28) y con un valor menor el BNM (0.50 y 0.99).

Los índices de Simpson y Shannon-Wiener indican que en Santiago Comaltepec hay mayor diversidad arbórea en los rodales manejados con el MMOBI, mientras que en Santiago Xiacuí fueron los rodales con el MDS. La diversidad más baja en Santiago Comaltepec se encontró en los rodales con el MDS y en Santiago Xiacuí en la zona del BNM. La diversidad de especies arbóreas aumenta las existencias de carbono (Liu, *et al.*, 2018), esta condición se cumplió en los rodales manejados con el MMOBI de Santiago Comaltepec al ser los más diversos y con un contenido de carbono similar al del BNM, en cambio, los resultados de Santiago Xiacuí indicaron que los rodales más diversos fueron los manejados con el MDS pero en contenido de carbono almacenado fueron los más bajos, esto se atribuye a que las especies arbóreas en estos rodales tuvieron Dn y At menores en comparación con los árboles del BNM y de los rodales con el MMOBI de la misma comunidad. Estos resultados coinciden con la discusión planteada por Gamfeldt *et al.*, (2013), quienes mencionan que los efectos de la biodiversidad sobre los servicios ecosistémicos son mixtos, por lo tanto, se requiere de estudios explícitos del vínculo entre biodiversidad y servicios ecosistémicos a escalas regionales.

Densidad

En Santiago Comaltepec la densidad arbórea fue mayor en el MMOBI con 767 árboles ha⁻¹ en comparación con el MDS (765 árboles ha⁻¹) y el BNM (689 árboles ha⁻¹). En el MDS y el BNM la especie con mayor densidad fue *P. patula* (398 y 251 árboles ha⁻¹ respectivamente) y en el MMOBI fue *C. mexicana* (179 árboles ha⁻¹). En Santiago Xiacuí la densidad arbórea fue mayor en el BNM con 872 árboles ha⁻¹ en comparación con el MDS (838 árboles ha⁻¹) y el MMOBI (829 árboles ha⁻¹). El grupo de otras latifoliadas obtuvo la mayor densidad en las tres condiciones de manejo con 372 árboles ha⁻¹ para el MDS, 233 árboles ha⁻¹ para el BNM y 222 árboles ha⁻¹ para el MMOBI (Tabla 1).

Estructura arbórea

El IVI permitió jerarquizar la dominancia de las familias y especies arbóreas dentro de cada sistema de manejo forestal y en el BNM. Las especies sobresalientes por su alto valor de IVI presentes en las tres condiciones estudiadas de ambas comunidades fueron: *P. patula*, *Q. laurina*, *Q. rugosa*, *Q. crassifolia*, *C. mexicana*, *T. mexicana*, *P. pseudostrobus* y *P. douglasiana* (Tabla 1).

La dominancia de *P. patula* en rodales tratados con el MDS de Santiago Comaltepec y Santiago Xiacuí, es un indicador del cumplimiento de los objetivos de las cortas de regeneración de tala rasa en franjas ya que genera claros que favorecen la germinación de especies heliófilas que son las de interés comercial (principalmente *Pinus*) (López-Hernández *et al.*, 2017; Monárrez-González *et al.*, 2018). La dominancia de la familia Pinácea tiene ventajas comerciales porque las especies de pinos son las de mayor valor económico en el mercado; sin embargo, se encontró que ello redujo la diversidad arbórea en Santiago Comaltepec. En los rodales manejados con el MMOBI la familia Fagácea fue la dominante para Santiago Comaltepec y Santiago Xiacuí, destacando las especies *C. Mexicana*, *Q. laurina* y *Q. rugosa*, esta dominancia se asocia al desarrollo de árboles remanentes de *Quercus* y latifoliadas como efecto de los pequeños claros del manejo MMOBI que reducen la entrada de luz y favorecen la regeneración de especies tolerantes a la sombra, lo cual dificultó el desarrollo de la familia Pinácea (Hernández, 2007).

Los rodales manejados con el MMOBI (tratamiento de selección en grupos) generó una estructura más diversa que el manejo con MDS, debido a que se asemeja a un bosque no manejado con un dosel continuo, debido a que este sistema de extracción selectiva favorece a especies tolerantes a la sombra como los encinos y latifoliadas, desplazando a las especies

intolerantes a la sombra como los pinos (Bray y Merino, 2004; Jardel, 2015a; Müller *et al.*, 2018; García-García *et al.* 2019).

En la zona forestal manejada con el MMOBI en la SNO, se favoreció la conversión de bosques de pino a bosques de encino, debido a que la extracción selectiva deja parches pequeños que disminuyen la entrada de luz, lo que reduce la regeneración de pino y favorece la de encino y latifoliadas (Snook y Negreros, 1994), por el contrario el MDS incrementa la producción de madera de pino (por su valor comercial), al favorecer la entrada de luz por aperturas forestales más grandes que a su vez disminuye la competencia y favorece el desarrollo de especies como *P. patula* y *P. pseudotrobus* (Bray y Merino, 2004; Ríos-Altamirano *et al.*, 2016). La conservación de la biodiversidad en los ecosistemas forestales es fundamental en el contexto de brindar servicios ecosistémicos, entre estos la captura y almacenamiento de carbono. Esta premisa aplica también para bosques con manejo forestal, los cuales a la par de la producción de madera, pueden capturar y almacenar carbono (Pacheco-Aquino, 2014), lo cual depende del sistema de regeneración que se utilice (Ali, Khan, Ahmad y Khan, 2019). Mantener un bosque con producción y productividad forestal depende de la conservación de agua, suelos y biodiversidad (Jardel, 2015b). Las especies arbóreas crean diferentes condiciones de hábitat para la regeneración de árboles, plantas herbáceas, animales y microorganismos en el suelo (Vargas-Larreta *et al.*, 2016).

En los rodales manejados con el MMOBI, 60% de los individuos se distribuyeron en las dos primeras clases diamétricas (7.5 a 17.5 cm), con una estructura de J invertida, esto significa, que la mayoría de los individuos están en la categoría diamétrica inicial, y que conforme aumenta la categoría diamétrica disminuye el número de árboles (Fig. 2). La alta concentración de individuos en categorías diamétricas menores indica que el bosque se encuentra en una etapa de crecimiento (Imaña, Antunes e Imaña, 2011). Así mismo, dicha distribución indica procesos de regeneración en el reemplazo de árboles que fueron eliminados por los tratamientos silvícolas aplicados anteriormente (Imaña *et al.*, 2011; Juárez-García y Saragos-Méndez, 2015; Esparza-Olguín, Vargas-Contreras, Martínez-Romero y Escalona-Segura, 2019). La distribución de individuos en forma de J invertida es característica de especies tolerantes a la sombra y de rodales manejados con el MMOBI (Hernández, 2007).

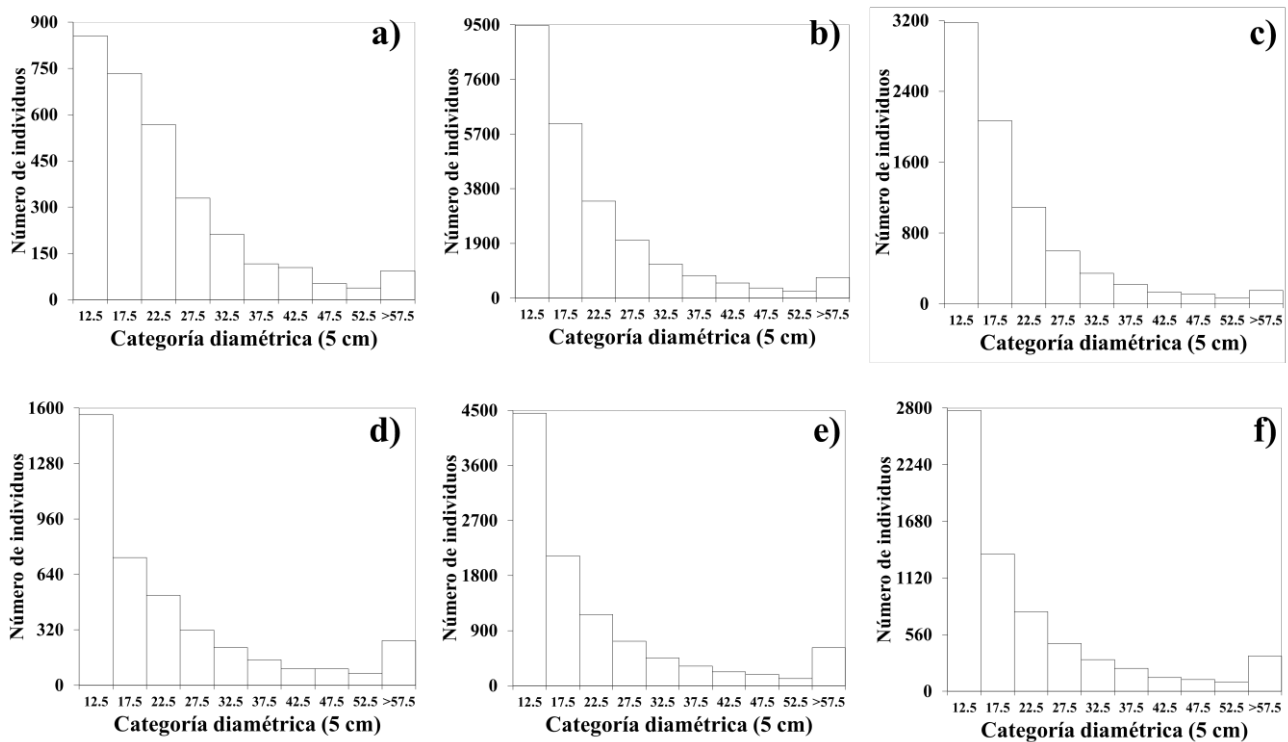


Figura 2. Distribución diamétrica del total de individuos inventariados, en clases de 5 cm de amplitud para los árboles vivos con $D_n > 7.5$ cm para el bosque no manejado (BNM) (a), el manejado con el método mexicano de ordenación de bosques irregulares (MMOBI) (b) y el manejado con el método de desarrollo silvícola (MDS) (c) de Santiago Comaltepec. El bosque no manejado (BNM) (d), el manejado con el método mexicano de ordenación de bosques irregulares (MMOBI) (e) y el manejado con el método de desarrollo silvícola (MDS) (f) de Santiago Xiacuí.

Biomasa y carbono aéreo por especies en los diferentes sistemas de manejo forestal y el BNM

En el BNM los contenidos de biomasa y carbono más altos se obtuvieron para las especies de *P. patula* en Santiago Comaltepec y otras latifoliadas en Santiago Xiacuí. En el MMOBI los contenidos de biomasa y carbono más altos fueron para las especies *P. patula* (Santiago Xiacuí) y *P. pseudostrobus* (Santiago Comaltepec) y en el MDS los mayores contenidos de biomasa y carbono fueron para las especies *P. patula* en ambas comunidades. Las especies *Q. crassifolia*, *Q. laurina*, *Q. rugosa* y *C. mexicana* presentaron valores intermedios respecto a las demás especies de los rodales de BNM y los manejados con el MDS y el MMOBI (Fig. 3).

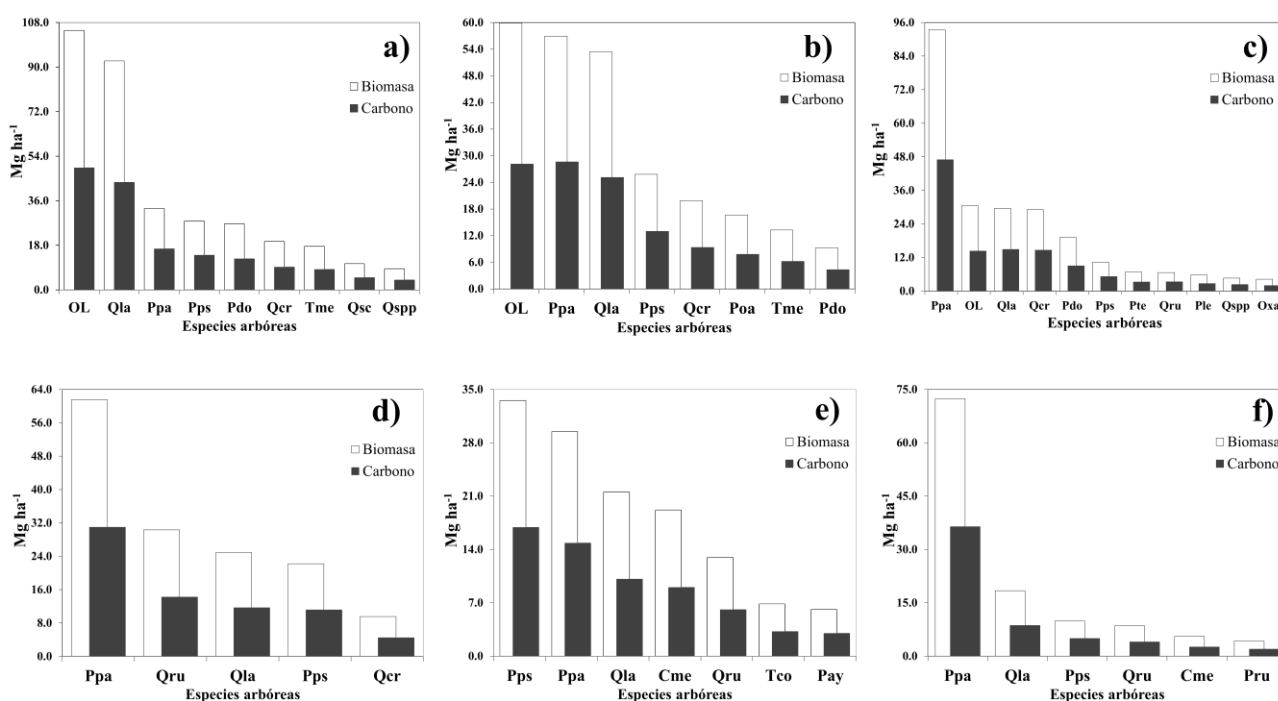


Figura 3. Biomasa y carbono de diferentes especies arbóreas en bosques manejados en Santiago Xiacuí con BNM (a), MMOBI (b) y el MDS (c); Santiago Comaltepec con el BNM (d), el MMOBI (e) y el MDS (f).

Especies arbóreas de los diferentes sistemas forestales (eje de las X) a) BNM Santiago Xiacuí: OL: Otras latifoliadas, Qla: *Quercus laurina* Humb. & Bonpl, Ppa: *Pinus patula* Schiede ex Schltdl. & Cham., Pps: *Pinus pseudostrobus* Lindl., Pdo: *Pinus douglasiana* Martínez, Qcr: *Quercus crassifolia* Bonpl., Tme: *Tilia mexicana* Schltdl., Qsc: *Quercus scytophylla* Liebm., Qspp: *Quercus* spp. (Las siguientes especies presentaron menos de 3 Mg ha⁻¹ de biomasa aérea y carbono almacenado: *Quercus rugosa* Née; *Clethra mexicana* DC.; *Oreopanax xalapensis* (Kunth) Decne. & Planch.; *Prunus*

serótina Ehrh.; *Alnus acuminata* Kunth; *Fraxinus udhei* (Wenz.) Lingelsh.; *Taxus globosa* Schltdl.; *Quercus elliptica* Née; *Pinus leiophylla* Schiede ex Schltdl. & Cham.; *Pinus oaxacana* Mirov; *Pinus teocote* Schltdl. & Cham.; *Juniperus deppeana* Steud.; *Arbutus xalapensis* Kunth; *Litsea glaucescens* Kunth).

Especies arbóreas de los diferentes sistemas forestales (eje de las X) b) MMOBI Santiago Xiacuí: OL: Otras latifoliadas, Ppa: *Pinus patula* Schltdl. & Cham., Qla: *Quercus laurina* Humb. & Bonpl., Pps: *Pinus pseudostrobus* Lindl., Qcr: *Quercus crassifolia* Bonpl., Poa: *Pinus oaxacana* Mirov., Tme: *Tilia mexicana* Schltdl., Pdo: *Pinus douglasiana* Martínez. (Las siguientes especies presentaron menos de 3 Mg ha⁻¹ de biomasa aérea y carbono almacenado: *Oreopanax xalapensis* (Kunth) Decne. & Planch.; *Quercus glabrescens* Benth; *Arbutus xalapensis* Kunth; *Quercus elliptica* Née; *Clethra mexicana* DC.; *Alnus acuminata* Kunth; *Prunus serótina* Ehrh.; *Quercus scytophylla* Liebm.; *Quercus* spp; *Quercus rugosa* Née; *Pinus ayacahuite* C. Ehrenb. ex Schltdl.; *Morus* spp; *Quercus corrugata* Hook.; *Abies hickelii* Flous & Gaussen; *Pinus leiophylla* Schiede ex Schltdl. & Cham.; *Pinus teocote* Schltdl. & Cham.; *Prunus capuli* Cav.; *Juniperus deppeana* Steud.; *Litsea glaucescens* Kunth; *Fraxinus udhei* (Wenz.) Lingelsh.).

Especies arbóreas de los diferentes sistemas forestales (eje de las X) c) MDS Santiago Xiacuí: Ppa: *Pinus patula* Schiede ex Schltdl. & Cham., OL: Otras latifoliadas, Qla: *Quercus laurina* Humb. & Bonpl., Qcr: *Quercus crassifolia* Bonpl., Pdo: *Pinus douglasiana* Martínez., Pps: *Pinus pseudostrobus* Lindl., Pte: *Pinus teocote* Schltdl. & Cham., Qru: *Quercus rugosa* Née., Ple: *Pinus leiophylla* Schiede ex Schltdl. & Cham., Qspp: *Quercus* spp., Oxa: *Oreopanax xalapensis* (Kunth) Decne. & Planch. (Las siguientes especies presentaron menos de 3 Mg ha⁻¹ de biomasa aérea y carbono almacenado: *Tilia mexicana* Schltdl.; *Clethra mexicana* DC.; *Quercus elliptica* Née; *Prunus serótina* Ehrh.; *Arbutus xalapensis* Kunth; *Litsea glaucescens* Kunth; *Quercus scytophylla* Liebm.; *Alnus acuminata* Kunth; *Quercus glabrescens* Benth; *Pinus ayacahuite* C. Ehrenb. ex Schltdl.; *Morus* spp; *Abies hickelii* Flous & Gaussen; *Pinus oaxacana* Mirov; *Fraxinus udhei* (Wenz.) Lingelsh.; *Taxus globosa* Schltdl.).

Especies arbóreas de los diferentes sistemas forestales (eje de las X) d) BNM Santiago Comaltepec: Ppa: *Pinus patula* Schiede ex Schltdl. & Cham., Qru: *Quercus rugosa* Née., Qla: *Quercus laurina* Humb. & Bonpl., Pps: *Pinus pseudostrobus* Lindl., Qcr: *Quercus crassifolia* Bonpl. (Las siguientes especies presentaron menos de 3 Mg ha⁻¹ de biomasa aérea y carbono almacenado: *Clethra mexicana* DC.; *Pinus ayacahuite* C. Ehrenb. ex Schltdl.; *Arbutus xalapensis* Kunth; *Alnus firmifolia* Fernald; *Pinus rudis* Endl.; *Quercus ocoteifolia* Liebm.; *Tilia cordata* Mill.; *Quercus benthamii* A. DC.; *Alnus acuminata* Kunth; *Quercus corrugata* Hook.; *Quercus splendens* Née; *Pinus oaxacana* Mirov; *Quercus sapotifolia* Liebm.; *Prunus serótina* Ehrh.; *Oreopanax xalapensis* (Kunth) Decne. & Planch.).

Especies arbóreas de los diferentes sistemas forestales (eje de las X) e) MMOBI Santiago Comaltepec: Pps: *Pinus pseudostrobus* Lindl., Ppa: *Pinus patula* Schiede ex Schltdl. & Cham., Qla: *Quercus laurina* Humb. & Bonpl., Cme: *Clethra mexicana* DC., Tco: *Tilia cordata* Mill., Pay: *Pinus ayacahuite* C. Ehrenb. ex Schltdl. (Las siguientes especies presentaron menos de 3 Mg ha⁻¹ de biomasa aérea y carbono almacenado: *Quercus crassifolia* Bonpl.; *Quercus splendens* Née; *Quercus sapotifolia* Liebm.; *Quercus ocoteifolia* Liebm.; *Pinus rudis* Endl.; *Chiranthodendron pentadactylon* Larreat.; *Alnus firmifolia* Fernald; *Arbutus xalapensis* Kunth; *Quercus macdougallii* Martínez; *Quercus corrugata* Hook.; *Fraxinus udhei* (Wenz.) Lingelsh.; *Abies hickelii* Flous & Gaussen; *Quercus castanea* Née; *Pinus oaxacana* Mirov; *Alnus acuminata* Kunth; *Quercus benthamii* A. DC.; *Quercus conspersa* Benth.; *Pinus teocote* Schltdl. & Cham.; *Luma apiculata* (DC.) Burret; *Oreopanax xalapensis* (Kunth) Decne. & Planch.; *Quercus sartorii* Liebm.; *Pinus chiapensis* (Martínez) Andresen; *Pinus hartwegii* Lindl.; *Prunus serótina* Ehrh.).

Especies arbóreas de los diferentes sistemas forestales (eje de las X) f) MDS Santiago Comaltepec: Ppa: *Pinus patula* Schltdl. & Cham., Qla: *Quercus laurina* Humb. & Bonpl., Pps: *Pinus pseudostrubus* Lindl., Qru: *Quercus rugosa* Née., Cme: *Clethra mexicana* DC., Pru: *Pinus rudis* Endl. (Las siguientes especies presentaron menos de 3 Mg ha⁻¹ de biomasa aérea y carbono almacenado: *Pinus ayacahuite* C. Ehrenb. ex Schltdl.; *Alnus firmifolia* Fernald; *Arbutus xalapensis* Kunth; *Quercus crassifolia* Bonpl.; *Quercus ocoteifolia* Liebm.; *Quercus benthamii* A. DC.; *Quercus castanea* Née; *Quercus corrugata* Hook.; *Tilia cordata* Mill.; *Alnus acuminata* Kunth; *Prunus serótina* Ehrh.; *Oreopanax xalapensis* (Kunth) Decne. & Planch.).

La mayor cantidad de biomasa y carbono en los tres sistemas evaluados está concentrada en pocas especies, 50% en tres de ellas (*P. patula*, *P. pseudostrubus* y *Q. lauriana*), dicha tendencia en ambas comunidades se debió a que son los árboles de mayor talla y abundancia por unidad de superficie (Fig. 3). Las clases diamétricas mayores a 70 cm fueron dominadas por el género *Pinus* y *Quercus*, en esta categoría diamétrica se concentró la mayor cantidad de biomasa y carbono, aun cuando representa menos del 5% del total de árboles.

Los árboles de diámetros y alturas menores fueron importantes en cuanto al almacenamiento de carbono debido a su densidad arbórea. Por ejemplo, la especie *C. mexicana* en el bosque manejado con el MMOBI en Santiago Comaltepec representó una densidad arbórea de 12%, *T. mexicana* en el bosque Santiago Xiacuí con el MMOBI representa 5% del total de biomasa y carbono. Así mismo, en Santiago Xiacuí el grupo de otras latifoliadas presentó una densidad más alta (213 árboles ha⁻¹), así como 11% del total de biomasa y carbono. Estas especies en ocasiones son aprovechadas comercialmente como leña y materia prima para artesanías, sin embargo, representan un potencial para almacenar carbono, la especie *F. uhdei* es una especie longeva, por ello una medida de conservación de las especies latifoliadas en zonas de aprovechamiento intensivo puede ser que una vez que las especies de pino alcancen mayor Dn (de 10 a 50 cm) éstas se combinen con especies latifoliadas que no representen competencia para su crecimiento (Hernández, 2007).

En los rodales tratados con el MDS en Santiago Comaltepec, la especie de mayor importancia ecológica fue *P. patula* (37%), la cual también resultó ser la especie con mayor cantidad de biomasa y carbono almacenado, mientras que en el MMOBI la especie *C. mexicana* fue la más importante ecológicamente (19%), pero no fue la de mayor cantidad de biomasa y carbono al presentar 12% del total. En Santiago Xiacuí, el grupo de otras latifoliadas fue el más importante ecológicamente en el MDS y el MMOBI, pero no en términos de biomasa y carbono (24%), puesto que estuvieron por debajo del *P. patula*, y *Q. lauriana* con 26% de la biomasa y carbono con 13% de importancia ecológica (Tabla 1).

Existen diferencias en el número de especies e individuos en los bosques manejados y no manejados, en el MMOBI de Santiago Xiacuí dominan las especies de *Quercus* y otras latifoliadas, que se caracterizan por ser tolerantes a la sombra (Jardel, 2015b), condición que se presenta en los pequeños claros. En el MDS en Santiago Comaltepec y Santiago Xiacuí dominó el *P. patula*, porque es la especie de mayor interés comercial. En el BNM de Santiago Comaltepec y Santiago Xiacuí dominaron el *P. patula*, *Q. rugosa*, *Q. lauriana* y *P. pseudostrobus*, esto se debe a que algunas áreas están proyectadas como zona de reserva comercial, las cuales podrán ser aprovechadas maderablemente en futuros ciclos de corta.

El mayor o menor almacenamiento de carbono en un bosque manejado está en función de la acumulación de la biomasa, de modo que cualquier actividad debería ser analizada con base en estrategias que incrementen la biomasa (Pimienta-De la Torre, Domínguez-Cabrera, Aguirre-Calderón, Javier-Hernández y Jiménez-Pérez, 2007). Los rodales tratados con el MMOBI tuvieron mayor diversidad de especies, esto contribuyó a que presentaran más carbono almacenado con respecto a los rodales tratados con el MDS, existe una relación positiva entre la diversidad arbórea y las reservas de carbono (Gamfeldt *et al.*, 2013; Lecina-Díaz *et al.*, 2018) (Fig. 3). Este resultado indica que se requiere de mayor atención sobre las estrategias y acciones de extracción de madera con la finalidad de no afectar su capacidad de almacenar carbono al reducir su diversidad. En el caso del bosque tratado con el MDS se sugiere la búsqueda de técnicas que incrementen la diversidad de especies, por ejemplo, disminución en la intensidad de podas, lo que fomentaría la diversidad y el posible aumento en la reserva de carbono.

Biomasa aérea y carbono almacenado en los bosques manejados y no manejado

En Santiago Comaltepec, la biomasa aérea y el carbono almacenado no fueron significativamente diferentes ($p \geq 0.05$) entre el BNM y el manejo con el MMOBI, sin embargo, si existieron diferencias significativas ($p < 0.05$) en comparación al manejo con el MDS (Fig. 4). En Santiago Xiacuí, la biomasa y el carbono almacenado fueron significativamente mayores ($p < 0.05$) en el BNM en comparación con los rodales tratados con el MMOBI y el MDS, entre estos últimos la biomasa y el carbono no mostraron diferencias estadísticamente significativas ($p \geq 0.05$) (Fig. 5).

Los bosques manejados con el MMOBI se asemejan, en biomasa y contenido de carbono, al BNM (Bray y Merino, 2004; Müller *et al.*, 2018; García-García *et al.* 2019), lo cual le

confiere mayor potencial para almacenar carbono con respecto a uno manejado con el MDS, debido a que los rodales tratados con el MMOBI concentraron la mayor cantidad de biomasa y carbono, en la familia Fagácea y Pinácea que agruparon a las especies con dimensiones mayores en altura y volumen. Sin embargo, los bosques manejados con el MDS podrían presentar mayor producción maderable en comparación con el MMOBI, como fue el caso del bosque de Santiago Comaltepec, donde la especie dominante fue *P. patula*. La reducción en la extracción y venta de madera en el MMOBI se asocia a un manejo económicamente no viable, por lo que si se pretende conservar este tipo de manejo es necesario beneficiar a las comunidades con apoyos por brindar servicios ecosistémicos o mediante la obtención de productos del bosque.

La variación de la biomasa y carbono entre el BNM y el tratado con el MDS se debe a que el BNM presentó mayor densidad arbórea, en Santiago Xiacuí se obtuvieron 872 árboles ha⁻¹, en comparación con el MDS con 838 árboles ha⁻¹. En Santiago Comaltepec, la densidad arbórea fue menor en el BNM respecto a los rodales manejados con el MDS y el MMOBI, sin embargo, la talla de los individuos muestreados en el BNM fue mayor. Una causa probable de estas diferencias son los tratamientos silvícolas aplicados en los programas de manejo autorizados a partir de los años 90 y la extracción maderable ejecutada por empresas paraestatales a partir de los años 50 y 60 del siglo XX en la zona de estudio (Ortega-Ponce, 2004; Roldán-Félix, 2014).

Los contenidos de biomasa y carbono arbóreo estimados en el presente trabajo se encontraron dentro de los intervalos reportados en la literatura nacional para bosques templados (Figueroa-Navarro *et al.*, 2010; Razo-Zárate *et al.*, 2013; Buendía-Rodríguez *et al.*, 2015; Ordoñez-Díaz *et al.*, 2015; Chávez-Pascual *et al.*, 2017). Algunos autores como Soriano-Luna *et al.*, (2018) y Pacheco-Aquino *et al.*, (2015), afirman que los bosques manejados tienen potencial para producir biomasa y fijar carbono, sin dejar atrás la producción y venta de madera, actividad económica fundamental para la economía de las comunidades indígenas de la región; sin embargo, como se muestra en este trabajo es necesario determinar qué tipo de manejo, o que modificaciones serían necesarias para cada uno de ellos, para que las comunidades vean un beneficio tanto económico como de preservación de recursos y servicios ambientales.

La variabilidad de la biomasa y carbono arbóreo en ambos sistemas de manejo se relacionó con la densidad, diversidad arbórea y el tamaño de los árboles (diámetros y alturas totales). La UMM con el contenido de biomasa más bajo se localizó en Santiago Comaltepec en el MMOBI (24.5 Mg ha⁻¹), tuvo una densidad arbórea de 380 árboles ha⁻¹, y sólo tres especies arbóreas diferentes (*P. patula*, *P. rudis* y *Q. rugosa*). El tratamiento silvícola que reportó la menor cantidad de biomasa y carbono fue aquel donde se realiza la corta de regeneración de tala rasa en franjas (MDS) en Santiago Comaltepec; los árboles inventariados mostraron un Dn promedio de 12 cm y At promedio de 11 m, lo que indica que el arbolado está en la categoría diamétrica inicial. El mayor contenido de biomasa arbórea correspondió al BNM de Santiago Xiacuí (461.2 Mg ha⁻¹) con 858 árboles ha⁻¹ y ocho especies arbóreas (*P. patula*, *P. pseudostrobus*, *Q. laurina*, *C. mexicana*, *O. xalapensis*, *T. mexicana*, las más abundantes) y el grupo otras latifoliadas. Un aspecto importante para los altos contenidos de biomasa y carbono fue la talla de los árboles de *P. pseudostrobus* y *Q. laurina* con Dn de 7.5 a 119.0 cm, y alturas de hasta 50 m, pues se sabe que, al aumentar las dimensiones y edad de los árboles, la cantidad de biomasa y carbono se incrementan (Soriano-Luna *et al.*, 2015). En términos de producción forestal maderable, el MDS de Santiago Comaltepec y Santiago Xiacuí presentó más de la mitad de la biomasa y el carbono en la familia Pinácea, esto lo hace más importante en términos de extracción maderable, sin embargo, actualmente los servicios ecosistémicos que provee el bosque son tan importantes como los productos maderables, por tal motivo el manejo forestal deberá contemplar estrategias que mantengan al bosque sano, diverso y productivo (Cortés-Montaña, Vargas y Jardel, 2013; Aguirre-Calderón, 2015).

El valor de la incertidumbre al calcular la biomasa en el BNM de Santiago Comaltepec fue de ± 16.7 , en el MMOBI ± 11.2 y en el MDS $\pm 18.5\%$. Mientras que en el cálculo del carbono fue de $\pm 16.7\%$, $\pm 10.9\%$ y $\pm 16.4\%$ para BNM, MMOBI y MDS respectivamente. Para el caso de los bosques en Santiago Xiacuí, la incertidumbre para el cálculo de la biomasa fue ± 11.5 , ± 14.2 y $\pm 8.8\%$, para BNM, MMOBI y MDS respectivamente, mientras que para el carbono el valor en el BNM fue de ± 11.6 , en MMOBI ± 14.3 y en MDS $\pm 8.7\%$.

La cuantificación de la incertidumbre asociada en las estimaciones de carbono es un indicador de la precisión de los datos (Kauffman, Donato y Adame, 2013), la incertidumbre más baja fue en el cálculo de biomasa y carbono de los rodales manejados con el MDS de

Santiago Xiacuí, en cambio, el mismo sistema en Santiago Comaltepec presentó los valores más altos, lo cual se debe a los errores aleatorios como la imprecisión instrumental (utilizada en el muestreo), tamaño y cantidad de parcelas medidas, y los errores en la conversión de la medición del árbol en biomasa con los modelos alométricos (Herold, Romijn y Mora, 2016). Sin embargo, los valores de incertidumbre reportados en este trabajo se encuentran dentro del intervalo reportado para la biomasa y carbono aéreo de un bosque templado en México y un bosque templado colombiano (Vásquez y Arellano, 2012; Soriano-Luna *et al.*, 2018). Las estimaciones de la incertidumbre es un elemento esencial de un inventario de emisiones de gases de efecto invernadero (GEI), la cual pretende contribuir para mejorar la exactitud de los inventarios en el futuro y orientar las decisiones sobre la elección de metodologías para estimar las emisiones de GEI (IPCC, 2006b).

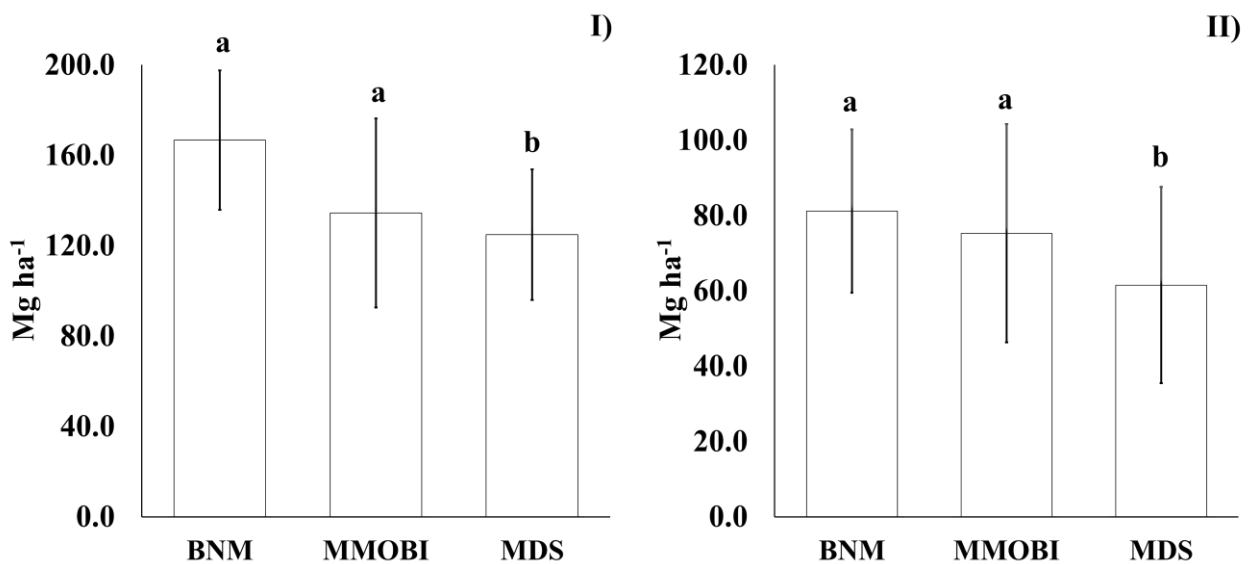


Figura 4. Contenido de biomasa (I) y carbono arbóreo aéreo (II) en el bosque no manejado (BNM) y manejados con el método de desarrollo silvícola (MDS) y el método mexicano de ordenación de bosques irregulares (MMOBI) de Santiago Comaltepec. Las líneas sobre las barras representan \pm desviación estándar. Letras distintas entre barras indican diferencias significativas entre tratamientos respecto a los contenidos de biomasa; se utilizó la prueba de Tukey ($p < 0.05$).

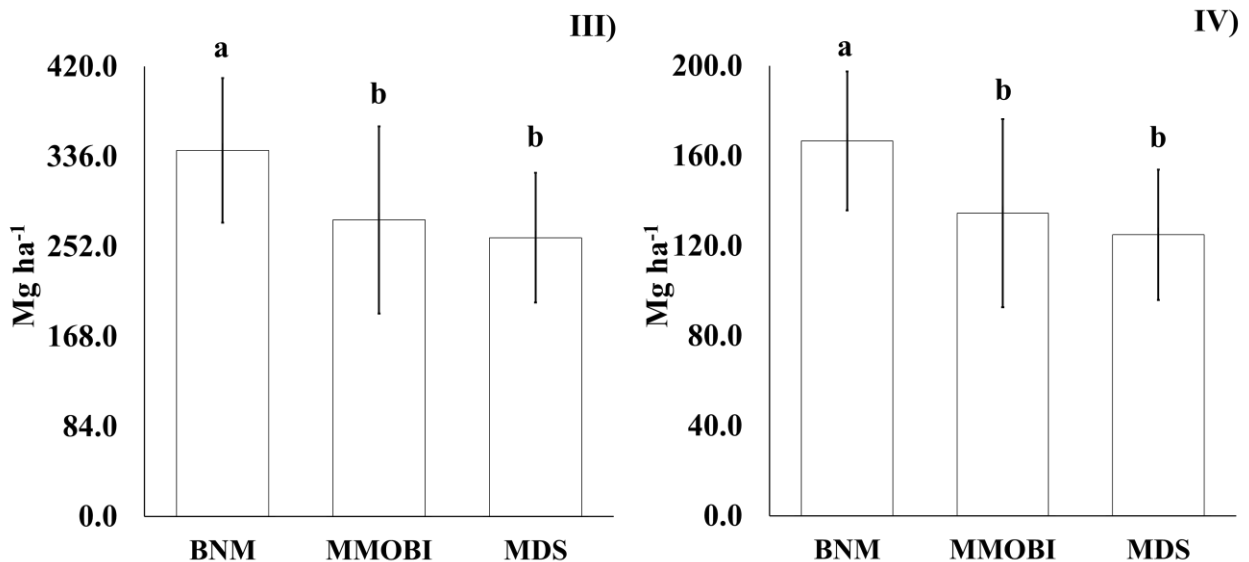


Figura 5. Contenido de biomasa (I) y carbono arbóreo aéreo (II) en el bosque no manejado (BNM) y manejados con el método de desarrollo silvícola (MDS) y el método mexicano de ordenación de bosques irregulares (MMOBI) de Santiago Xiacuí (IV). Las líneas sobre las barras representan \pm desviación estándar. Letras distintas entre barras indican diferencias significativas entre tratamiento respecto a los contenidos de biomasa; se utilizó la prueba de Tukey ($p < 0.05$).

CONCLUSIONES

Los bosques manejados con el Método Mexicano de Ordenación de Bosques Irregulares (MMOBI) tienen potencial de almacenamiento de carbono mayor que los manejados con el Método de Desarrollo Silvícola (MDS) debido a que conserva en mayor medida las características de diversidad y densidad originales del bosque no manejado. Las especies arbóreas de *P. patula*, *P. pseudostrobus* y *Q. laurina* son las más relevantes en términos de contenido de biomasa y carbono almacenado en su parte aérea. Las estimaciones de los reservorios de carbono de los bosques manejados, aunque presentan limitaciones al considerar únicamente el estrato arbóreo aéreo, pueden servir como línea base para gestionar

incentivos financieros para la conservación del bosque, por captura y almacén de carbono en el mercado nacional e internacional, sin dejar la producción de madera actual.

REFERENCIAS

- Acosta-Mireles, M., Carrillo-Anzures, F., & Díaz-Lavariega, M. (2009). Determinación del carbono total en bosques mixtos de *Pinus patula* Schl. et cham. *Terra Latinoamericana*. 27(2). 105-114.
- Aguirre-Calderón, O. A. (2015). Manejo Forestal en el Siglo XXI. *Madera y Bosques*. 21(Especial). 17-28. doi: 10.21829/myb.2015.210423
- Aldape-López, C. T. & Santos-Moreno, A. (2016). Efecto del manejo forestal en la herpetofauna de un bosque templado del occidente de Oaxaca, México. *Biología Tropical*. 64(3). 931-943
- Ali, F., Khan, N., Ahmad, A., & Khan, A. (2019). Structure and biomass carbon of *Olea ferruginea* forests in the foot hills of Malakand division, Hindukush range mountains of Pakistan. *Acta Ecologica Sinica*. 39, 261-266. doi.org/10.1016/j.chnaes.2019.05.011
- Barlett, M.S. (1937). Properties of sufficiency and statistical tests. En Barlett, M.S. (Eds.) *Proceedings of the Royal Society of London*. Serie A. Mathematical and Physical Sciences Vol 160, No. 901 (pp.268-282).
- Bray, D.B., Merino, L., & Barry, D. (2007). El manejo comunitario en sentido estricto: las empresas forestales comunitarias de México. En Bray, D.B., Merino, L., & Barry, D. (Eds.), *Los bosques comunitarios de México. Manejo sustentable de paisajes forestales* (pp. 21-49), México, D.F.
- Bray, D. B., & Merino, L. (2004). *La experiencia de las comunidades forestales en México, Veinticinco años de silvicultura y construcción de empresas forestales comunitarias* (1ª ed.). México D.F. Instituto Nacional de Ecología (INE-SEMARNAT).
- Buendía-Rodríguez, E., Treviño-Garza, E., Aguirre-Calderón, O. A., Alanís, R. E., & Acosta-Mireles, M. (2015). Contenido de carbono en dos masas forestales con diferente historial de uso. En G. J. C. Wong, & P. F. Paz (Eds.), *VI Simposio*

- Internacional del Carbono en México. Programa Mexicano de Carbono.* 73-78. Villahermosa, Tabasco: Programa Mexicano de Carbón.
- Castillo-López A., Hernández, I., Vásquez, M., Herrera, M., Melchor, V., & de la Cruz, M. (2017). *Programa de manejo forestal para el aprovechamiento de recursos forestales maderables nivel avanzado.* Santiago Comaltepec, Oaxaca.
- Chávez-Pascual, E., Rodríguez-Ortiz, G., Enríquez-del Valle, J., Velasco-Velasco, V., & 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
- Cortés-Montaña, C., Vargas, S., & Jardel, E., (2013). *Guía para identificar altos valores de conservación en ecosistemas forestales de México.* México: Rainforest Alliance México-Alianza para Bosques, A.C. (RA).
- Curtis, T., & McIntosh, P. (1951). An Upland Forest Continuum in the Prairie-Forest Border Region of Wisconsin. *Ecology*, 32(3), 476-496. doi: 10.2307/1931725
- De Jong, B., Cairns, M., Haggerty, P., Ramírez, M., Ochoa, G., Mendoza, V., González, E., & March, M. (1999). Land-use change and carbon flux between 1970s and 1990s in the central highlands of Chiapas, México. *Environmental Management*, 23(3), 373-385. doi: 10.1007/s002679900193
- Díaz-Franco, R., Acosta-Mireles, M., Carrillo-Anzures, F., Buendía-Rodríguez, E., Flores-Ayala, E., & Etchevers, J. (2007). Determinación de ecuaciones alométricas para estimar biomasa y carbono en *Pinus patula* Schl. et cham. *Madera y Bosques.* 3(01). 25-34. doi: 10.21829 / myb.2007.1311233
- Durán, E., Mas, J. F., & Velázquez, A. (2005). Land use/cover change in community-based forest management regions and protected areas in Mexico. En Bray, D. B., L. Merino P. & D. Barry (Eds.) *The Community Forests of Mexico: Managing for Sustainable Landscapes* (pp. 215-238). University of Texas Press. Austin, TX, USA.
- Esparza-Olguín, L., Vargas-Contreras, J., Martínez-Romero, E., & Escalona-Segura, G. (2019). Diversidad y biomasa de la selva circundante al Volcán de los Murciélagos, en Campeche, México. *Ecosistemas y Recursos Agropecuarios*, 6 (16), 79-90. doi: 10.19136/era.a6n16.1986

- Figuroa-Navarro, C., Ángeles-Pérez, G., Velázquez-Martínez, A., & De los Santos-Posadas, H. M. (2010). Estimación de la biomasa en un bosque bajo manejo de *Pinus patula* Schltdl. et Cham. en Zacualtipán, Hidalgo. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*. 1(1). 105-112. doi: 10.29298/rmcf.v1i1.658
- Flores-Nieves, P., López-López, M., Ángeles-Pérez, G., Isla-Serrano, M., & Calva-Vásquez, G. (2011). Modelos para estimación y distribución de biomasa de *Abies religiosa* (Kunth) Schltdl. et Cham. En proceso de declinación. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 2 (8), 9-20.
- Gamfeldt, L., Sna`ll, T., Bagchi, R., Jonsson, M., Gustafsson, L., Kjellander, P., Ruiz-Jaen, M., Fro`berg, M., Stendahl, J., Philipson, C., Mikusinski, G., Andersson, E., Westerlund, B., Andre´n H., Moberg, F., Moen, J., & Bengtsson, J. (2013). Higher levels of multiple ecosystem services are found in forests with more tree species. *Nature Communications*. 4(1). doi: 10.1038/ncomms2328
- García-García, S., Narváez, R., Olivas, J., & Hernández, J. (2019). Diversidad y estructura vertical del bosque de pino-encino en Guadalupe y Calvo, Chihuahua. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*. 10(53). 41-63. doi: 10.29298/rmcf.v10i53.173
- Gayoso, J., & J, Guerra. (2005). Contenido de carbono en la biomasa aérea de bosques nativos en Chile. *Bosque*, 26(2), 33-38. doi.org/10.4067/S0717-92002005000200005
- Gorgonio-Ramírez, M., Clark-Tapia, R., Campos, J.E., Monsalvo-Reyes, A., & Alfonso Corrado, C. (2017). Diversidad y estructura genética de *Quercus crassifolia* en sitios de manejo forestal y uso local en Sierra Juárez, Oaxaca. *Madera y Bosques*, 23(2), 85-98. doi:10.21829/myb.2017.2321122
- Goslee, K., Walker, S., Grais, A., Murray, L., Casarim, F., & Brown, S., (2014). *Leaf technical guidance series for the development of a forest carbon monitoring system for REDD+. Module C-CS: Calculations for Estimating Carbon Stocks*. Winrock International.
- Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático, US [IPCC]. (2006). Guidelines for national greenhouse gas inventories. Volume 4 Agriculture, forestry and other land use. Recuperado de <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/index.html>.

- Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático, US [IPCC]. (2006). La cuantificación de las incertidumbres en la práctica. En *Orientación del IPCC sobre las buenas prácticas y la gestión de la incertidumbre en los inventarios nacionales de gases de efecto invernadero*. (6.1-6.35). Recuperado de https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/gp/spanish/gpgaum_es.html).
- Hammer, O., Harper, D., & Ryan, P. (2001). PAST: paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica*, 4(1), 1-9.
- Hernández-Díaz, J. C., Corral-Rivas, J. J., Quiñones-Chávez, A., Bacon-Sobbe, J. R., & Vargas-Larreta, B. (2008). Evaluación del manejo forestal regular e irregular en bosques de la Sierra Madre Occidental. *Madera y Bosques*, 14(3), 25-41. doi: 10.21829/myb.2008.1431205
- Hernández, I. (2007). *Cambios en la estructura y composición del bosque bajo dos tratamientos silviculturales en la Comunidad de Capulálpam de Méndez, Ixtlán, Oaxaca, México*. Tesis de maestría, Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza, Turrialba, Costa Rica.
- Houghton, R., (2005). Aboveground Forest Biomass and the Global Carbon Balance. *Global Change Biology*, 11(6), 945-958. doi: 10.1111/j.1365-2486.2005.00955. x.
- Imaña, J., Antunes, O., & Imaña, C. (2011). Estructura diamétrica de un fragmento del bosque tropical seco de la región del Eco-Museo del Cerrado, Brasil. *Colombia Forestal*, 14, 23-30. doi: 10.14483/udistrital.jour.colomb.for.2011. 1.a02
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía [INEGI]. (2018). Base de datos geográficos. Diccionario de datos de uso del suelo y vegetación (vectorial). Escala 1:250,000 (Serie VI). Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. Aguascalientes, México.
- Jardel, E. (2015a). *Guía para la caracterización y clasificación de hábitats forestales*. (1ª ed.). México: Comisión Nacional Forestal.
- Jardel, E. (2015b). *Criterios para la conservación de la biodiversidad en los programas de manejo forestal* (1ª ed.). México: Comisión Nacional Forestal.
- Jiménez-Pérez, J., Aguirre-Calderón, O. A., & Yarena-Yamallel, J. (2013). *Catálogo de contenido de carbono en especies forestales de tipo arbóreo del noreste de México*. Comisión Nacional Forestal [CONAFOR]. Zapopan, Jalisco, México.

- Juárez-García, A., & Saragos-Méndez, J., (2015). Estructura diamétrica de árboles en potreros de la región Bajo Mixe, Oaxaca. *Teoría y Praxis*, (18), 131-151. doi: 10.22403/uqroomx/typ18/05
- Kauffman, J. B., Donato, D. C., & Adame, M. F. (2013). *Protocolo para la medición, monitoreo y reporte de la estructura, biomasa y reservas de carbono de los manglares*. Documento de Trabajo 117. Bogor, Indonesia: CIFOR.
- Kurz, W. A., Birdsey, R., Mascorro, V., Greenberg, D., Dai, Z., Olguín, M., & Colditz, R. (2016). *Modelización y evaluación integradas 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*. Comisión para la Cooperación Ambiental, Montreal, 24 p.
- Lecina-Díaz, J., Álvarez, A., Regos, A., Drapeu, P., Paquette, A., Messier, C., & Retana, J. (2018). The positive carbon stocks - biodiversity relationship in forests: cooccurrence and drivers across five sub-climates. *Ecological Applications*. 28(6). doi: 10.1002/eap.1749
- Liu, X., Trogisch, S., He, J., Niklaus, P., Bruehlhaide, H., Tang, Z., Erfmeier, A., Scherer-Lorenzen, M., Pietsch, K., Yang, B., Kühn, P., Scholten, T., Huang, Y., Wang, C., Staab, M., Leppert, K., Wirth, C., Schmid, B., & Ma, K. (2018). Tree species richness increases ecosystem carbon storage in subtropical forests. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 285(1885), 20181240. doi:10.1098/rspb.2018.1240
- López-Hernández, J. A., Aguirre-Calderón O., Alanis-Rodríguez, E., Monarrez-González, J., González-Tagle, M., & Jiménez-Pérez, J., (2017). Composición y diversidad de especies forestales en bosques templados de Puebla, México. *Madera y Bosques*, 23 (1), 39-51. doi:10.21829/myb.2017.2311518
- Luna-Bautista, L., Hernández-de la Rosa, P., Velázquez-Martínez, A., Gómez-Guerrero, A., & Acosta-Mireles, M. (2015). Understory in the composition and diversity of managed forest areas in Santa Catarina Ixtepeji, Oaxaca. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 21(1), 109–121. doi: 10.5154/r.rchscfa.2014.08.037

- Manzano-Méndez, F., Sandoval, R., & Rosas, F., (2016). Programa de manejo forestal para el aprovechamiento de recursos forestales maderables nivel avanzado. Santiago Xiacuí, Oaxaca.
- Martínez-Orellana, L. I. (2016). *Estimación de carbono forestal para Quercus sp. en parcelas permanentes de monitoreo en la reserva biológica Uyuca, Honduras*. Tesis de Ingeniería, Escuela Agrícola Panamericana. Zamorano, Honduras
- Masera, O., Cerón, A., & Ordóñez, A. (2001). Forestry mitigation options for Mexico: finding synergies between national sustainable development priorities and global concerns. *Mitigation Adaptation Strategies Global Change*, 6, 291-312. doi: 10.1023/A:1013327019175
- Monárrez-González, J. C., Pérez-Verdín, G., López-González, C., Márquez-Linares, M. A., & González-Elizondo, M. S. (2018). Efecto del manejo forestal sobre algunos servicios ecosistémicos en los bosques templados de México. *Madera y Bosques*. 24(2). E2421569. doi: 10.21829/myb.2018.2421569
- Müller, J., Boch, S., Prati, D., Socher, S., Pommer, U., Hessenmöller, D., Schall, P., Schulze, E., & Fischer, M. (2019). Effects of forest management on bryophyte species richness in Central European forests. *Forest Ecology and Management*. 432. 850-859. doi: 10.1016/j.foreco.2018.10.019
- Ordóñez-Díaz, A., De Jong B., García, F., Aviña, F., Pérez, J., Guerrero, G., Martínez, R., & Masera, O. (2008). Carbon content in vegetation, litter, and soil under 10 different land-use and land-cover classes in the Central Highlands of Michoacán, México. *Forest Ecology and Management*, 255(7), 2074-2084. doi: 10.1016/j.foreco.2007.12.024
- Ordóñez-Díaz, J. A., Galicia, A., Venegas, N., Hernández, T., Ordóñez-Díaz, M., & Dávalos, R. (2015). Densidad de las maderas mexicanas por tipo de vegetación con base en la clasificación de J. Rzedowski: compilación. *Madera y Bosques*. 21(Especial). 77-126. doi: 10.21829/myb.2015.210428
- Ortega-Ponce, L. (2004). Las comunidades indígenas forestales de la Sierra de Juárez Oaxaca, México. Estudio de caso sobre innovación participativa. En Córdoba, M., Gottret, M., López, T., Montes, A., Ortega, L., & Perry, S. (Eds.), *Innovación*

- participativa: experiencias con pequeños productores agrícolas en seis países de América Latina* (pp. 57-66). Santiago de Chile: Naciones Unidas
- Pacheco-Aquino, G. (2014) *Análisis del carbono forestal en la comunidad de Ixtlán de Juárez y el potencial para que ésta reciba incentivos por carbono*. Tesis de maestría, Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional Unidad Oaxaca. Oaxaca de Juárez, Oaxaca
- Pacheco-Aquino, G., Durán-Medina, E., & Ordóñez-Díaz, J. A. (2015). Estimación del carbono arbóreo en el área de manejo forestal de Ixtlán de Juárez, Oaxaca, México. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*. 6(29). 126-145. doi: 10.29298/rmcf.v6i29.221
- Palacio-Prieto, J.L., Bocco, G., Velázquez, A., Mas, J. F., Takaki, F., Victoria, A., Luna, L., Gómez, G., López, J., Palma, M., Trejo, I., Peralta, A., Prado, M., Rodríguez, A., Mayorga, R., & González, F. (2000). La condición actual de los recursos forestales en México: resultados del Inventario Forestal Nacional. 2000. *Investigaciones Geográficas, Boletín del Instituto de Geografía, UNAM*, 43, 183-203
- Patrick Royston (1982) An extension of Shapiro and Wilk's W test for normality to large samples. *Applied Statistics*, 31, 115–124. doi.org/10.1098/rspa.1937.0109
- Pimienta-De la Torre, D. J., Domínguez, G., Aguirre-Calderón, O., Javier-Hernández, F., & Jiménez-Pérez, J. (2007). Estimación de biomasa y contenido de carbono de *Pinus cooperi* Blanco, en Pueblo Nuevo, Durango. *Madera y Bosques*, 13(1), 35-46. doi: 10.21829/myb.2007.1311234
- Razo-Zárata, R., Gordillo-Martínez, A., Rodríguez-Laguna, R., Maycotte-Morales, C., & Acevedo-Sandoval, O. (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
- R Core Team. (2019) *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria. Recuperado de <https://www.R-project.org/>
- Ríos-Altamirano, A., Alfonso-Corrado, C., Aguirre-Hidalgo, V., Ángeles-Pérez, G., Mendoza-Díaz, M., Roldán-Félix, E., & Clark-Tapia, R. (2016). Abundancia y

- distribución del género *Pinus* en Capulálpam de Méndez, Sierra Juárez, Oaxaca. *Madera y Bosques*, 22(3), 61-74. doi:10.21829/myb.2016.2231457
- Roldán-Félix, E. (2014). *Experiencias comunitarias de manejo forestal en bosques templados. Seminario Internacional de Manejo Forestal Sustentable: Experiencias y perspectivas para México. Comisión Nacional Forestal [CONAFOR] y FAO (Food and Agriculture Organization)*. Ciudad de México, México. Recuperado de <https://coin.fao.org/coin-static/cms/media>
- SAS Institute Inc. (2004). *SAS/STAT 9.1 User's guide*. Cary, NC USA.
- Soriano-Luna, M. A., Ángeles-Pérez, G., Martínez-Trinidad, T., Plascencia-Escalante, F., & Razo-Zárate, R. (2015). Estimación de biomasa aérea por componente estructural en Zacualtipán, Hidalgo, México. *Agrociencia*. 49(4). 423-438
- Soriano-Luna, M. A., Ángeles-Pérez, G., Guevara, M., Birdsey, R., Pan, Y., Vaquera-Huerta., Valdez-Lazalde, J. R., Johnson, K., & Vargas, R. (2018). Determinants of Above-Ground Biomass and Its Spatial Variability in a Temperate Forest Managed for Timber Production. *Forests*. 9(8). 490. doi: 10.3390/f9080490
- Unión de Comunidades Productoras Forestales Zapotecos-Chinantecos [UZACHI]. (2003a). *Programa de manejo forestal para el aprovechamiento maderable persistente de la comunidad de Santiago Xiacuí, Ixtlán, Oaxaca*. UZACHI
- Unión de Comunidades Productoras Forestales Zapotecos-Chinantecos [UZACHI]. (2003b). *Programa de manejo forestal para el aprovechamiento maderable persistente de la comunidad de Santiago Comaltepec, Ixtlán, Oaxaca*. UZACHI
- Unión de Comunidades Productoras Forestales Zapotecos-Chinantecos [UZACHI]. (2014). *Desarrollo de protocolos para el monitoreo comunitario participativo (MCP) de los acervos de carbono y co-beneficio ambientales en la Unión de Comunidades Productoras Forestales Zapotecos-Chinantecos de la Sierra Juárez de R. I. Oaxaca, México: Alianza México REDD+; USAID*.
- Vargas-Larreta, B. (2013). *Manual de mejores prácticas de manejo forestal para la conservación de la biodiversidad en ecosistemas templados de la región norte de México*. México, D.F. Comisión Nacional Forestal/Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo.

- Vargas-Larreta, B., Corral-Rivas, J. J., Aguirre-Calderón, O. A., López-Martínez J. O., De los Santos-Posadas, H. M., Zamudio-Sánchez, F. J., Treviño-Garza, E., Martínez-Salvados, M., & Aguirre-Calderón C. G. (2017). SiBiFor: Forest Biometric System for forest management in Mexico. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales*. 23(3). doi: 10.5154/r.rchscfa.2017.06.040
- Vásquez-Cortez, V., Clark-Tapia, R., Manzano-Méndez, F., González-Adame, G., & Aguirre-Hidalgo, V. (2018). Estructura, composición y diversidad arbórea y arbustiva en tres condiciones de manejo forestal de Ixtlán de Juárez, Oaxaca. *Madera y Bosques*. 24(3). e2431649. doi: 10.21829/myb.2018.2431649
- Yarena-Yamallel, J., Jiménez-Pérez, J., Aguirre-Calderón, O. A., & Treviño-Garza, E. J. (2012). Contenido de carbono total en los componentes de especies arbóreas y arbustivas en áreas con diferente uso, en el matorral espinoso tamaulipeco, en México. *Bosques*. 33(2). 145-152. doi: 10.4067/S0717-92002012000200004
- Yarena-Yamallel, J., Jiménez-Pérez, J., Aguirre-Calderón, O. A., Treviño-Garza, E. J., & Alanís-Rodríguez, E. (2012). Concentración de carbono en el fuste de 21 especies de coníferas del noreste de México. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*. 3(13). 51-56. doi: 10.29298/rmcf.v3i13.488

Capítulo 3

Manejo forestal y bonos de carbono en un bosque templado, Oaxaca, México

Forest management and carbon credits in a temperate forest, Oaxaca, Mexico

Resumen

El manejo forestal sustentable es una alternativa para conservar la biodiversidad, mantener la estructura forestal y por ende el almacenamiento de carbono. El objetivo del presente estudio fue cuantificar la emisión y captura de CO₂ en un bosque manejado con dos métodos (MDS y MMOBI) y la rentabilidad de la producción de madera combinada con la venta de bonos de carbono en La Trinidad, Ixtlán, Oaxaca. El carbono almacenado en la biomasa se estimó con datos dasométricos y ecuaciones volumétricas. El método de manejo forestal con mayor contenido de carbono en la biomasa fue el MMOBI (160.0 Mg C ha⁻¹). La especie con el contenido más alto de carbono fue el *Pinus patula* (184.7 Mg C ha⁻¹), el crecimiento máximo del arbolado a los 38 años en biomasa fue 5.1 Mg anual y en carbono 2.5 Mg anual. El tratamiento silvícola con mayor pérdida de carbono fue el de corta de regeneración en matarrasa (48.6 Mg CO₂ ha⁻¹ anual). Los bosques manejados con el MMOBI tienen mayor potencial para captura de carbono y los manejados con el MDS para producción maderable. Se propone la tala selectiva para mantener la producción de madera al mismo tiempo disminuir la pérdida de carbono arbóreo y minimizar el impacto al ecosistema forestal.

PALABRAS CLAVE: MDS, MMOBI, Pinácea,

ABSTRACT

Sustainable forest management is an alternative to conserve biodiversity, maintain the forest structure and therefore carbon storage. The objective of this study was to quantify the emission and capture of CO₂ in a managed forest and the profitability of wood production with two methods (MDS and MMOBI) combined with the sale of carbon credits in the managed forest of La Trinidad, Ixtlan, Oaxaca. Carbon stored in biomass was estimated with

dasometric data and volumetric equations. The forest management method with the highest carbon content in biomass was MMOBI (160.0 Mg ha⁻¹). The species with the highest carbon content was *Pinus patula* (184.7 Mg ha⁻¹), the maximum growth of the trees at 38 years in biomass was 5.1 Mg per year and in carbon 2.5 Mg per year. The silvicultural treatment with the greatest loss of carbon was the regeneration cut in slaughterhouse (48.6 Mg CO₂ ha⁻¹ per year). The forests managed with the MMOBI have greater potential for carbon sequestration and those managed with the MDS for timber production. Selective logging is proposed to maintain wood production while reducing tree carbon loss and minimizing the impact on the forest ecosystem.

KEY WORDS: MDS, MMOBI, Pinácea,

Introducción

Los ecosistemas forestales proporcionan una variedad de servicios ecosistémicos, entre ellos el hábitat para la vida silvestre, retención e infiltración de agua, calidad del aire, captura de carbono y producción de madera. Los bosques tienen los mayores depósitos de carbono y, por lo tanto, juegan un papel importante en el cambio climático global (Zengin & Engin, 2019).

Las actividades antropogénicas, como el aprovechamiento forestal, pueden cambiar la estructura, función y servicios prestados por los ecosistemas forestales. La respuesta del ecosistema al aprovechamiento varía según las características del sitio, la composición de las especies forestales, la historia del uso de suelo, la intensidad y la frecuencia del aprovechamiento (Kreutzweiser *et al.*, 2008; Valipour *et al.*, 2021).

Actualmente, los gobiernos de todo el mundo están desarrollando esquemas de reducción de emisiones de carbono a través de pago por captura, por ejemplo, Alemania tiene el objetivo de reducir en un 95% de los niveles de emisión de 1990, Canadá reduciría 80% de las emisiones del 2005 para 2050, Nueva Zelanda reduciría 50% de los niveles de 1990 para el 2050. Además, ciudades como Nueva York, Beijing, Londres y Ciudad de México se comprometieron a cero emisiones netas para 2050 (Regan *et al.*, 2020).

La entrada en vigor del Protocolo de Kioto (PK), en febrero del 2005, marcó el inicio formal de una serie de acciones para la reducción de emisiones de Gases de Efecto Invernadero (GEI) por parte de los países desarrollados y economías en transición, buscando la mitigación de los efectos del cambio climático, los países signatarios del protocolo asumieron compromisos cuantificados de reducciones y de carácter vinculante, de esta manera se crea el mercado de carbono (UN, 2021).

La reducción de emisiones tiene diferentes nombres técnicos, se les conoce más como créditos o bonos de carbono y se miden en unidades expresadas en toneladas o megagramos de dióxido de carbono equivalente (Mg CO₂e). Un bono de carbono es un Mg CO₂e no emitido, representa, por una parte, el derecho del comprador de emitir una tonelada de CO₂ y por la otra, la reducción de una tonelada de CO₂ por parte del vendedor a cambio de un beneficio económico (Barros & Ipinza, 2011; Ramos, 2018).

En los mercados de carbono se compran y venden reducciones de emisiones de GEI que se traduce en bonos de carbono. Actualmente existen diferentes mercados de carbono: regulados y voluntarios. Los mercados regulados cumplen con obligaciones de reducción o limitación de emisiones, y son utilizados por empresas y gobiernos que, por ley, tienen que rendir cuentas de sus emisiones de GEI, además, está sujeto a regímenes obligatorios de reducción de carbono, como el Mecanismo de Desarrollo Limpio (MDL) que es administrado por la Organización de las Naciones Unidas (ONU) y está regulado en el PK. En este mercado, los bonos de carbono se denominan Certificados de Emisiones Reducidas (CERs) (FAO, 2021). Por otro lado, el mercado voluntario permite a las empresas privadas e individuos que han desarrollado actividades que generan emisiones de CO₂ a la atmósfera compensarlas a través de la adquisición de bonos de carbono de un proyecto de reducción de emisiones certificadas y verificadas (MexiCO₂, 2021).

En el estado de Oaxaca, México, los gobiernos locales, propios de comunidades rurales, han impulsado estrategias para conservar los ecosistemas forestales, en estas comunidades se gestionan los bosques de forma colectiva, a esto se le denomina manejo forestal comunitario, el cual se centra en la producción maderable basados en programas de manejo aprobados por el gobierno federal (SEMARNAT), en combinación con aprovechamiento no maderable

(ecoturismo, envasadoras de agua, entre otras) y áreas de conservación definidas por las mismas comunidades (Bray *et al.*, 2010).

Dentro de las zonas de producción maderable en bosques de la Sierra Norte de Oaxaca se aplican principalmente dos métodos de manejo: el método el método mexicano de ordenación de bosques irregulares (MMOBI) el cual se caracteriza por una baja intensidad de corta con extracción de tipo selectiva e individual, con el fin de mantener bosques incoetaneos (de edades diferentes), y el método de desarrollo silvícola (MDS) caracterizado por altas intensidades de corta con extracción en matarrasas en franjas y árboles padre, enfocados a generar bosques regulares (de edades similares) (Ramírez *et al.*, 2019).

Es necesario lograr un conocimiento más profundo de los principales factores que impulsan la dinámica del carbono en los bosques, y sus cambios, entre los que se incluyen perturbaciones naturales y antropogénicas, uso del suelo y modificaciones de éste, junto con alteraciones climáticas y ambientales (Birdsey *et al.*, 2013).

Debido a la importancia de los bosques en el ciclo del carbono es necesario generar información que cuantifique los factores que impulsan la generación de emisiones de GEI y su remoción en contraste con un valor o periodo de referencia (Lempriere *et al.*, 2013). Una herramienta útil son los modelos de dinámica del carbono forestal que integran datos de diferentes fuentes, que a su vez brindan información para la elaboración de alternativas de gestión forestal (Kurz *et al.*, 2016).

El objetivo del presente estudio fue cuantificar la emisión y captura de carbono en un bosque manejado con dos métodos (MDS y MMOBI) y la rentabilidad de la producción de madera combinada con la venta de bonos de carbono en la comunidad La Trinidad, Ixtlán, Oaxaca.

Materiales y Métodos

Zona de estudio y manejo forestal

El trabajo se realizó en el bosque con manejo forestal de la comunidad agraria La Trinidad, municipio de Santiago Xiacuí, localizado en el distrito de Ixtlán en la Sierra Norte de Oaxaca (SNO) (1 680.61 ha; 17° 16' 18'' N y 96° 25' 09'' O; 17° 18' 44'' N y 96° 21' 47'' O), (Fig. 1). La comunidad forestal de La Trinidad forma parte de la Unión de Comunidades Forestales

Zapotecas-Chinantecas [UZACHI]. El clima predominante de acuerdo con la clasificación propuesta por Köppen y modificada por García (1988) corresponde al templado subhúmedo C (w₂) (w), con temperatura media anual entre 12 y 18 °C, lluvias en verano, precipitación anual de 1 000 a 1 500 mm. Los suelos predominantes son luvisol (Lv) y acrisol (Ac) (Instituto Nacional de Estadística y Geografía [INEGI] 2007). El tipo de vegetación predominante es el bosque primario de pino-encino y vegetación secundaria de bosque de pino-encino (INEGI, 2013). El manejo forestal inició en los años 40 del siglo pasado con cortas selectivas de *Pinus* spp.; en los últimos 20 años se llevaron a cabo dos ciclos de corta (1993-2003; 2003-2013) con tratamientos silvícolas del Método Mexicano de Ordenación de Bosques Irregulares (MMOBI) y del Método de Desarrollo Silvícola (MDS) (Manzano *et al.*, 2014).

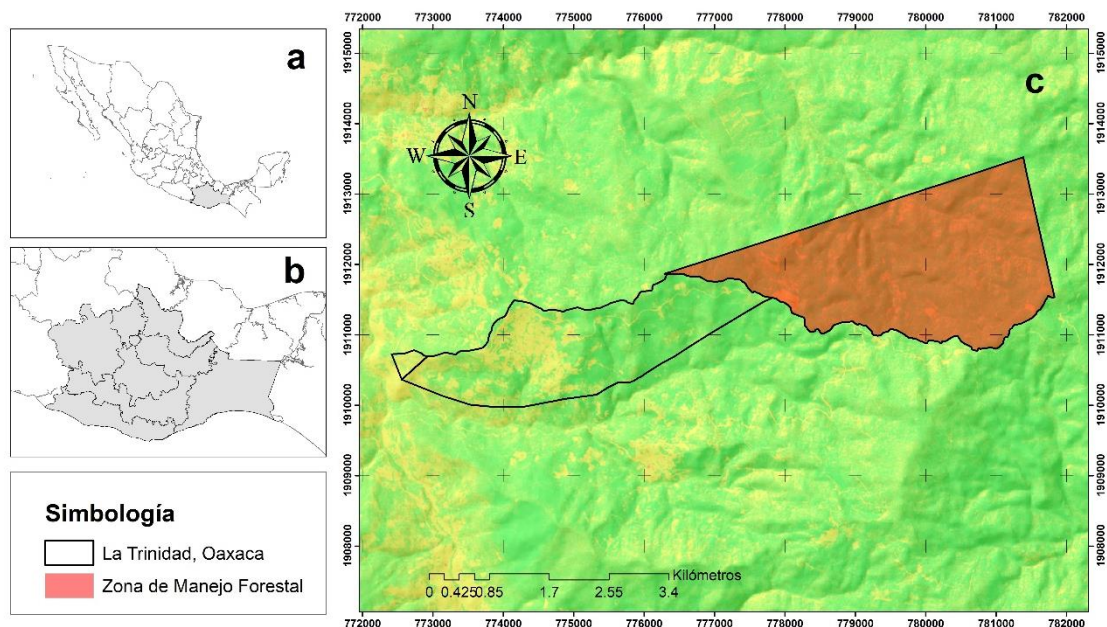


Figura 1. Localización de La Trinidad, Sierra Norte (c), Oaxaca (b), México (a).

Actualmente, se lleva a cabo el tercer programa de manejo forestal, con un periodo de intervención de ocho años (2015-2022), en el cual el bosque está dividido en zona de conservación (161.2 ha), producción forestal (587.3 h) y otros usos (43.2 ha). La zona de conservación (bosque no manejado o BNM) es un área segregada del aprovechamiento forestal debido a la presencia de especies arbóreas sujetas a protección especial (*Taxus globosa* y *Abies hickelii*) y en peligro de extinción (*Litsea glaucensens*), además, es área de

refugio de vida silvestre, protección de cuencas, reservas forestales, regeneración y áreas semilleras, en las cuales, no hay aprovechamiento maderable, solamente actividades de saneamiento, control de plagas e incendios. La zona de producción forestal se divide en dos partes, la primera es la superficie con sistema de manejo regular que utiliza el método de desarrollo silvícola (MDS) con la aplicación de tratamientos silvícolas de corta de regeneración de matarrasa (CRM), preaclareo (PACL), primer aclareo (1ACL), segundo aclareo (2ACL) y tercer aclareo (3ACL). La segunda zona corresponde al sistema de manejo irregular que utiliza el método mexicano de ordenación de bosques irregulares (MMOBI) con tratamientos de corta de regeneración de selección en grupos (CRSG), corta de regeneración con selección individual (CRSI) y entresacas (ENTR) (Manzano *et al.*, 2015; Ramírez-Santiago *et al.*, 2015). En la Tabla 1 se muestra el volumen de madera extraído por tipo de manejo (MDS y MMOBI) el cual está en función de la intensidad de corta para cada tratamiento silvícola: PACL 17%, 1ACL 15%, 2ACL 14%, 3 ACL 20%, CRM 86%, CRSG 15%, CRSI 5% y ENTR 61%. Los árboles que permanecieron en pie después de la corta se consideraron como biomasa residual.

Tabla 1. Distribución del volumen (m³) extraído por anualidad (2015-2022)

Método	Tratamiento	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022
MDS	PACL	546.8	416.3	261.4	608.4	615.7	615.7	478.6	566.1
	1ACL	614.6	568.3	503.9	883.1	843.6	597.7	597.7	597.7
	2ACL	468.5	468.5	468.5	738.5	671.6	587.6	451.0	411.1
	3ACL	416.9	563.5	482.0	593.2	449.6	592.8	795.8	696.7
	CRM	3 459.9	3 923.8	4 196.0	2 926.4	2 959.5	3 016.3	2 674.9	2 578.2
MMOBI	ENTRE	74.8	67.0	67.0	82.0	82.0	116.0	82.0	49.8
	CRSG	2 287.6	2 473.7	1 961.9	1 712.8	1 951.0	1 856.6	2 090.2	2 319.8
	CRSI	0.0	0.0	532.8	532.8	0.0	532.8	751.6	0.0

PACL: preaclareo; 1ACL: primer aclareo; 2ACL: segundo aclareo; 3ACL: tercer aclareo; CRM: corta de regeneración a matarrasa; ENTRE: entresacas; CRSG: corta de regeneración de selección en grupos; CRSI: corta de regeneración de selección en individual. El volumen corresponde a los géneros *Pinus*, *Quercus* y latifoliadas. Fuente: Manzano *et al.*, 2015.

Obtención de bonos de carbono con el Protocolo Forestal para México (PFM) de la Reserva de Acción Climática (CAR)

A continuación, se presentan los pasos para estimar los bonos de carbono: 1) definir el área del proyecto y área de actividad, considerando que en el área de actividad se llevarán a cabo actividades que propicien la captura de CO₂ dentro del área del proyecto; 2) acreditan requisitos legales de posesión del terreno, considerando que, en México, los contratos en propiedad comunal están

limitados por la Ley Agraria a un periodo máximo de 30 años, por lo tanto, los periodos de compromiso menores de 100 años recibirán una fracción del crédito total. En este caso, se establecerá un periodo de 30 años máximo en función de las restricciones legales, por lo tanto, se consideró el 30% del bono de carbono capturado; 3) estimación de la línea base, ya que un proyecto forestal podrá emitir créditos siempre y cuando el contenido de carbono derivado del proyecto esté por encima de la línea base. La metodología para estimar el carbono en la biomasa se describe en el siguiente apartado; 4) Medir la remoción de CO₂ a través de una resta del contenido de CO₂ final menos el contenido de CO₂ de la fecha de inicio (CAR, 2020).

Estimación del carbono almacenado en biomasa aérea

El carbono almacenado en la biomasa aérea se estimó en el estrato arbóreo vivo de la comunidad de estudio, siguiendo la metodología de Winrock International (Goslee *et al.*, 2014). Para esto, se utilizaron los datos de existencias volumétricas del Programa de Manejo Forestal (PMF) de La Trinidad, los cuales fueron estimados a partir del inventario forestal [diámetro normal con corteza (cm) y A_t es la altura total (m)] y modelos de volumen generados en el inventario forestal del estado de Oaxaca (Manzano *et al.*, 2015).

Para determinar la biomasa arbórea aérea (BAA) en Mg ha⁻¹ se multiplicó el volumen maderable (VM) de cada unidad mínima de manejo (UMM) por la densidad específica de la madera de cada especie (∂), además, se agregó un factor de expansión calculado para especies de *Q. laurina*, *Q. crassifolia*, *P. ayacahuite*, *P. pseudostrabus* y *P. patula* de la Sierra Norte de Oaxaca, para compensar la fracción de ramas y follaje no incluidos en los modelos (Pacheco, 2011; Ruiz *et al.*, 2014; Miguel *et al.*, 2016) (ecuación 2).

$$BAA = VM \times \partial \times FEB \dots\dots\dots (1)$$

donde, BAA es la biomasa arbórea aérea en Mg ha⁻¹; VM es el volumen maderable de las especies arbóreas en Mg; ∂ es la densidad de la madera por especie arbórea; FEB es el factor de expansión de la biomasa del 20%.

Los valores de la densidad de la madera por especie se obtuvieron en diferentes fuentes bibliográficas (Fuentes, 1998; INE-SEMARNAT, 2006; Nájera y García, 2009; CONAFOR, 2013; Ordóñez *et al.*, 2015).

Una vez estimada la biomasa, esta se convirtió a carbono almacenado para cada especie medida, con base en un factor de reducción (ecuación 2). La ecuación recomendada por Goslee *et al.*, (2014) tiene la estructura siguiente:

$$CCA = BAA \times Fc \dots\dots\dots (2)$$

donde, CCA es el contenido de carbono almacenado en la biomasa (Mg ha⁻¹) de cada árbol, BAA es la biomasa total aérea arbórea de cada árbol; Fc es la fracción de carbono de la biomasa, los valores de la Fc por especie se obtuvieron en diferentes fuentes bibliográficas (Ipcc, 2006; Díaz-Franco, *et al.*, 2007; Acosta-Mireles *et al.*, 2009; Yarena-Yamallel *et al.*, 2012; Jiménez-Pérez *et al.*, 2013; Martínez-Orellana, 2016).

Para convertir los Mg C a Mg CO₂, se multiplicaron los Mg C por 3.67 (relación molar de CO₂ a C) esto permite la comparabilidad entre GEI (Howard *et al.*, 2014) y la conversión a bonos de carbono. Para obtener el valor económico se utilizó la ecuación 8.

$$VE = CO_2 \times \text{Precio de mercado} \dots\dots\dots (8)$$

donde, VE es el valor económico en pesos mexicanos, CO₂ carbono equivalente almacenado y Precio del mercado es el precio promedio de un bono de carbono. Se utilizó la referencia de 8 dólares por tonelada de carbono, los cuales se cambiaron a pesos mexicanos con base en el precio promedio de \$20.00 pesos mexicanos del 2021 (Ramírez *et al.*, 2021).

Incremento de la masa forestal

Para determinar el crecimiento anual en volumen del arbolado se utilizó el modelo de regresión Schumacher para determinar el incremento corriente anual (ICA) (Schumacher, 1939; Hernández *et al.*, 2020) el modelo se aplicó mediante su desarrollo diferencial tomando como base la edad.

$$ICA = \beta_0 e^{[-\beta_0(\frac{1}{E})]} \left[\beta_1 \left(\frac{1}{E^2} \right) \right] \dots\dots\dots (3)$$

donde, ICA es el incremento corriente anual en m³ ha⁻¹ año⁻¹; e es la función exponencial; E es la edad; β₀ y β₁ son el coeficiente de regresión. Para dicha estimación, se utilizaron datos de inventario forestal (Rosas 2014; Castillo *et al.*, 2015). El ICA en m³ ha⁻¹ año⁻¹ se convirtió

a BAA y CCA en Mg ha⁻¹ año⁻¹ utilizando los valores de densidad de la madera, factor de expansión (ramas y follaje) mostrados en la ecuación 1 y la fracción de carbono mencionada en la ecuación 2. El incremento se utilizó para determinar la evolución temporal de la biomasa y carbono de los rodales con aprovechamiento forestal.

Variación de las reservas de carbono en la biomasa aérea viva

La variación de las reservas de carbono se estimó con los incrementos y pérdidas de biomasa viva. En los incrementos se consideró el crecimiento de las especies arbóreas, y en las pérdidas se incluyeron las extracciones por manejo forestal. La metodología utilizada se denomina “pérdidas y ganancias” (IPCC, 2006). Se restó la pérdida de carbono de la biomasa del incremento de carbono de la biomasa durante los años de intervención silvícola (Ecuación 4).

$$\Delta C = \Delta C_{Ganancias} - \Delta C_{Pérdidas} \dots\dots\dots (4)$$

donde, ΔC es el cambio en las existencias anuales de carbono en la biomasa viva (biomasa aérea arbórea), en Mg C ha⁻¹ año⁻¹; $\Delta C_{Ganancias}$ es la ganancia anual de las reservas de carbono debido al crecimiento de la biomasa, en Mg C ha⁻¹ año⁻¹; $\Delta C_{Pérdidas}$ pérdida anual de las reservas de carbono debido a la pérdida de biomasa por el manejo forestal, en Mg C ha⁻¹ año⁻¹.

Análisis financiero del manejo forestal

Los datos para el análisis financiero se obtuvieron del PMF de La Trinidad (2015-2022), entrevistas a los técnicos forestales de La Trinidad (2021), de la Unión de Comunidades Productoras Forestales Zapotecas-Chinantecas [UZACHI] y reportes de la CONAFOR (2021).

Las actividades que se consideraron para estimar los costos de producción en ambos manejos (MDS y MMOBI) se presentan en la Tabla 2 y en la Tabla 3 se muestran los costos de las actividades en el bosque de conservación.

Tabla 2. Costos de actividades del manejo forestal

Actividades del manejo forestal	Costo (pesos mexicanos) por ha
---------------------------------	--------------------------------

Marqueo	3 520.0
Extracción	24 782.3
Acondicionamiento	19 000.0
Complementarios	9 260.0
Caminos secundarios	2 668.0
Reforestación	7 000.00
Servicios técnicos forestales (costo anual)	252 000.0
Administración (costo anual)	247 200.0

Las actividades se llevan a cabo en ambos métodos de manejo (MDS y MMOBI). Fuente: UZACHI, 2016; La Trinidad, 2021.

Tabla 3. Costos de actividades de conservación del bosque

Actividad de conservación del bosque	Coto (pesos mexicanos) por ha
Protección contra plagas	72.8
Protección contra incendios	20.8
Mantenimiento brechas cortafuego (al segundo año)	225.4
Poda y corta de liberación (hasta el año 8)	131.6
Mantenimiento de carreteras (al segundo año)	118.8
Mantenimiento brechas cortafuego (a partir del tercer año)	112.4
Mantenimiento de carreteras (a partir del tercer año)	59.4

Fuente: UZACHI, 2016; Ramírez *et al.*, 2021

Los precios promedio de los productos maderables se obtuvieron del aserradero comunal de La Trinidad (2021) y del reporte del primer semestre 2021 del sistema de precios de productos forestales (CONAFOR, 2021). Los productos forestales considerados fueron: producto primario ($Dn \geq 25$ cm), secundario ($20 \geq Dn < 25$ cm), celulósico ($10 \geq Dn < 20$ cm) y desperdicio ($Dn < 10$ cm). Los productos maderables de La Trinidad se venden libre a bordo de aserradero, los precios por tipo de producto se muestran en la Tabla 4.

Tabla 4. Precios (pesos mexicanos) de los productos forestales maderables libre en aserradero en el año 2021

Género	Primario	Secundario	Celulósico/terciario	Desperdicio brazuelo
<i>Pinus</i>	1 750.0	1 400.0	750.0	200.0
<i>Quercus</i>	500.0	450.0	450.0	200.0
Latifoliadas	250.0	250.0	250.0	200.0

Fuente: CONAFOR, 2021; La Trinidad, 2021.

Indicadores financieros

Para determinar y comparar la rentabilidad económica entre la producción de madera con dos métodos (MDS y MMOBI) y la venta de bonos de carbono se utilizaron los indicadores financieros valor actual neto (VAN), la tasa de retorno interna (TIR) y la relación costo-beneficio (RCB) (FAO, 2005; García *et al.*, 2006; Ramírez *et al.*, 2021).

El VAN se refiere al valor que actualiza mediante una tasa de descuento prefijada, el flujo de beneficios neto (beneficios totales-costos totales) generados por el proyecto de inversión.

$$VPN = \sum_{t=0}^n \frac{B_t - C_t}{(1+i)^t} \dots\dots\dots (4)$$

donde, B_t y C_t son los beneficios y costos en un periodo t; t es el tiempo en años; i es la tasa real de descuento (4.5% sugerida en Ramírez *et al.*, 2021 para proyectos de captura de carbono en México).

La TIR económica de un proyecto es la tasa de actualización que hace que el valor actualizado de la corriente de beneficios se iguale al valor actualizado de la corriente de costos.

$$TIR = \sum_{t=0}^n \frac{B_t - C_t}{(1+i)^t} = 0 \dots\dots\dots (4)$$

donde, B_t y C_t son los beneficios y costos en un periodo t; t es el tiempo en años; i es la tasa real de descuento (4.5%).

La RCB es el cociente que resulta de dividir el valor actualizado de la corriente de beneficios entre el valor actualizado de la corriente de costos, a una tasa de actualización previamente determinada. La RCB expresa los beneficios netos obtenidos por unidad monetaria total intervenida durante la vida útil del proyecto; si el valor es menor que uno, indicará que la corriente de costos actualizados es mayor que la corriente de beneficios y por tanto la diferencia (RCB-1), cuyo valor será negativo, indicará las pérdidas por unidad monetaria invertida y viceversa, cuando la RCB es mayor que uno, la diferencia (RCB-1), cuyo valor será positivo, indicará la utilidad por unidad monetaria invertida.

$$RCB = \frac{\sum \frac{B_t}{(1+i)^t}}{\sum \frac{C_t}{(1+i)^t}} \dots\dots\dots (4)$$

donde, Bt y Ct son los beneficios y costos en un periodo t; t es el tiempo en años; i es la tasa real de descuento (4.5%).

Resultados y discusión

Carbono almacenado en el bosque con diferentes manejos en el 2015

Los valores de carbono almacenado presentaron diferencias significativas ($p \geq 0.05$) entre los subrodales con tratamientos de entresacas, CRSI y PACL, los demás (CRSG, CRM, 1ACL, 2ACL, 3ACL) no presentaron diferencias significativas. Los rodales con el tratamiento de CRSI obtuvieron el contenido de carbono más alto con $149.3 \text{ Mg C ha}^{-1}$, en cambio, los rodales con tratamiento de entresacas obtuvieron el menor contenido con $32.7 \text{ Mg C ha}^{-1}$ (Fig. 2). El contenido de carbono de los rodales por el tipo de manejo MDS y MMOBI, comparado con el bosque de conservación, no presentaron diferencias significativas ($p \geq 0.05$) (Fig. 3).

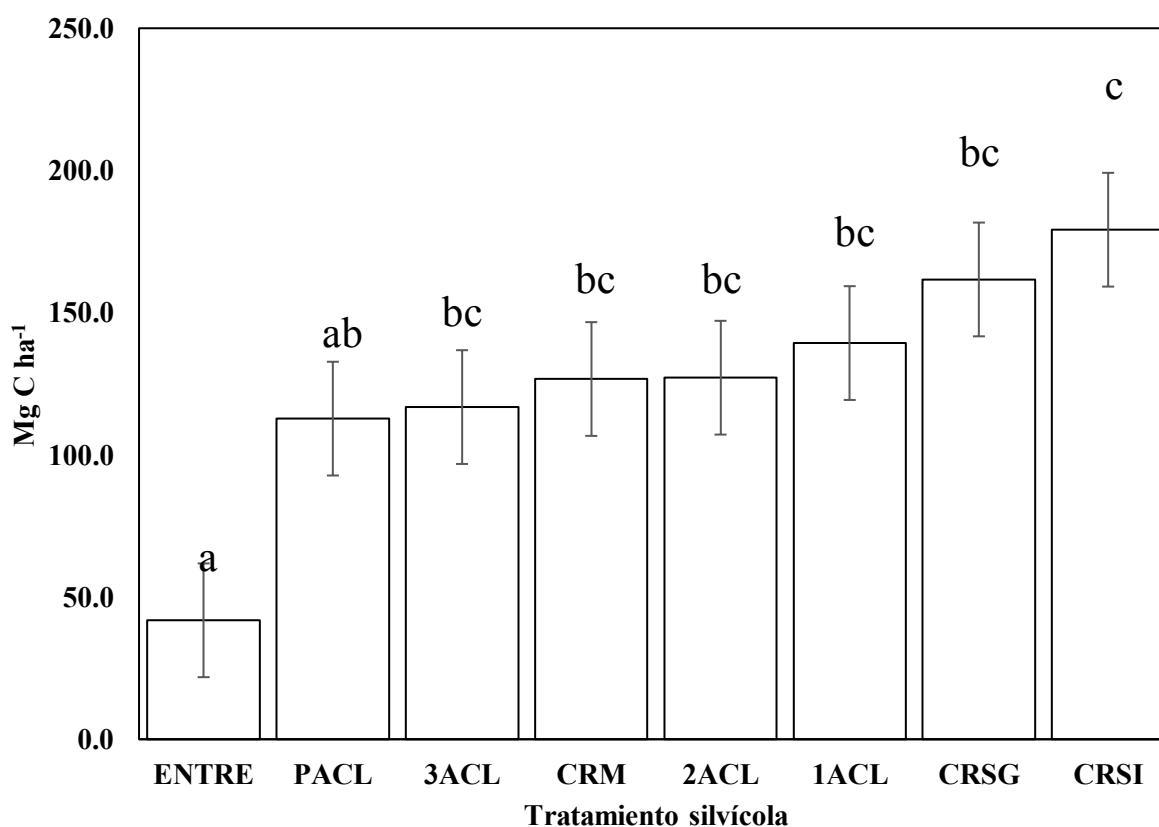


Figura 2. Carbono almacenado en los rodales con diferente tratamiento silvícola del bosque templado de La Trinidad, Oaxaca, México. Letras distintas entre barras indican diferencias significativas entre tratamiento

respecto a los contenidos de carbono; se utilizó la prueba de Tukey ($p < 0.05$). Donde el Método de Desarrollo Silvícola (MDS) abarca: Primer aclareo (1 ACL), segundo aclareo (2 ACL), tercer aclareo (3 ACL), corta de regeneración en matarrasa (CRM) y preaclareo (PACL); el Método Mexicano de Ordenación de Bosques Irregulares (MMOBI) abarca: corta de regeneración de selección en grupos (CRSG), corta de regeneración de selección individual (CRSI) y entresacas (ENTR).

En los rodales con ambos tipos de manejo (MDS y MMOBI) se registraron 17 especies arbóreas, distribuidas en 6 familias, de las cuales Pinaceae fue la más diversa con 4 especies, seguida de la Fagaceae con 3 especies. Las especies *P. patula*, *Q. laurina* y *P. pseudostrobus* fueron constantes en todos los rodales (Fig. 4). La estimación de carbono por especie indicó que el contenido más alto se encontró en el *P. patula* con $153.9 \text{ Mg C ha}^{-1}$, seguido de *Q. laurina* con $101.7 \text{ Mg C ha}^{-1}$, las demás especies registraron menos de 80 Mg C ha^{-1} .

La dominancia de estas especies puede evidenciar el cumplimiento de los tratamientos silvícolas aplicados en ciclos de corta anteriores, ya que unas de las actividades posteriores a las cortas de regeneración es la reforestación, las especies del género *Pinus* más utilizadas son: *P. patula*, *P. pseudostrobus* y *P. ayacahuite*, del género Fagaceae: *Q. crassifolia*, *Q. laurina*, y de Latifoliadas: *A. xalapensis*, *A. acuminata*, *C. mexicana*, *P. liebmannii*, *O. xalapensis* y *F. udhei*. (Castelán-Lorenzo y Arteaga-Martínez, 2009; CONAFOR, 2010; Gómez-Romero *et al.*, 2012; Madrid, 2016; Suárez, 2017).

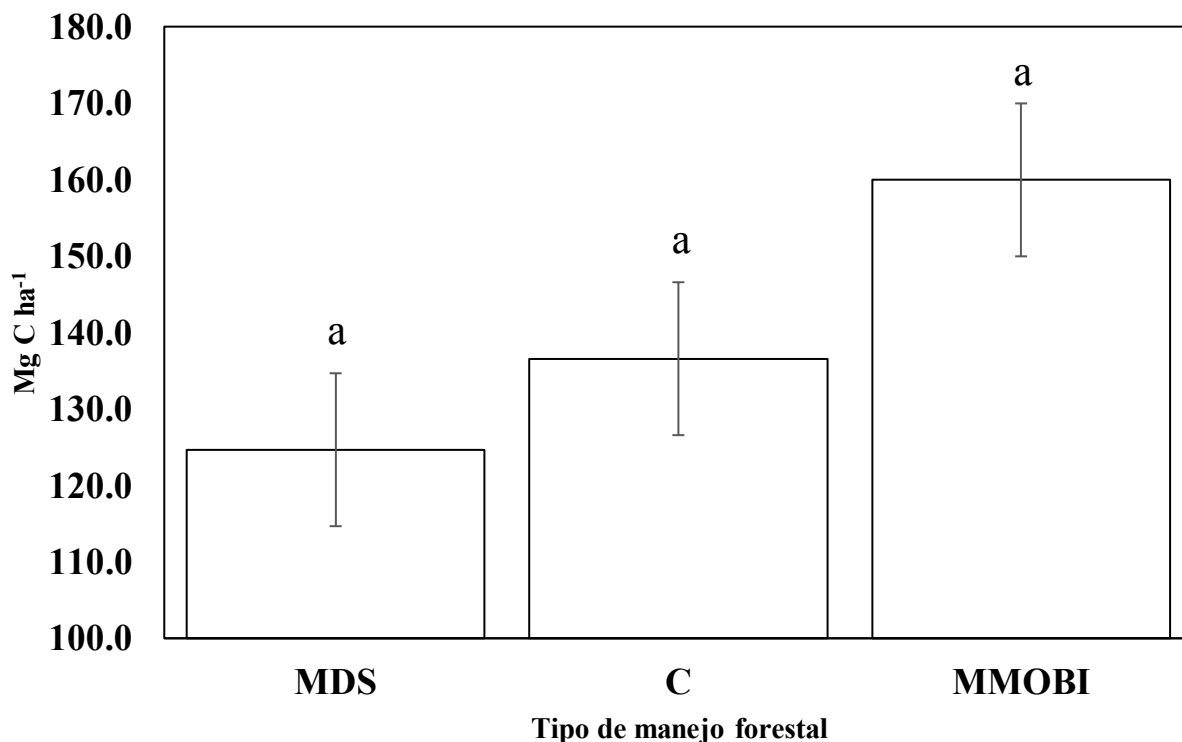


Figura 3. Contenido de carbono arbóreo aéreo en el bosque no manejado (C) y manejados con el método de desarrollo silvícola (MDS) y el método mexicano de ordenación de bosques irregulares (MMOBI) de La Trinidad. Letras iguales entre barras indican que no hay diferencias significativas entre tratamiento respecto a los contenidos de carbono, se utilizó la prueba de Tukey ($p < 0.05$).

Diversos estudios han documentado cambios en la diversidad arbórea causada por el manejo forestal, por ejemplo, el MMOBI con cortas de selección ha mostrado mayor diversidad en comparación con el MDS donde la abundancia del género *Pinus* es mayor, mientras que el género *Quercus* y latifoliadas es menor (Álvarez y Rubio, 2013; Ríos-Altamirano *et al.*, 2016; Cortés-Pérez *et al.*, 2019), la dominancia del género *Pinus* en métodos como el MDS donde la intensidad de corta es mayor se debe a la generación de claros de luz que favorecen la germinación de especies heliófilas (principalmente del género *Pinus*), en cambio, en métodos de selección con bajas intensidades de corta se generan claros más pequeños, favoreciendo la germinación de especies arbóreas tolerantes a la sombra (principalmente del género *Quercus* y latifoliadas), suprimiendo especies heliófilas (Hernández, 2007; García *et al.*, 2019). La decisión de mezcla de especies y tiempo de corta en el manejo forestal generalmente está sujeta a consideraciones económicas, ya que las especies de *Pinus* poseen mayor valor económico en el mercado de madera (Kolo *et al.*, 2020). En los bosques manejados con el MDS y MMOBI de La Trinidad, la proporción de plantas a reforestar después de la aplicación de cortas de regeneración será del 70% para *P. patula*, 30% para *P. pseudostrobus* y 10% para *P. ayacahuite* (Manzano-Méndez *et al.*, 2015).

En el bosque manejado de La Trinidad, los rodales con el MMOBI (CRSG; CRSI; ENTR) se encuentran en la edad de madurez, rebasando la edad del turno (40 años), esto indica que la productividad será menor que el óptimo que puedan lograr las especies arbóreas. Otra característica de estos rodales es que presentaron una estructura más diversa con 16 especies arbóreas en comparación con los rodales manejados con el MDS (PACL; 1, 2 y 3 ACL; CRM) que presentaron 14 especies arbóreas, esta condición se atribuye a que el manejo forestal en los dos ciclos de corta anteriores (1993-2003 y 2003-2013) fue con el régimen irregular aplicando cortas de selección en grupos. Este sistema favorece a especies tolerantes a la sombra como los encinos y latifoliadas, desplazando a las especies intolerantes a la sombra como los pinos (Bray & Merino, 2004; Alcázar, 2011; Galindo, 2013; Jardel, 2015; Müller *et al.*, 2018; García-García *et al.* 2019).

El contenido de carbono se ve favorecido con la riqueza de especies y la variación estructural de la vegetación, (Gómez *et al.*, 2018; Lecina *et al.*, 2018), al respecto, la diversidad de especies aumentan con el tiempo (Ahmad *et al.*, 2021; Salette-Capellesso *et al.*, 2021), la relación entre la diversidad y el carbono arbóreo aéreo depende de los estratos forestales, la cantidad y variación del tamaño de las especies arbóreas, grupos funcionales, calidad del sitio y humedad del suelo (Potter, 2014; Ouyang *et al.*, 2016; Ali & Yan, 2017; Liu *et al.*, 2018).

El contenido de biomasa y carbono inicial en el bosque La Trinidad se encuentra en el rango de otros reportes de bosques templados con manejo en México (Figueroa-Navarro *et al.*, 2010; Razo-Zárate *et al.*, 2013; Buendía-Rodríguez *et al.*, 2015; Ordoñez-Díaz *et al.*, 2015; Chávez-Pascual *et al.*, 2017). La conversión de bosques nativos a plantaciones forestales de manejo intensivo es un cambio en el uso del suelo en expansión que podría alterar los reservorios de carbono (Crovo *et al.*, 2021), además, el incremento de plantaciones afectaría negativamente la sostenibilidad y multifuncionalidad de estos ecosistemas forestales nativos (Barrio-Anta *et al.*, 2021), nuestros resultados suponen que el manejo forestal que se lleva a cabo en La Trinidad es de bajo impacto, ya que se tienen antecedentes de más de 25 años de aprovechamiento y no existen diferencias significativas entre los bosques manejados y el bosque de referencia (conservación) (Fig. 3). Se ha reportado en otros estudios que el aprovechamiento forestal de baja intensidad mitiga la pérdida de biodiversidad y conserva las funciones de los ecosistemas (Vizcaíno *et al.*, 2020), además que el manejo forestal comunitario (participativo) mejora las condiciones de manejo y a su vez las reservas de carbono (Siraj, 2019). Los bosques con manejo forestal tienen potencial para producir biomasa y fijar carbono, sin excluir la producción y venta de madera, actividad económica fundamental para la economía de las comunidades indígenas (Pacheco-Aquino *et al.*, 2015; Soriano-Luna *et al.*, 2018).

Incremento de biomasa y carbono

El crecimiento promedio de biomasa y carbono en 32 años del bosque de referencia utilizado en el presente estudio fue de 3.3 Mg Biomasa anual y 1.6 Mg C anual respectivamente. Se observó el mayor crecimiento del bosque de los 10 a los 40 años, con el máximo crecimiento a los 38 años, en biomasa fue 5.1 Mg anual y en carbono 2.4 Mg anual (Figura 3). El crecimiento observado en el presente estudio es similar con los resultados obtenidos en

bosques templados manejados de la Sierra Norte de Oaxaca (Rosas, 2014; Manzano, *et al.*, 2015; Castillo, *et al.*, 2015).

La mayor parte del bosque de La Trinidad se encuentra en edades superiores al máximo crecimiento (38 años); el crecimiento de los árboles después de los 40 años comienza a decrecer, por lo tanto, se recomienda la aplicación de tratamientos silvícolas que permitan la regeneración del estrato arbóreo (Rosas, 2014).

La edad del bosque fue uno de los criterios principales para definir los tratamientos silvícolas, por ejemplo, aquellos rodales con menor edad fueron destinados a aclareos, y, aquellos rodales de mayor edad, se determinaron tratamientos de cortas de regeneración. El objetivo de las cortas de regeneración es extraer árboles viejos y posterior establecimiento de una masa regular, principalmente con especies de *Pinus* por sus características de rápido crecimiento, y valor de la madera en el mercado.

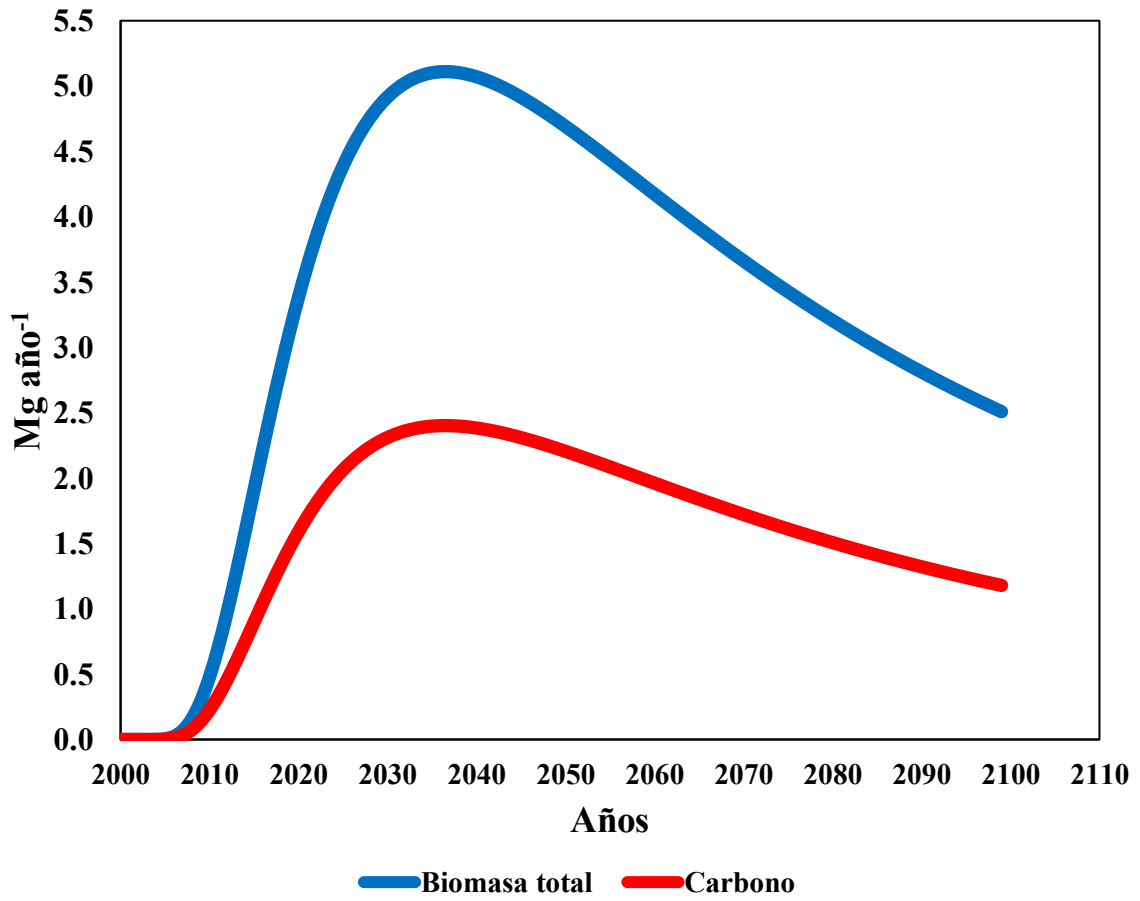


Figura 4. Crecimiento de biomasa y carbono del bosque de referencia en 100 años

Dinámica del carbono en los rodales con el MDS

Corta de regeneración a matarrasa (CRM)

Los resultados indican que la recuperación del carbono inicial de los rodales con tratamiento de CRM utilizando la curva de crecimiento, varía de 24 a 82 años (50 años promedio) ya que los rodales (Fig. 4) presentaron contenidos de carbono inicial diferente, debido a factores como la densidad y edad promedio del arbolado. El subrodal que tardará más tiempo en recuperar su carbono inicial lo hará en 82 años, este sitio registró la mayor cantidad de carbono arbóreo inicial ($144.7 \text{ Mg C ha}^{-1}$), esta característica se atribuyó a que posee árboles con un Dn promedio de 50.4 cm (mayor talla). El subrodal con mayor edad promedio se recuperaría más rápido, ya que el carbono inicial es bajo ($111.5 \text{ Mg C ha}^{-1}$), esto se debe principalmente a la baja densidad arbórea ($75 \text{ árboles ha}^{-1}$), además, posee árboles con Dn promedio de 50 cm, sin embargo, son pocos individuos. Su recuperación sería en 24 años aproximadamente. El crecimiento del bosque en zonas aprovechadas podría ser más rápido, ya que el PMF contempla apoyar la regeneración de especies principalmente de *Pinus* sp y *Quercus* sp. Además, el programa de manejo forestal PMF considera que si la regeneración natural en un periodo de dos años es menor a 2 000 brinzales por ha después de la aplicación del tratamiento silvícola, se realizará una reforestación, principalmente con las especies: *P. patula*, *P. pseudostrobus* y *P. ayacahuite*, para el caso de las latifoliadas se considerarán las especies de *Q. crassifolia*, *Q. laurina*, *A. xalapensis*, *A. acuminata*, *C. mexicana*, *P. liebmannii*, *O. xalapensis* y *F. udhei*.

Aclareos (ACL)

Este tipo de cortas son aplicadas para incrementar el espacio de crecimiento de las especies de interés, en este caso comercial, principalmente pinos. Esto genera mejores condiciones de luz solar, espacio y nutrientes para el aumento del tamaño de los árboles (López-Hernández, 2017; Bosela *et al.*, 2021), estudios han demostrado que los aclareos aumentaron las existencias de carbono orgánico en el suelo y la riqueza del sotobosque (Gong *et al.*, 2021; Cardoso de Oliveira *et al.*, 2021), además, este tratamiento es utilizado para reducir la densidad arbórea que minimiza el riesgo a incendios forestales y plagas forestales como escarabajos descortezadores (Dolan *et al.*, 2021).

Los datos muestran que la recuperación del carbono inicial de los subrodales con preaclareo (68.9 ha) será en promedio a los 15 años (Fig. 6), los subrodales con primer aclareo (65.7 ha) en 19 años (Fig. 7), segundo aclareo (66.1 ha) 12 años (Fig. 8) y los subrodales con tercer aclareo (64.8 ha) en 12 años (Fig. 9). Cabe mencionar que la pérdida de carbono es por la reducción de la densidad arbórea para incentivar el crecimiento de aquellas especies arbóreas de interés maderable (principalmente pinos). En estos subrodales la intensidad de corta promedio fue del 17% en proporción a la biomasa por hectárea de cada subrodal. Durante los ocho años del programa de manejo forestal, los subrodales con preaclareo perdieron 1 563.8 Mg CO₂, en el primer aclareo 7 610.3 Mg CO₂, segundo aclareo 1 587.0 Mg CO₂ y en el tercer aclareo 1 568.0 Mg CO₂.

Dinámica del carbono en los rodales con el MMOBI

Corta de regeneración de selección individual

En el periodo del tercer programa de manejo forestal la pérdida de carbono por extracción maderable fue de 450.1 Mg C, este tratamiento tuvo la menor intensidad de corta, sólo el 5% de las existencias maderables se aprovecharon. Las emisiones de GEI en los ocho años (2015-2022) fueron 1 651.8 Mg CO₂ (5.6 Mg CO₂ ha⁻¹ año⁻¹). El tiempo estimado para recuperar el carbono inicial es de 10 años, este tratamiento silvícola mantiene más carbono almacenado en comparación con los demás rodales manejados, esto se debe a que tienen alta densidad arbórea (414 árboles ha⁻¹), además de especies con DN >60 cm. No obstante, monetariamente es el tratamiento de corta de regeneración que menos ingresos genera por la baja intensidad de corta. En las cortas de regeneración, después de dos años de intervención se verifica el estado de la regeneración natural, cuando el número de especies arbóreas por hectárea es menor a 2 000, se inician las actividades de reforestación, las especies utilizadas son: 70% *P. pátula*, 15% *P. pseudostrobus* y 15% *P. ayacahuite*. Con el tiempo, aumentan las reservas de carbono al ser capturado mediante el crecimiento de los árboles plantados, además, las reforestaciones en el manejo forestal ayudan a mantener las reservas de carbono a largo plazo (Pearson *et al.*, 2012). La línea verde expone la captura de carbono del bosque de referencia. En la Figura 11, cuando la línea amarilla cae, se debe a la pérdida de carbono por extracción maderable, y cuando sube, se debe al crecimiento de las especies arbóreas que no fueron aprovechadas.

Corta de regeneración de selección en grupos

El tiempo promedio de recuperación del carbono en este tratamiento es de 17 años, más rápido comparado con matarrasa, ya que la intensidad de corta se encuentra en un rango de 10 a 20%, es decir, menor extracción maderable. El subrodal que se recuperaría más rápido sería en 2 años, ya que se intervendrá sólo el 12% de su superficie, con una intensidad de corta del 17%. El subrodal que tardará más tiempo en recuperarse será en 36 años, su carbono inicial ($99.6 \text{ Mg C ha}^{-1}$) y su densidad arbórea ($215 \text{ árboles ha}^{-1}$) son bajos en comparación con los demás subrodales tratados con este método. En la Figura 5 se puede observar la variación del carbono antes y después de la extracción maderable por selección en grupos.

La dinámica del carbono en los rodales con selección en grupos (CSG) se observa en la Figura 5, contrastado con el escenario base da una pérdida de $12\,297.1 \text{ Mg CO}_2$ al final del programa de manejo forestal. La intensidad de corta promedio en este tratamiento fue de 15%, menor que en los sistemas de manejo intensivo.

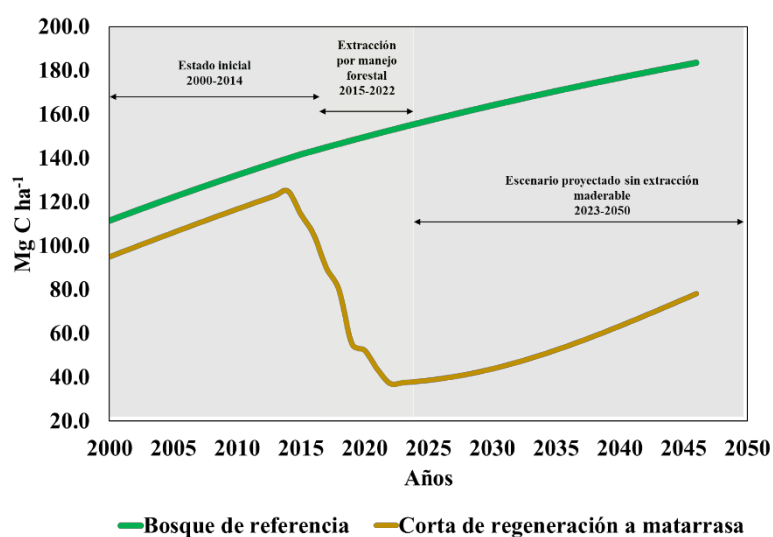


Figura 5. Comparación de la pérdida de carbono aéreo en Mg C ha^{-1} por aprovechamiento forestal en el periodo 2015-2022 entre subrodales con tratamiento silvícola de corta de regeneración a matarrasa (línea amarilla) y el bosque de referencia (línea verde), en el bosque templado de La Trinidad, Ixtlán, Oaxaca.

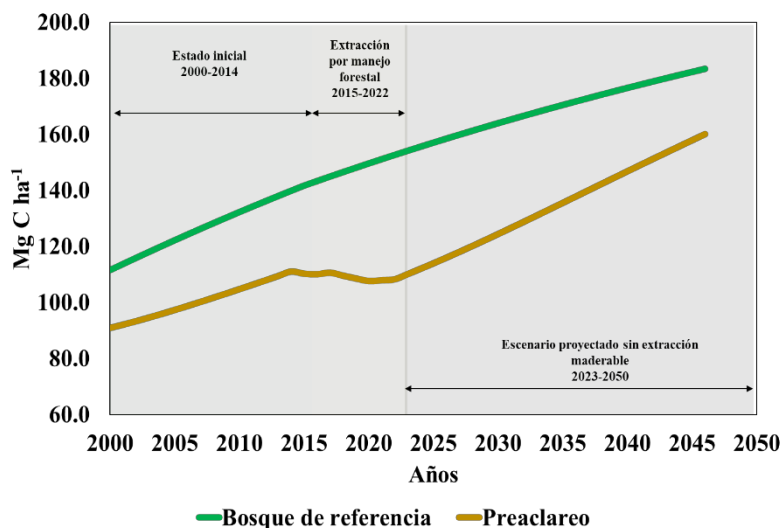


Figura 6. Comparación de la pérdida de carbono aéreo en Mg C ha^{-1} por aprovechamiento forestal en el periodo 2015-2022 entre subrodales con tratamiento silvícola de preaclareos (línea amarilla) y el bosque de referencia (línea verde), en el bosque templado de La Trinidad, Ixtlán, Oaxaca.

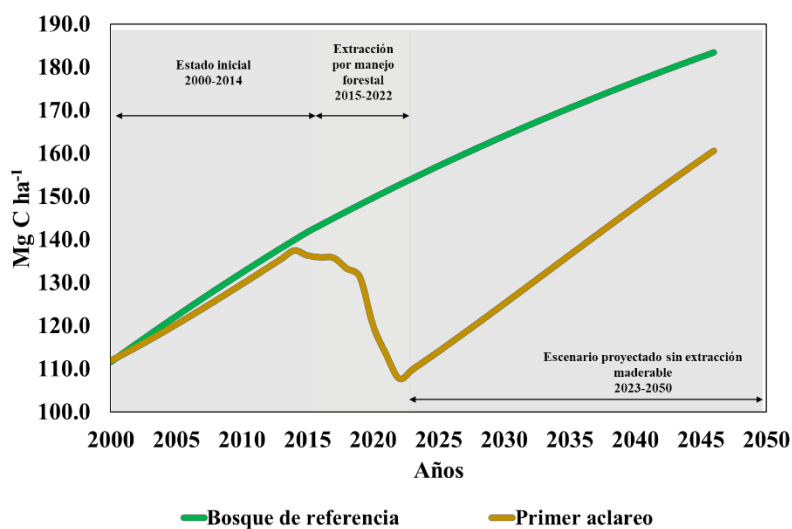


Figura 7. Comparación de la pérdida de carbono aéreo en Mg C ha^{-1} por aprovechamiento forestal en el periodo 2015-2022 entre subrodales con tratamiento silvícola de primer aclareo (línea amarilla) y el bosque de referencia (línea verde), en el bosque templado de La Trinidad, Ixtlán, Oaxaca.

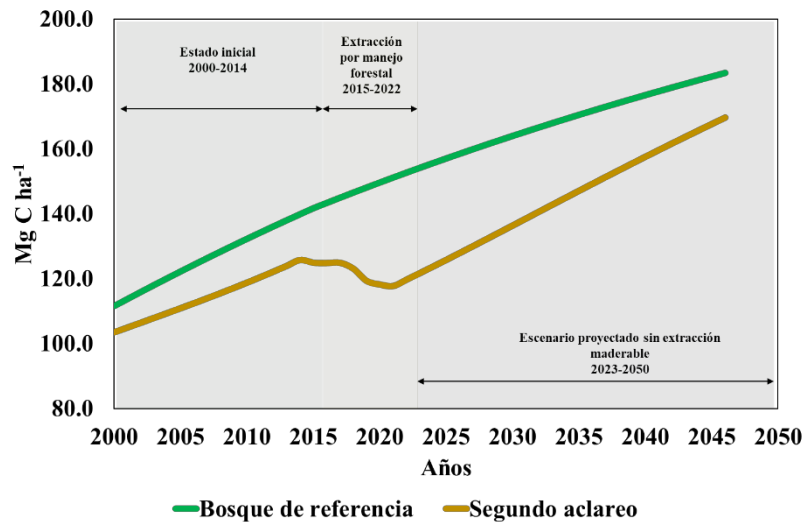


Figura 8. Comparación de la pérdida de carbono aéreo en Mg C ha⁻¹ por aprovechamiento forestal en el periodo 2015-2022 entre subrodales con tratamiento silvícola de segundo aclareo (línea amarilla) y el bosque de referencia (línea verde), en el bosque templado de La Trinidad, Ixtlán, Oaxaca.

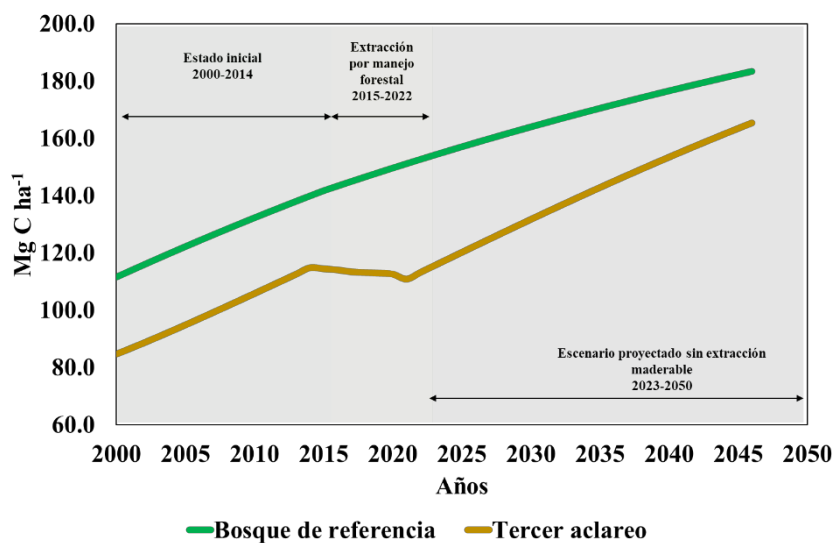


Figura 9. Figura X. Comparación de la pérdida de carbono aéreo en Mg C ha⁻¹ por aprovechamiento forestal en el periodo 2015-2022 entre subrodales con tratamiento silvícola de tercer aclareo (línea amarilla) y el bosque de referencia (línea verde), en el bosque templado de La Trinidad, Ixtlán, Oaxaca. Mismo comentario anterior

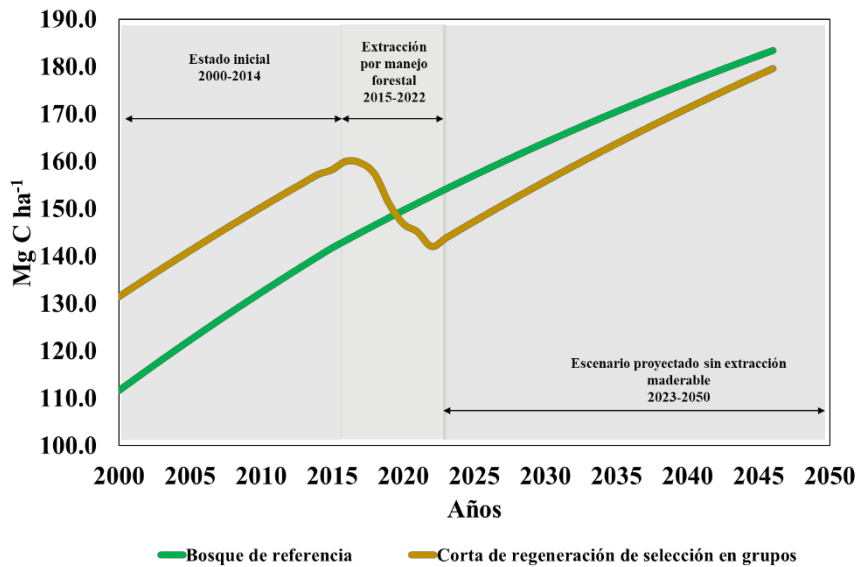


Figura 10. Comparación de la pérdida de carbono aéreo en Mg C ha^{-1} por aprovechamiento forestal en el periodo 2015-2022 entre subrodas con tratamiento silvícola de corta de regeneración de selección en grupos (línea amarilla) y el bosque de referencia (línea verde), en el bosque templado de La Trinidad, Ixtlán, Oaxaca.

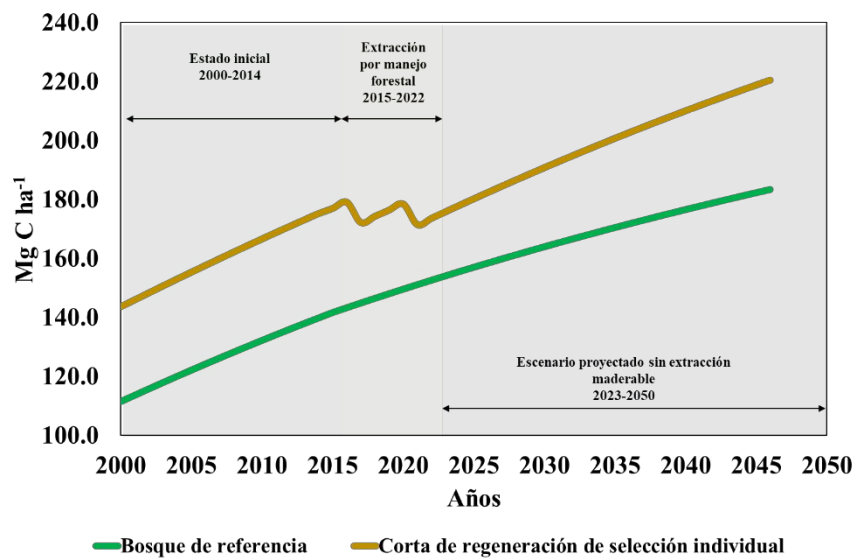


Figura 11. Comparación de la pérdida de carbono aéreo en Mg C ha^{-1} por aprovechamiento forestal en el periodo 2015-2022 entre subrodas con tratamiento silvícola de corta de regeneración de selección individual (línea amarilla) y el bosque de referencia (línea verde), en el bosque templado de La Trinidad, Ixtlán, Oaxaca.

Criterios de evaluación financiera

Durante el aprovechamiento maderable con el MDS utilizando una tasa de descuento del 4.5% (sugerida para proyectos de captura de carbono en México Ramírez *et al.*, 2021), se obtuvo la mayor utilidad con \$ 78 626.1 ha⁻¹ año⁻¹ (\$ 3 356 045.8 anual total) (Tabla 4), en cambio, con el aprovechamiento maderable manejado con el MMOBI (con la misma tasa de descuento) se obtuvieron \$ 20 380.0 ha⁻¹ año⁻¹ (\$ 563 201.0 anual total) (Tabla 5). El VAN en ambos casos evaluados fue superior a cero, por encima de la tasa de descuento, la TIR es superior a la tasa de descuento utilizada, la RCB resultó mayor a 1 en ambos métodos de manejo, siendo mayor en el bosque manejado con el MDS, la literatura (FAO, 2005; Gómez, 2017; Rebollar *et al.*, 2020) sugiere aceptar los proyectos con una RCB superior a 1, esto indica que los ingresos son mayores a los egresos generados por ambos manejos. Con base en los resultados financieros se considera que la producción maderable con el MDS y el MMOBI son rentables, siendo el MDS el método con mayor rentabilidad. La amplia diferencia de ganancia entre ambos métodos se debe a que el bosque manejado con el MDS tiene una intensidad de corta mayor, en La Trinidad, la intensidad de corta promedio con el MDS fue del 85% de las existencias maderables, a diferencia del MMOBI que fue de 20%. Además, la diferencia de superficie también es un factor que incide en la diferencia de ganancia económica.

Tabla 5. Costos y beneficios totales y actualizados del bosque manejado con el Método de Desarrollo Silvícola (MDS), en La Trinidad, Ixtlán, Oaxaca.

Periodo en años	IT	CT	Tasa (1+t) ⁻ⁿ	ITA	FFA
0		300 000.0	1.00		300 000.0
1	6 140 624.0	1 623 931.0	0.95	5 876 195.0	1 554 001.0
2	5 827 699.0	1 874 580.0	0.91	5 336 599.0	1 716 609.0
3	6 263,630.0	1 590 116.0	0.87	5 488 798.0	1 393 413.0
4	6 126 370.0	1 741 233.0	0.83	5 137 337.0	1 460 131.0
5	5 924 657.0	1 752 697.0	0.80	4 754 247.0	1 406 454.0
6	5 428 556.0	1 730 591.0	0.76	4 168 565.0	1 328 914.0
7	5 235 187.0	1 691 149.0	0.73	3 846 964.0	1 242 704.0

8	5 439 408.0	1 682 380.0	0.70	3 824 911.0	1 183 025.0
Total	46 386 132.0	13 986 677.0		38 433 616.0	11 585 250.0

CT: costos totales (Marqueo; Extracción; Acondicionamiento; Complementarios; Caminos secundarios; Reforestación; Servicios técnicos forestales (costo anual); Administración (costo anual); IT: ingresos totales (venta de madera); ITA: ingresos totales actualizados; FFA: flujo de fondos actualizados.

Tabla 6. Costos y beneficios totales y actualizados del bosque manejado con el Método Mexicano de Ordenación de Bosques Irregulares (MMOBI), en La Trinidad, Ixtlán, Oaxaca.

Periodo en años	IT	CT	Tasa $(1+t)^{-n}$	ITA	FFA
0		300 000	1.00		300,000
1	2 634 334	2 410 949	0.95	2 520 894	2 307 129
2	2 492 522	1 038 477	0.91	2 282 477	950 965
3	2 714 150	1 439 908	0.87	2 378 400	1 261 786
4	2 480 164	1 846 565	0.83	2 079 770	1 548 458
5	2 174 207	1 669 201	0.80	1 744 694	1 339 452
6	2 513 896	2 023 611	0.76	1 930 410	1 553 923
7	3 062 518	2 759 651	0.73	2 250 426	2 027 870
8	2 657 602	1 792 792	0.70	1 868 786	1 260 665
Total	20 729 392	15 281 156		17 055 856	12 550 248

CT: costos totales (Marqueo; Extracción; Acondicionamiento; Complementarios; Caminos secundarios; Reforestación; Servicios técnicos forestales (costo anual); Administración (costo anual); IT: ingresos totales (venta de madera); ITA: ingresos totales actualizados; FFA: flujo de fondos actualizados.

El bosque manejado de La Trinidad se caracteriza por presentar árboles con edades superiores a 40 años, desde el punto de vista económico, la aplicación de métodos intensivos para producción de madera sería una buena opción, ya que el crecimiento del estrato arbóreo comienza a disminuir, tal y como se mostró en la curva de crecimiento generada para este trabajo, al disminuir el crecimiento, la captura de carbono de la atmósfera también decrece, y, al renovar el estrato arbóreo se incentiva una mayor captura de carbono de la atmósfera (Locatelli y Leonard, 2001; Rosas, 2016; Ramírez *et al.*, 2021).

Bonos de carbono

La reserva de CO₂ en el sitio para el año 2015 (línea base) fue: 97 499.5 Mg CO₂, las remociones de CO₂ durante el periodo 2015-2045 se muestran en la Figura 12. En promedio se dispondrían de 320 CRTs anuales para venta, que equivalen a \$ 52 935.0 (USD 2 647.0). En los 30 años proyectados se evidenció que la captura de carbono disminuyó con el tiempo (Tabla 7), esto se debe a que la edad promedio del bosque al inicio del proyecto fue de 57 años, en esta etapa de madurez el crecimiento va en descenso, los bosques normalmente crecen más rápido en etapas juveniles, capturando más CO₂, hasta estabilizar dicho proceso en etapas maduras (Ríos *et al.*, 2021). Al disminuir la captura de CO₂, también disminuyeron las ganancias por venta de bonos de carbono, al obtener menores CRTs, además, la variación en el precio de los CRTs en el mercado voluntario puede influir en las ganancias, ya que el cambio oscila entre 3 y 12 dólares americanos, y el tipo de cambio (dólar a peso mexicano) en México es otro factor que influye en la ganancia por venta de los CRTs (bonos de carbono) (Ramírez, 2020).

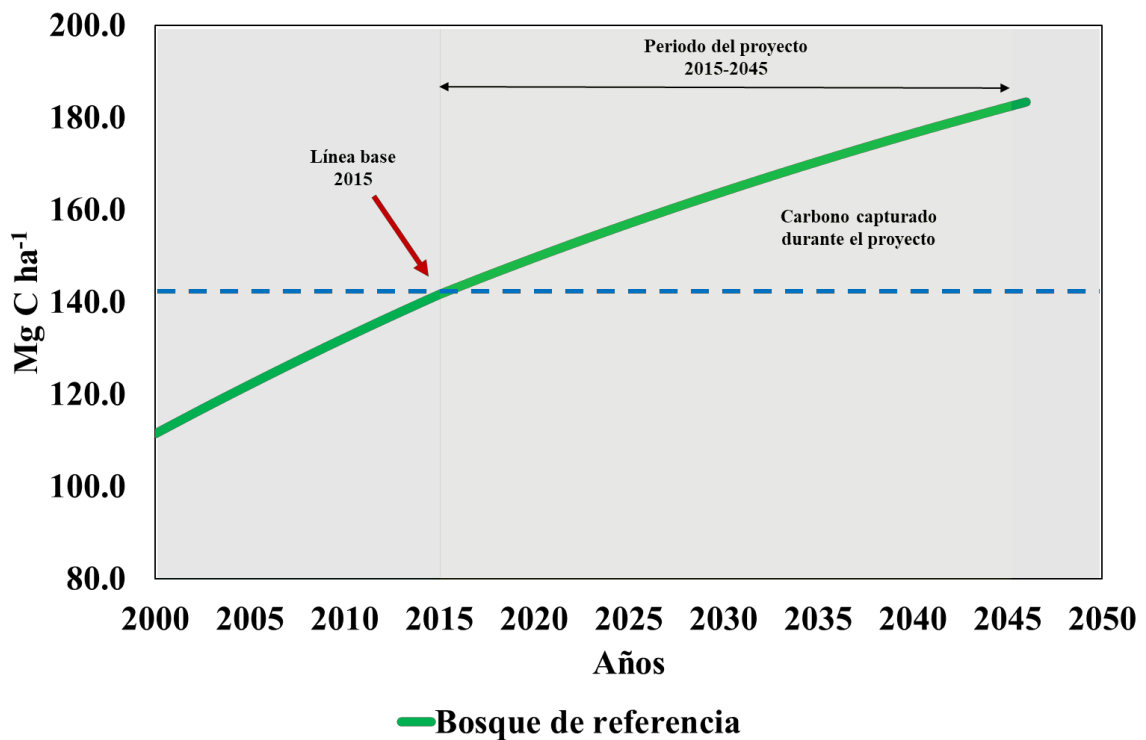


Figura 12. Comparación de la pérdida de carbono aéreo en Mg C ha⁻¹ por aprovechamiento forestal en el periodo 2015-2022 entre subrodales con tratamiento silvícola de corta de regeneración de selección individual

Tabla 7. Remoción de CO₂ y posibles ingresos por venta de bonos de carbono en La Trinidad, Ixtlán, Oaxaca.

Año	Contenido de CO ₂	Remociones de CO ₂	CRTs totales	Venta en 8 dólares	Venta en pesos mexicanos (20 pesos)
2015	97,499	0	0	0	0
2016	98,779	1,280	397	3,173	63,464
2017	100,043	1,264	392	3,135	62,695
2018	101,292	1,248	387	3,096	61,925
2019	102,524	1,233	382	3,058	61,156
2020	103,742	1,218	377	3,019	60,389
2021	104,944	1,202	373	2,981	59,624
2022	106,131	1,187	368	2,943	58,863
2023	107,302	1,171	363	2,905	58,106
2024	108,459	1,156	358	2,868	57,355
2025	109,600	1,141	354	2,830	56,609
2026	110,726	1,126	349	2,793	55,870
2027	111,838	1,112	345	2,757	55,138
2028	112,935	1,097	340	2,721	54,413
2029	114,018	1,083	336	2,685	53,696
2030	115,086	1,068	331	2,649	52,987
2031	116,140	1,054	327	2,614	52,286
2032	117,180	1,040	322	2,580	51,594
2033	118,207	1,026	318	2,546	50,911
2034	119,220	1,013	314	2,512	50,237
2035	120,219	999	310	2,479	49,572
2036	121,205	986	306	2,446	48,916
2037	122,178	973	302	2,413	48,269
2038	123,139	960	298	2,382	47,631
2039	124,086	948	294	2,350	47,003
2040	125,021	935	290	2,319	46,383
2041	125,944	923	286	2,289	45,774
2042	126,855	911	282	2,259	45,173
2043	127,754	899	279	2,229	44,581
2044	128,641	887	275	2,200	43,999
2045	129,516	876	271	2,171	43,426

CRTs: Climate Reserve Tonnes (1 Mg CO₂= 1 CRTs)

Las acciones de conservación se llevan a cabo por mandato de la asamblea de comuneros (propietarios del bosque), quienes por propia voluntad adjudican un valor a la conservación de los recursos naturales. En este caso, la venta de bonos de carbono apoyaría

económicamente a las actividades que desde tiempo atrás se llevan a cabo sin remuneración alguna.

Asegurar la tenencia de la tierra con uso forestal comunitario es una inversión de bajo costo y alto rendimiento económico que beneficia a las comunidades, además, se considera que la inversión en bosques comunitarios es en muchos casos una estrategia de bajo costo de mitigación, ya que las tasas de deforestación en bosques con manejo comunitario son más bajas en comparación con otro tipo de manejo (Gray y Veit, 2015). En México, existen diversos casos que muestran que las comunidades forestales mexicanas han formado empresas rentables y sustentables, los beneficios se reflejan en la generación de empleo local, ganancias destinadas a la infraestructura social y actividades culturales (Madrid, 2016).

La producción de madera implica altos costos de establecimiento y mantenimiento, esta actividad es rentable en sitios con alto potencial productivo (Martínez et al., 2015; Ramírez et al., 2021), en ese sentido, la zonificación productiva se vuelve fundamental para el aprovechamiento maderable, estableciendo actividades de acuerdo a la capacidad, ya que en sitios con bajo potencial productivo la producción maderable no sería rentable (CONAFOR, 2014).

Se estimó las emisiones de carbono derivadas de la extracción maderable en el bosque templado de La Trinidad, Oaxaca, manejados con el MDS y el MMOBI, para establecer una referencia en estrategias de reducción de emisiones procedentes de las actividades forestales, además, de información básica para proyectos de bonos de carbono en los mercados regulados y voluntarios. Durante el periodo de ocho años del PMF de La Trinidad (2015-2022), la pérdida de carbono por extracción maderable con ambos métodos (MDS y MMOBI) fue de 53.5 Gg CO₂, mientras que el bosque de conservación capturó 106.1 Gg CO₂. La pérdida de carbono debido a extracción de madera no significa necesariamente que el CO₂ se libere inmediatamente a la atmósfera, ya que toda transferencia de un depósito a otro es una pérdida del depósito donante (en este caso biomasa aérea), pero una ganancia de igual cantidad para el depósito que lo recibe (IPCC, 2006). El 73% (39.0 Gg CO₂) de las emisiones por manejo forestal correspondieron a los rodales manejados con el MDS y el 27% (14.5 Gg CO₂) a los rodales manejados con el MMOBI.

Las emisiones anuales de CO₂ ha⁻¹ durante los ocho años de manejo forestal la corta de regeneración a matarrasa emitió 43.9 Mg CO₂ ha⁻¹ año⁻¹, la corta de regeneración selección individual 5.6 Mg CO₂ ha⁻¹ año⁻¹, 10.0 Mg CO₂ ha⁻¹ año⁻¹ para la corta de selección en grupos, 3.0 Mg CO₂ ha⁻¹ año⁻¹ entresacas, 2.9 Mg CO₂ ha⁻¹ año⁻¹ del precalreo, 14.5 Mg CO₂ ha⁻¹ año⁻¹ para el primer aclareo, 3.0 Mg CO₂ ha⁻¹ año⁻¹ del segundo aclareo y 3.0 Mg CO₂ ha⁻¹ año⁻¹ para el tercer aclareo.

La pérdida de carbono por extracción maderable en el bosque de La Trinidad varió en función de la intensidad de corta de cada rodal, la corta de regeneración a matarrasa emitió el 50% de las emisiones totales debido a la extracción de 25,735.2 m³ de madera, de los cuales el 64% fue de pinos, 25% encinos y el 11% de latifoliadas. Se observa que la matarrasa es el tratamiento que más carbono liberó a la atmósfera, por otro lado, la matarrasa fue el tratamiento que generó mayor ingreso por cosecha y venta de madera. Los 4 aclareos (pertenecientes al MDS) emitieron 9.6 Gg CO₂ (13% del total), la intensidad de corta promedio de los aclareos fue de 17% de las existencias reales, este tratamiento silvícola beneficia en el crecimiento a las especies arbóreas y la supervivencia, crecimiento, riqueza y diversidad de plántulas y sotobosque, las intensidades óptimas de aclareo están entre el 50 y 60% (Deng *et al.*, 2020). El carbono capturado y almacenado por el bosque de conservación fue el 15% (6.4 Gg CO₂) del carbono perdido (42.7 Gg CO₂) por el aprovechamiento.

Conclusiones

Las cortas intensivas con matarrasa (MDS) pierde más carbono que las cortas de selección individual y en grupos (MMOBI), esta pérdida se ve compensada con la captura de carbono que realizó el bosque de conservación. Se propone la tala selectiva para mantener la producción de madera al mismo tiempo disminuir la pérdida de carbono. La implementación de proyectos de captura de carbono para venta de bonos de carbono contribuiría a mantener las prácticas de conservación de la biodiversidad. El bosque de La Trinidad cumple con los requisitos de acceso al esquema de manejo forestal mejorado de la Reserva de Acción Climática. La producción de madera puede ser complementada con pagos por captura de carbono, incrementando los beneficios sociales, económicos y ambientales.

Bibliografía

- Acosta-Mireles, M., Carrillo-Anzures, F., & Díaz-Lavariega, M. (2009). Determinación del carbono total en bosques mixtos de *Pinus patula* Schl. et cham. *Terra Latinoamericana*. 27(2). 105-114.
- Ahirwal, J., Nath, A., Brahma, B., Deb, S., Kumar, S., & Jyoti, A. (2021). Patterns and driving factors of biomass carbon and soil organic carbon stock in the Indian Himalayan region. *Science of The Total Environment*. 770. 145292. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145292>
- Ahmad, B., Wang, Y., Hao, J., Liu, J., Liu, Y., Bohnett, E., & Zhang, K. (2021). Variation of carbon density components with overstory structure of larch plantations in northwest China and its implication for optimal forest management. *Forest Ecology and Management*. 496. 119-399. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119399>
- Álvarez, S., & Rubio, A. (2013). Línea base de carbono en bosque mixto de pino-encino de la Sierra Juárez (Oaxaca, México). aplicación del modelo co2fix v.3.2. *Revista Chapingo. Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*. 19 (1), 125-137. ISSN: 2007-3828
- Barlett, M.S. (1937). Properties of sufficiency and statistical tests. En Barlett, M.S. (Eds.) *Proceedings of the Royal Society of London. Serie A. Mathematical and Physical Sciences Vol 160, No. 901 (pp.268-282)*.
- Barros, S., & Ipiniza, R. (2011). El mercado del carbono. El cambio climático los bosques y la silvicultura. Instituto Forestal-Chile. 37-58
- Birdsey, R., Ángeles, G., Kurz, W., Lister, A., Olguín, M., Pan, Y., Wayson, C., Wilson, B., & Johnson, K. (2013). Approaches to monitoring changes in carbon stocks for REDD+, *Carbon Management*, núm. 4(5), 519–537. doi: 10.4155/cmt.13.49
- Bosela, M., Stefancik, I., Marcis, P., Rubio, A., & Lukac, M. (2021). Thinning decreases above-ground biomass increment in central European beech forests but does not

change individual tree resistance to climate events. *Agricultural and Forest Meteorology*. 306. 108441. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2021.108441>

Bray, D. (2009). Forest Cover Dynamics and Forest Transitions in Mexico and Central America: Towards a Great Restoration? *Reforestation Landscapes*. *Reforestation Landscapes* 85-120. DOI:10.1007/978-1-4020-9656-3_5

Brown, S. (1997). Estimating biomass and biomass change of tropical forest: a primer. Forestry Paper 134. Rome, Italy: FAO.

Cardoso, C., Durigan, G., & Putz, F. (2021). Thinning temporarily stimulates tree regeneration in a restored tropical forest. *Ecological Engineering*. 171. 106390. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2021.106390>

Castillo, A., Hernández, I., Vásquez, M., Herrera, M., Melchor, V., & de la Cruz, M. (2017). Programa de manejo forestal para el aprovechamiento de recursos forestales maderables nivel avanzado. Santiago Comaltepec, Oaxaca.

Castelán, M., & Arteaga, B. (2009). Establecimiento de regeneración de *Pinus patula* schl. et cham., en cortas bajo el método de árboles padres. *Revista Chapingo serie Ciencias Forestales y del Ambiente*. 15 (1). 49-57.

Castillo A., Hernández, I., Vásquez, M., Herrera, M., Melchor, V., & de la Cruz, M. (2015). Programa de manejo forestal para el aprovechamiento de recursos forestales maderables nivel avanzado. Santiago Comaltepec, Oaxaca.

Chávez-Pascual, E., Rodríguez-Ortiz, G., Enríquez-del Valle, J., Velasco-Velasco, V., & 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

Climate Action Reserve [CAR], (2021). Forest Project Protocol V5.0. Consultado en noviembre 2021.

- Comisión Nacional Forestal [Conafor]. (2010). El manual básico de prácticas de reforestación. Gerencia de reforestación de la coordinación general de conservación y restauración de la Comisión Nacional Forestal. Zapopan, Jalisco, México.
- Corral-Rivas, J. J. (2015). Instructivo para el llenado de datos de inventario con fines de elaboración de programas de manejo forestal. En Sistema de Planeación Forestal de Bosque Templado (SiPlaFor). (pp.32). Durango, Universidad Juárez del Estado de Durango.
- Cortés, M. Fuentes-Ponce M., De León-González F., Paz-Pellat F., Leyva-Pablo T., Santiago-García W. (2019). Biomasa y carbono arbóreo aéreo del bosque templado con aprovechamiento de Santiago Comaltepec, Oaxaca, México. Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano del Carbono. Texcoco, Estado de México, México.
- Crovo, O., Aburto, F., Albornoz, M., & Southard, R. (2021). Soil type modulates the response of C, N, P stocks and stoichiometry after native forest substitution by exotic plantations. CATENA. 197. 104997. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2020.104997>
- Deng, C., Zhang, S., Lu, Y., Froese, R., Xu, X., Zeng, J., Ming, A., Liu, X., Xie, Y., & Li, Q. (2020). Thinning effects on forest evolution in Masson pine (*Pinus massoniana* Lamb.) conversion from pure plantations into mixed forests. Forest Ecology and Management. 477. 118503. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118503>
- Díaz-Franco, R., Acosta-Mireles, M., Carrillo-Anzures, F., Buendía-Rodríguez, E., Flores-Ayala, E., & Etchevers, J. (2007). Determinación de ecuaciones alométricas para estimar biomasa y carbono en *Pinus patula* Schl. et cham. Madera y Bosques. 3(01). 25-34. doi: 10.21829 / myb.2007.1311233
- Fuentes, M. (1998). Propiedades tecnológicas de las maderas mexicanas de importancia en la construcción. Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente, 4(1), 221-229.
- Galindo, L. (2013). Dinámica de los bosques neotropicales de *Pinus-Quercus*: importancia de la luz y el agua en el desempeño de plántulas y juveniles de especies arbóreas.

Universidad Complutense de Madrid facultad de ciencias biológicas departamento de ecología. Madrid, España. 119.

- Gogoi, A., Ahirwal, J., & Sahoo, K. (2021). Plant biodiversity and carbon sequestration potential of the planted forest in Brahmaputra flood plains. *Journal of Environmental Management*. 280. 111671. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111671>
- Gómez, M., Soto, J., Blanco, J., Sáenz, C., Villegas, J., & Lindig, R. (2012). Estudio de especies de pino para restauración de sitios degradados. *Agrociencia*. 46 (8). ISSN 1405-3195
- Gong, C., Tan, Q., Liu, G., & Xu, M. (2021). Forest thinning increases soil carbon stocks in China. *Forest Ecology and Management*. 482. 118812. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118812>
- Goslee, K., Walker, S., Grais, A., Murray, L., Casarim, F., & Brown, S., (2014). Leaf technical guidance series for the development of a forest carbon monitoring system for REDD+. Module C-CS: Calculations for Estimating Carbon Stocks. Winrock International.
- Granados, D., López, G., & Hernández, M. (2007). Ecología y silvicultura en bosques templados. *Revista Chapingo. Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*. 13 (1). 67-83. ISSN: 2007-3828
- Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático [INECC]. (2018). *Inventario Nacional de Gases de Efecto Invernadero 2015*. Ciudad de México
- Jardel, E. (2015). *Guía para la caracterización y clasificación de hábitats forestales*. (1ª ed.). México: Comisión Nacional Forestal.
- Jiménez-Pérez, J., Aguirre-Calderón, O. A., & Yarena-Yamallel, J. (2013). *Catálogo de contenido de carbono en especies forestales de tipo arbóreo del noreste de México*. Comisión Nacional Forestal [Conafor]. Zapopan, Jalisco, México.

- Kreutzweiser, D., Hazlett, P., & Gunn, J. (2008). Logging impacts on the biogeochemistry of boreal forest soils and nutrient export to aquatic systems: A review. *Environmental Reviews*. 16: 157-179. <https://doi.org/10.1139/A08-006>
- Kolo, H., Kindu, M., & Knoke, T. (2020). Optimizing Forest management for timber production, carbon sequestration and groundwater recharge. *Ecosystem Services*. 44. 101-147. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2020.101147>
- Kurz, W., Birdsey, A., Mascorro, V., Greenberg, D., Olguin, M., & Colditz, R. (2016). Modelización y evaluación integradas 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, Comisión para la Cooperación Ambiental, Montreal, 24.
- Kurz, W., Dymond, C., White, T., Stinson, G., Shaw, C., Rampley, G., Smyth, C., Simpson, B., Neilson, E., Trofymow, J., Metsaranta, J., & Apps, M. (2009). CBM-CFS3: A model of carbon-dynamics in forestry and land-use change implementing IPCC standards. *Ecological modelling and systems ecology*. 220. 480-504. ISSN 0304-3800
- Lemprière, T.C., W.A. Kurz, E.H. Hogg, C. Schmoll, G.J. Rampley, D. Yemshanov, D.W. Mckenney, et al. (2013). Canadian boreal forests and climate change mitigation 1. *Environmental Reviews*, 21(4), 293–321. doi:10.1139/er-2013-0039.
- Liu, X., Trogisch, S., He, J., Niklaus, P., Bruelhaide, H., Tang, Z., Erfmeier, A., Scherer-Lorenzen, M., Pietsch, K., Yang, B., Kühn, P., Scholten, T., Huang, Y., Wang, C., Staab, M., Leppert, K., Wirth, C., Schmid, B., & Ma, K. (2018). Tree species richness increases ecosystem carbon storage in subtropical forests. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 285(1885), 20181240. doi:10.1098/rspb.2018.1240
- López, G., Cecilia, M., & Pascual, N. (2019). Características estructurales de un bosque de pino en Tlalnepantla, Morelos. *Revista Chapingo. Serie Ciencias Forestales*. 10 (51). <https://doi.org/10.29298/rmcf.v10i51.187>

- Madrid, S. (2016). Manejo Forestal Comunitario en México: un modelo emergente de manejo sustentable de ecosistemas forestales. 10/07/2020, de Consejo Civil Mexicano para la Silvicultura Sostenible (CCMSS) Sitio web: <https://www.ccmss.org.mx/>
- Martínez-Orellana, L. I. (2016). Estimación de carbono forestal para *Quercus* sp. en parcelas permanentes de monitoreo en la reserva biológica Uyuca, Honduras. Tesis de ingeniería, Escuela Agrícola Panamericana. Zamorano, Honduras
- MexiCO2. (2021). MÉXICO2: Plataforma Mexicana de Carbono. <https://www.mexico2.com.mx/>. Consultado en noviembre 2021.
- Mc-Manamay, R., Vernon, C., & Jager, H. (2021). Global Biodiversity Implications of Alternative Electrification Strategies Under the Shared Socioeconomic Pathways. *Biological Conservation*. 260. 109234. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2021.109234>
- Miguel, A., Rodríguez, G., Enríquez, J., Pérez, M., Castañeda, E., & Santiago, W. (2016). Factores de expansión de biomasa aérea para *Pinus ayacahuite* del norte de Oaxaca. *Revista mexicana de ciencias agrícolas*. 7 (7), 1575-1584. ISSN 2007-0934
- Müller, J., Boch, S., Prati, D., Socher, S., Pommer, U., Hessenmöller, D., Schall, P., Schulze, E., & Fischer, M. (2019). Effects of forest management on bryophyte species richness in Central European forests. *Forest Ecology and Management*. 432. 850-859. doi: 10.1016/j.foreco.2018.10.019
- Nájera, J. A.; García, P. 2009. Propiedades físicas de la madera de *Juniperus deppeana* y *Arbustus xalapensis* de la región del Salto Durango. *TecnoINTELECTO Instituto Tecnológico de Ciudad Victoria* 6(1), 37-41.
- Odland, M., Goodwin, M., Smithers, B., Hurteau, M., & North, M. (2021). Plant community response to thinning and repeated fire in Sierra Nevada mixed-conifer forest understories. *Forest Ecology and Management*. 495. 119361. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119361>
- Ordóñez-Díaz, J. A., Galicia, A., Venegas, N., Hernández, T., Ordóñez-Díaz, M., & Dávalos, R. (2015). Densidad de las maderas mexicanas por tipo de vegetación con base en la

- clasificación de J. Rzedowski: compilación. *Madera y Bosques*. 21(Especial). 77-126.
doi: 10.21829/myb.2015.210428
- Organización de las naciones unidas para la agricultura y la alimentación [FAO]. (2012).
FRA 2015 Términos y definiciones. Roma, Italia. 37.
- Ouyang, S., Xiang, W., Wang, X., Zeng, Y., Lei, P., Deng, X., & Peng, C. (2016). Significant effects of biodiversity on forest biomass during the succession of subtropical forest in south China. *Forest Ecology and Management*. 372. 291-302.
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.04.020>
- Pacheco-Aquino, G. (2014) *Análisis del carbono forestal en la comunidad de Ixtlán de Juárez y el potencial para que ésta reciba incentivos por carbono*. Tesis de maestría, Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional Unidad Oaxaca. Oaxaca de Juárez, Oaxaca
- Pazos, B., & Barton, D. (2018). Community-based land sparing: Territorial land-use zoning and forest management in the Sierra Norte of Oaxaca, Mexico. *Land Use Policy*. 78. 219-226. <https://doi:10.1016/j.landusepol.2018.06.056>
- Ramírez, J. (2020). Mercado voluntario de bonos de carbono. Centro de Excelencia Virtual en Monitoreo Forestal. Zapopan, Jalisco, México
- Ramírez, R., Ángeles-Pérez, G., Hernández-de La Rosa, P., Cetnia-Alcalá, V. M., Plascencia-Escalante, O., y Clark-Tapia, R. (2019). Efectos del aprovechamiento forestal en la estructura, diversidad y dinámica de rodales mixtos en la Sierra Juárez de Oaxaca, México. *Madera y Bosques*, 25(3), e2531818. doi: 10.21829/myb.2019.2531818
- Ramírez, R., Ángeles, G., Clark, R., Cetina, V., Plascencia, O., & Hernández, P. (2015). Efectos del manejo forestal en la repoblación de *Pinus* spp. en la Sierra Norte de Oaxaca, México. 6 (32), 49-62.
- Rebola, L., Pandolfo, C., Valenzuela, L., & Burslem, D. (2021). Land use intensity determines soil properties and biomass recovery after abandonment of agricultural

- land in an Amazonian biodiversity hotspot. *Science of The Total Environment*. 801. 149487. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149487>
- Ríos, A., Alfonso-Corrado, C., Aguirre-Hidalgo, V., Ángeles-Pérez, G., Mendoza-Díaz, M., Roldán-Félix, E., & Clark-Tapia, R. (2016). Abundancia y distribución del género *Pinus* en Capulálpam de Méndez, Sierra Juárez, Oaxaca. *Madera y Bosques*, 22(3), 61-74. doi:10.21829/myb.2016.2231457
- Ríos, J., Aguirre, O., Treviño, E., Jiménez, J., Alanís, E., & de Los Santos, H. (2021). Crecimiento e incremento en biomasa y carbono de *Pinus teocote* Schltdl. et Cham. y *Pinus oocarpa* Schiede., Guerrero, México. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*. 12 (67). doi:<https://doi.org/10.29298/rmcf.v12i67.997>
- Rosas, F. (2014). Régimen de manejo para bosques regulares en Analco, Ixtlán, Oaxaca. Universidad de la Sierra Juárez.
- Ruiz-Aquino, F., J.I. Valdez, F. Manzano, G. Rodríguez, A. Romero y M.E. Fuentes. (2014). Ecuaciones de biomasa aérea para *Quercus laurina* y *Quercus crassifolia* en Oaxaca, México. *Madera y Bosques*. 20(2):33-48.
- Salete, E., Cequinel, A., Marques, R., Sausen, T., Bayer, C., & Mendes, M. (2021). Co-benefits in biodiversity conservation and carbon stock during forest regeneration in a preserved tropical landscape. *Forest Ecology and Management*. 492. 119222. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119222>
- Shapiro, S. S., and Wilk, M. B. (1965). An analysis of variance test for normality (complete samples), *Biometrika* 52, 591–611.
- Siraj, M. (2019). Forest carbon stocks in woody plants of Chilimo-Gaji Forest, Ethiopia: Implications of managing forests for climate change mitigation. *South African Journal of Botany*. 127. 213-219. <https://doi.org/10.1016/j.sajb.2019.09.003>
- Sosa, N., Velazquez, A., Ayala, D., Bocco, G., & Gopar, L. (2017). Implementación del Índice de Condición Forestal (ICF) como un insumo para el diseño de políticas

- públicas de corte forestal en México. *Investigaciones Geográficas, Boletín del Instituto de Geografía*. 92. 74-86. <https://doi.org/10.14350/rig.53915>
- Suárez, G. (2017). ¿Por qué restaurar un bosque implica mucho más que sembrar árboles?. Consejo Civil Mexicano para la Silvicultura Sostenible (CCMSS). México D. F.
- Valipour., M., Johnson, C., Battles, J., Campbell, J., Fahey, T., Fakhraei, H., & Driscoll, C. (2021). Simulation of the effects of forest harvesting under changing climate to inform long-term sustainable forest management using a biogeochemical model. *Science of The Total Environment*. 767, 144881. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144881>
- Vizcaíno, Q., Williams, G. & Asbjornsen, H. (2020). Biodiversity and carbon storage are correlated along a land use intensity gradient in a tropical montane forest watershed, Mexico. *Basic and Applied Ecology*. 44. 24-34. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2019.12.004>
- Vizcaíno, Q., Williams, G., & Asbjornen, H. (2020). Biodiversity and carbon storage are correlated along a land use intensity gradient in a tropical montane forest watershed, Mexico. *Basic and Applied Ecology*. 44. 24-34. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2019.12.004>
- Yarena-Yamallel, J., Jiménez-Pérez, J., Aguirre-Calderón, O. A., & Treviño-Garza, E. J. (2012). Contenido de carbono total en los componentes de especies arbóreas y arbustivas en áreas con diferente uso, en el matorral espinoso tamaulipeco, en México. *Bosques*. 33(2). 145-152. doi: 10.4067/S0717-92002012000200004
- Yi, S., Wu, P., Peng, X., Tang, Z., Bai, F., Sun, X., Gao, Y., Qin, H., Yu, X., Wang, R., Du, N., & Guo, W. (2021). Biodiversity, environmental context, and structural attributes as drivers of aboveground biomass in shrublands at the middle and lower reaches of the Yellow River basin. *Science of The Total Environment*. 774. 145198. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145198>

- Zalman, J., Ellis, P., Crabbe, S., & Roopsind, A. (2019). Opportunities for carbon emissions reduction from selective logging in Suriname. *Forest Ecology and Management*. 439. 9-17. <https://doi:10.1016/j.foreco.2019.02.026>
- Zengin, H. & Engin, M. 2019. Analyzing the effect of carbon prices on wood production and harvest scheduling in a managed forest in Turkey. *Forest Policy and Economics*. 103 (28-35), doi: <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2017.10.017>
- Zhao, M., Yang, J., Zhao, N., Liu, Y., Wang, Y., Wilson, J. P., y Yue, T. (2019). Estimation of China's forest stand biomass carbon sequestration based on the continuous biomass expansion factor model and seven forest inventories from 1977 to 2013. *Forest Ecology and Management*. 448(15):528-534. doi: [org/10.1016/j.foreco.2019.06.036](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.06.036)

Capítulo 4

Cambios de uso de suelo y manejo forestal comunitario: implicación en los reservorios de carbono

Land use changes and community forest management: implications in carbon reservoirs

RESUMEN

La pérdida de cobertura forestal por cambio de uso de suelo aumenta las emisiones de CO₂ a la atmósfera, el estado de Oaxaca enfrenta la pérdida de cobertura forestal, principalmente por la expansión agrícola y ganadera. El objetivo del presente trabajo fue determinar el efecto del cambio de uso de suelo sobre las reservas de carbono almacenado en la biomasa aérea de bosques templados de la Sierra Norte de Oaxaca, México. Para estimar los cambios en la cobertura forestal y el uso de suelo se compararon series cartográficas del Programa Mexicano del Carbono (1995-2006-2014) utilizando ecuaciones recomendadas por el IPCC. La cantidad de carbono por tipo de vegetación y uso de suelo fue asignada con base en literatura. La vegetación dominante en los 19 años evaluados fue el bosque de pino encino y mesófilo de montaña, el uso de suelo con mayor superficie fue la agricultura de temporal. Los resultados mostraron una pérdida de vegetación primaria y un incremento en vegetación secundaria, lo que se traduce en un incremento en el tiempo de emisiones de CO₂ a la atmósfera y reducción de la captura de carbono. La selva alta perennifolia fue la clase que perdió mayor superficie primaria. Más del 50% del territorio evaluado se mantuvo sin cambios, el periodo más dinámico fue de 1995 al 2006, el dinamismo estuvo dominado por la degradación de los bosques al cambiar de superficie primaria a secundaria por extracción maderable y actividades agropecuarias. Los resultados indican que las comunidades de la sierra norte de Oaxaca conservan en buen estado su territorio, el manejo forestal es de bajo impacto ya que la superficie deforestada fue menos del 2% del territorio de 1995 al 2014 eso implica que las comunidades deberían ser beneficiadas con apoyo por conservación del bosque.

PALABRAS CLAVE: Deforestación, degradación, tasa anual de cambio, Gases de efecto invernadero

ABSTRACT

The loss of forest cover due to land use change increases CO₂ emissions into the atmosphere, the state of Oaxaca faces the loss of forest cover, mainly due to agricultural and livestock expansion. The objective of this work was to determine the effect of land use change on carbon stocks stored in aerial biomass of temperate forests of the Sierra Norte, Oaxaca, Mexico. To estimate changes in forest cover and land use, cartographic series of the Mexican Carbon Program (1995-2006-2014) were compared using equations recommended by the IPCC. The amount of carbon by vegetation type and land use was assigned based on literature. The dominant vegetation in the 19 years evaluated was the oak pine forest and mountain mesophyll, the land use with the largest surface was temporary agriculture. The results showed a loss of primary vegetation and an increase in secondary vegetation, which translates into CO₂ emissions to the atmosphere and a reduction in carbon sequestration. The high evergreen forest was the class that lost the largest primary area. More than 50% of the evaluated territory remained unchanged, the most dynamic period was from 1995 to 2006, the dynamism was dominated by forest degradation when changing from primary to secondary surface due to timber extraction and agricultural activities. The results indicate that the communities of the northern highlands of Oaxaca conserve their territory in good condition, the forest management is of low impact since the deforested area was less than 2% of the territory from 1995 to 2014, which implies that the communities should be benefited with support for forest conservation.

KEY WORDS: Deforestation, degradation, Mexican carbon program, annual rate of change, Greenhouse gases

Introducción

Los bosques abarcan aproximadamente el 31% de la superficie terrestre mundial. Se estima que el 34% de estos bosques se encuentra en estado primario, es decir, están poblados de especies autóctonas regenerados de forma natural y en los que no se aprecia indicios de actividad humana (FAO, 2020). Los ecosistemas forestales juegan un papel importante en el ciclo global del carbono, por un lado, la vegetación y los suelos de estos ecosistemas

remueven CO₂ de la atmósfera, a la par, la eliminación de vegetación y suelos aumentan las emisiones de carbono hacia la atmósfera (Gogoi *et al.*, 2022; Fairman *et al.*, 2022).

Se estima que desde 1990 a nivel mundial, se han perdido aproximadamente 420 millones de hectáreas de bosque a causa del cambio climático y al cambio de uso del suelo, la deforestación y degradación forestal sigue avanzando, lo que contribuye a la actual pérdida de biodiversidad y con ello el aumento de carbono en la atmósfera (FAO 2020; Zhao, 2021). A nivel mundial la expansión agrícola comercial (cultivo de soja, aceite de palma y la cría de ganado vacuno) sigue siendo la principal causa de deforestación y degradación del bosque (FAO, 2020).

Las consecuencias de la pérdida de cobertura forestal por degradación y deforestación ponen en riesgo las funciones ambientales de los bosques, por ejemplo, los cambios en el uso y la cobertura del suelo, modificando el intercambio de CO₂ entre el sistema de biosfera terrestre y la atmósfera (Zhang *et al.*, 2018). Las actividades asociadas al sector uso de la tierra, cambio de uso de la tierra y silvicultura (UTCUTS por sus siglas en inglés) son una de las seis principales fuentes de Gases de Efecto Invernadero (GEI), en particular de CO₂ (Watson *et al.*, 2000; Prentice *et al.*, 2001; Houghton, 2003; Achard *et al.*, 2004; UNFCCC 2012).

Si se gestionan de manera sostenible, los bosques pueden desempeñar un papel fundamental en la mitigación del cambio climático al secuestrar carbono y reducir las emisiones de gases de efecto invernadero a la atmósfera (Ren-Wei *et al.*, 2020).

Los ecosistemas forestales en México abarcan aproximadamente 34% del territorio nacional, de los cuales, 34 millones de hectáreas son de bosque templado y 32 millones de hectáreas son selvas (INEGI, 2017). Aproximadamente el 80% de estos bosques y selvas se encuentran bajo régimen de propiedad social, distribuidos en 8 500 núcleos agrarios (Bray *et al.*, 2003; Torres, 2004), resultado de la revolución y la reforma agraria que promovió que los bosques y selvas se entregaran a los ejidos y comunidades para su posesión y los usufrutuaran de forma colectiva (Madrid *et al.*, 2009).

Oaxaca es uno de los estados de la República Mexicana con mayor porcentaje de bosques y selvas en propiedad social, el 80% corresponde a propiedad colectiva (núcleos agrarios) y el 20% es de propiedad privada. El 67% del territorio estatal está cubierto por bosques y selvas,

de los cuales, el 3% se encuentra bajo un programa de manejo forestal (IEFS, 2016). El sector forestal en Oaxaca enfrenta diversos retos, entre ellos, la deforestación de bosques y selvas, alta incidencia de incendios, plagas y enfermedades forestales, además, la producción, productividad y competitividad forestal es muy baja (Silva *et al.*, 2018; SEMARNAT, 2020; Pacheco *et al.*, 2021).

Una de las problemáticas más importantes en el estado de Oaxaca es la pérdida de cobertura forestal debido a cambios en el uso de suelo, principalmente por la expansión de zonas agrícolas y ganaderas, poniendo en riesgo la biodiversidad de bosques y selvas, además de los servicios ambientales que estos ecosistemas ofrecen a la humanidad. Oaxaca es el estado con mayor biodiversidad en el país, cuenta con al menos 26 tipos de vegetación, de las 22 350 especies de plantas registradas en México, 8 400 se localizan en el estado, además, posee el 50% de los vertebrados (aves, mamíferos, reptiles y anfibios) registrados para todo el país (Torres, 2004; Suárez *et al.*, 2018; WWF, 2021). El conocer la dinámica del cambio de uso de suelo y del manejo forestal comunitario, así como su incidencia sobre los reservorios de carbono, daría elementos para diseñar e implementar políticas públicas. Por tal motivo, el objetivo del presente trabajo fue determinar el cambio de uso de suelo y vegetación, relacionado con las emisiones y captura de carbono desde 1995 al 2014 en la Sierra Norte de Oaxaca, México.

Materiales y métodos

El estudio se realizó en el distrito de Ixtlán (283 072.7 ha), formado por 154 localidades rurales repartidas en 26 municipios, en todos los casos, la tenencia de la tierra es comunal, en la mayoría se practica el manejo forestal comunitario. El distrito de Ixtlán pertenece a la Sierra Norte ubicada al norte del estado de Oaxaca (Fig. 1), en la región fisiográfica Sierras Orientales, entre 16° y 18°N y 95° y 96°O (Cervantes *et al.*, 1990). La elevación va de 200 a 3 200 msnm, los climas predominantes son templado húmedo, templado subhúmedo, cálido húmedo, semicálido (García, 1998). Los suelos predominantes son calcáreos y arcillosos (acrisoles, luvisoles, cambisoles) (INEGI, 2013). Los tipos de vegetación predominantes son los bosques templados dominados por pinos y encinos, bosque mesófilo de montaña y selva alta perennifolia (Arriaga *et al.*, 2000; INEGI, 2018).

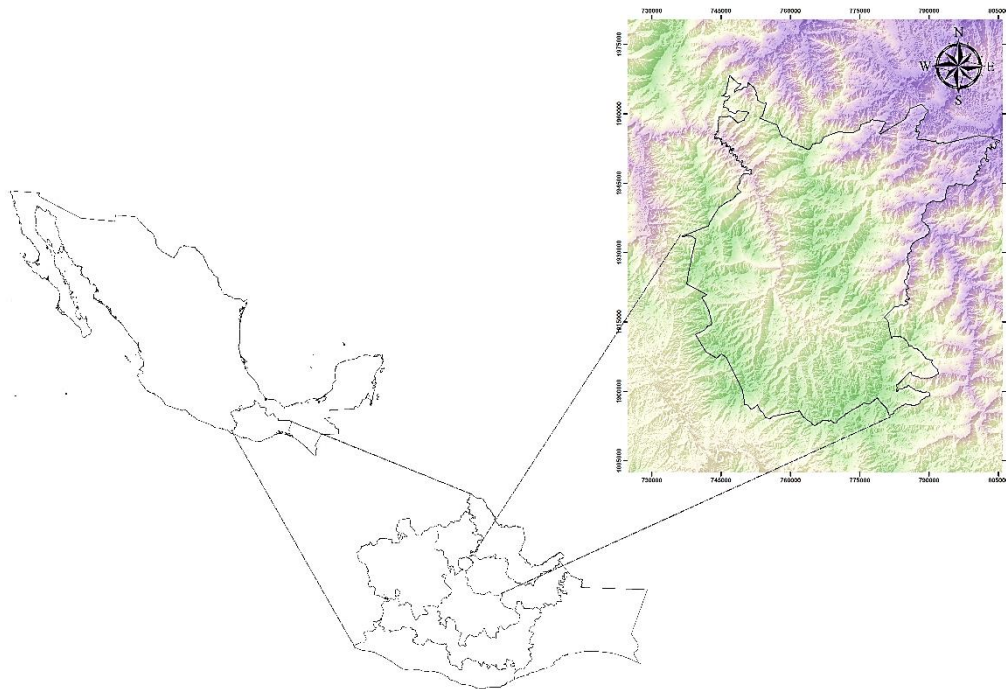


Figura 1. Localización del distrito de Ixtlán, Sierra Norte, Oaxaca, México

Estimación de la tasa de cambio de uso de suelo

El análisis cartográfico de los cambios en la cobertura y uso de suelo se obtuvo de la comparación de las series de vegetación y uso del suelo escala 1: 50 000 del Programa Mexicano del Carbono (PMC): Serie 2 (año base 1995), serie 4 (año base 2006) y serie 6 (año base 2014), para los periodos 1995-2006 y 2006-2014. Se utilizó un sistema de información geográfica (SIG) para la sobreposición de las capas vectoriales de las diferentes fechas analizadas, generando mapas de procesos de cambio, en los cuales se reconocieron cuatro procesos: (1) Deforestación, que es la conversión de coberturas de vegetación nativa (bosque y selva) a uso de suelo antrópico (agricultura y pastizales); (2) degradación corresponde al cambio de vegetación nativa primaria de bosque y selva a una condición de vegetación secundaria arbórea, arbustiva y herbácea; (3) Regeneración es el cambio de uso antrópico (agricultura y pastizales) a cobertura con vegetación predominante secundaria y (4) proceso de permanencia que significa que no existieron cambios en ambos periodos evaluados (Más, Velázquez y Couturier, 2008; Velasco-Murguía *et al.*, 2013; Bueno-Hurtado

et al., 2015; Paz *et al.*, 2020). La tasa de cambio para ambos periodos evaluados se determinó a partir de la ecuación 1 (FAO, 1996).

$$r = \left(1 - \frac{S_1 - S_2}{S_1}\right)^{1/n} - 1 \quad (1)$$

donde, r es la tasa anual de cambio, S_1 y S_2 son las superficies de uso del suelo en la fecha inicial y final del estudio, respectivamente, la variable n equivale a la duración del periodo evaluado. Un valor negativo de t indica una disminución de la cobertura y, por el contrario, si t es mayor que cero, hay un aumento de esta. El valor resultante se multiplicó por cien, para expresarse en porcentaje.

Contenido de carbono por tipo de vegetación y uso de suelo

El contenido de carbono por tipo de vegetación y uso de suelo para el presente estudio se obtuvieron de una revisión de literatura: artículos científicos, libros, tesis y resumen en extenso de congresos científicos (Cortés *et al.*, 2018).

Cambios en las existencias de carbono aéreo

Para estimar los cambios en las existencias de carbono, utilizamos las series de uso de suelo y vegetación en formato vectorial del PMC: Serie 2 (año base 1995), serie 4 (año base 2006) y serie 6 (año base 2014) (Paz *et al.*, 2018). El PMC desarrolló información temporal de uso de suelo y vegetación *sensu* INEGI escala 1:50 000 para el análisis de cambio en los ecosistemas terrestres, principalmente asociados al ciclo del carbono y sus interacciones, la serie más reciente es la 6.5 (año base 2016), sin embargo, la publicación de esta serie fue posterior al análisis del presente trabajo, por tal motivo sólo se consideró hasta serie 6 (año base 2014) (de Jong & Paz, 2019). Las categorías de uso de suelo y vegetación consideradas fueron: Agricultura temporal (AGR); Vegetación arbórea de bosque de encino (VSA BE); Vegetación arbórea de bosque de encino-pino (VSA BEP); Vegetación arbórea de bosque de pino (VSA BP); Vegetación arbórea de bosque de pino-encino (VSA BPE); Vegetación arbórea de bosque mesófilo de montaña (VSA BMM); Vegetación arbórea de selva alta perennifolia (VSA SAP); Vegetación arbórea de selva baja caducifolia (VSA SBC); Vegetación arbustiva de bosque de encino (Va BE); Vegetación arbustiva de bosque de encino-pino (Va BEP); Vegetación arbustiva de bosque de pino (Va BP); Vegetación

arbustiva de bosque de pino-encino (Va BPE); Vegetación arbustiva de bosque mesófilo de montaña (Va BMM); Vegetación arbustiva de pastizal inducido (Va P); Vegetación arbustiva de selva alta perennifolia (Va SAP); Vegetación arbustiva de selva baja caducifolia (Va SBC); Bosque de encino (BE); Bosque de encino-pino (BEP); Bosque de pino (BP); Bosque de pino-encino (BPE); Bosque mesófilo de montaña (BMM); Vegetación herbácea de bosque de encino (Vh BE); Vegetación herbácea de bosque de encino-pino (Vh BEP); Vegetación herbácea de bosque de pino (Vh BE); Vegetación herbácea de bosque de pino-encino (Vh BPE); Vegetación herbácea de bosque mesófilo de montaña (Vh BMM); Vegetación herbácea de selva alta perennifolia (Vh SAP); Vegetación herbácea de selva baja caducifolia (Vh SBC); Pastizal (P); Selva alta perennifolia (SAP); Bosque de Oyamel (BO); Vegetación arbórea de bosque de oyamel (VSA BO); Vegetación arbustiva de bosque de oyamel (Va BO).

Contenido de carbono por tipo de vegetación y uso de suelo

El contenido de carbono por tipo de vegetación y uso de suelo para el presente estudio se obtuvo de una revisión de literatura: artículos científicos, libros, tesis y resumen en extenso de congresos científicos.

Cambios en las existencias anuales de carbono

Para el sector AFOLU (Agriculture, Forestry and Other Land Use), las emisiones y absorciones de CO₂, basadas en los cambios en las existencias de carbono se estimaron para cada categoría con la ecuación 2 (IPCC, 2006).

$$\Delta C_{AFOLU} = \Delta C_{TF} + \Delta C_{AGR} + \Delta C_P + \Delta C_H + \Delta C_A + \Delta C_{OT} \quad (2)$$

donde, ΔC_{AFOLU} es el cambio en las existencias de carbono, ΔC_{TF} son las tierras forestales, ΔC_{AGR} tierras de cultivo, ΔC_P pastizales, ΔC_H humedales, ΔC_A asentamientos y ΔC_{OT} otras tierras. Los tipos de vegetación y uso de suelo de las series del PMC se agruparon con base en la clasificación del capítulo 2: Metodologías genéricas aplicables a múltiples categorías de uso de la tierra del IPCC (2006). Para convertir los Mg C a Mg CO₂, se multiplicaron los Mg C por 3.67 (relación molar de CO₂ a C) esto permite la comparabilidad entre GEI (Howard *et al.*, 2014).

Cambios en las existencias anuales de carbono para una categoría de uso de la tierra

Se estimaron los cambios en las existencias de carbono para todos los estratos de vegetación y uso de la tierra de las series de vegetación y uso de suelo del PMC con la ecuación 3 (IPCC, 2006).

$$\Delta C_{LU} = \sum \Delta C_{LUi} \quad (3)$$

donde, ΔC_{LU} es el cambio en las existencias de carbono para una categoría de uso de la tierra (LU es uso de la tierra, por sus siglas en inglés), i indica un estrato de la vegetación y uso de la tierra.

Resultados y discusión

Vegetación y uso de suelo

Los tipos de vegetación dominantes en la Sierra Norte de Oaxaca durante el periodo de estudio (1995-2014) fueron el bosque mesófilo de montaña (35 829.1 ha) y el bosque de pino-encino (31 826.1 ha), mientras que el uso de suelo con mayor extensión fue la agricultura de temporal (38 036.8 ha). En el año 1995, la vegetación primaria ocupó el 40% de la superficie de la Sierra Norte de Oaxaca, en 2006 el 37% y en 2014 36% (Fig. 2). La vegetación secundaria aumentó, en 1995 ocupaba el 46%, en 2006 el 48% y en 2014 el 49%, casi la mitad del territorio se encontraba en condición de vegetación secundaria. El uso de suelo agrícola perdió 3% de superficie de 1995-2006, y de 2006-2014 se recuperó 1%. La superficie del pastizal se triplicó entre 1995-2006.

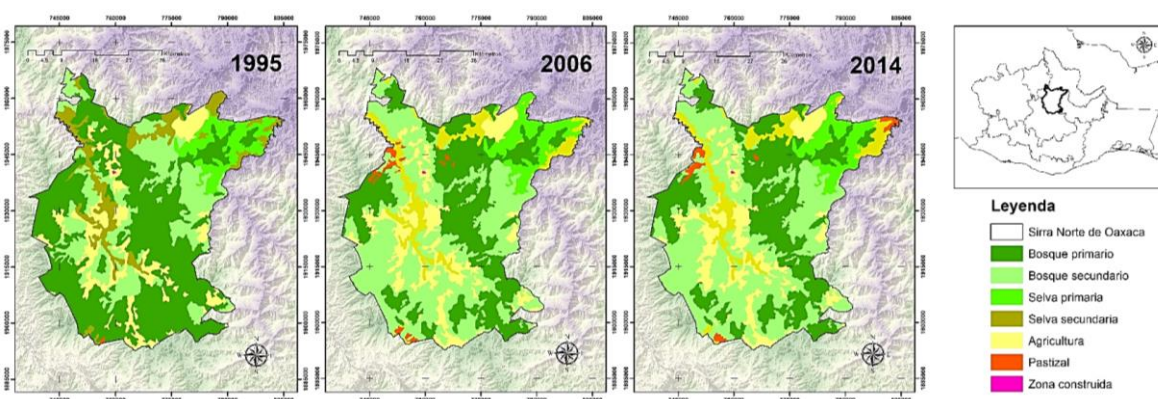


Figura 2. Clasificación de vegetación de la Sierra Norte de Oaxaca, México en tres años (1995, 2006 y 2014).

Cambio de uso de suelo

Durante 1995-2006 (Fig. 3) resaltaron las tasas de pérdida de vegetación primaria del bosque de pino-encino (-1.8%), selva alta perennifolia (-0.8%), bosque de oyamel (-0.6%) y bosque mesófilo de montaña (-0.4%), no obstante, la clase que más superficie perdió en este periodo fue la vegetación secundaria arbórea de selva baja caducifolia (-6.5%), por pastizales. Las tasas anuales de incremento (Fig. 3) sobresalientes fueron de vegetación secundaria, principalmente la vegetación secundaria arbustiva del bosque mesófilo de montaña (26.6%), seguida de la vegetación secundaria herbácea de bosque de encino (22.7%) y el pastizal (16.4%).

Para el periodo 1995-2006 (Fig. 5), el 68% del territorio de la Sierra Norte de Oaxaca se mantuvo sin alteraciones (permanencia), las clases más estables fueron bosque mesófilo de montaña y bosque de pino-encino. El 15% del territorio sufrió degradación, más de 13 000 ha de vegetación secundaria arbórea de bosque mesófilo de montaña se degradaron a vegetación secundaria arbustiva de bosque mesófilo de montaña, así como 11 000 ha de bosque de pino-encino a vegetación secundaria arbórea de bosque de pino-encino. La superficie recuperada en este periodo fue el 8%, el bosque de encino recuperó 4 000 ha, los demás bosques recuperaron menos de 2 000 ha. La deforestación sólo ocurrió en el 3% del territorio, de esta proporción, el 64% se convirtió a agricultura y el 36% a pastizal. La vegetación deforestada fue principalmente bosque de pino-encino, vegetación secundaria arbórea de bosque pino-encino y vegetación secundaria arbórea de bosques de encino-pino.

En el periodo 2006-2014 (Fig. 4), resaltó el cambio de la vegetación secundaria arbórea a vegetación secundaria arbustiva (degradación), la clase con la mayor pérdida fue la vegetación secundaria arbórea de la selva baja caducifolia (-38.7%) y la clase con mayor ganancia fue la vegetación secundaria arbustiva de selva alta perennifolia (61.0%). Cabe mencionar que la clase de bosque de oyamel tuvo una pérdida del -21.8%, en ambos periodos, el bosque de oyamel perdió más del 80% de su superficie original debido al aprovechamiento maderable (Granados, 2009).

Durante 2006-2014 (Fig. 6) el 83% del territorio se mantuvo sin cambios (permanencia), agricultura, bosque mesófilo de montaña y bosque de pino-encino mantuvieron mayor estabilidad (superior a 18 000 ha). La degradación fue la segunda transición en importancia, la vegetación secundaria arbórea de bosque de encino-pino, vegetación secundaria arbórea de bosque de pino-encino, vegetación secundaria arbórea de selva alta perennifolia se degradaron a vegetación arbustiva. La deforestación en este periodo se redujo a 2% del territorio, de igual forma la revegetación y recuperación se mantuvieron en ese porcentaje.

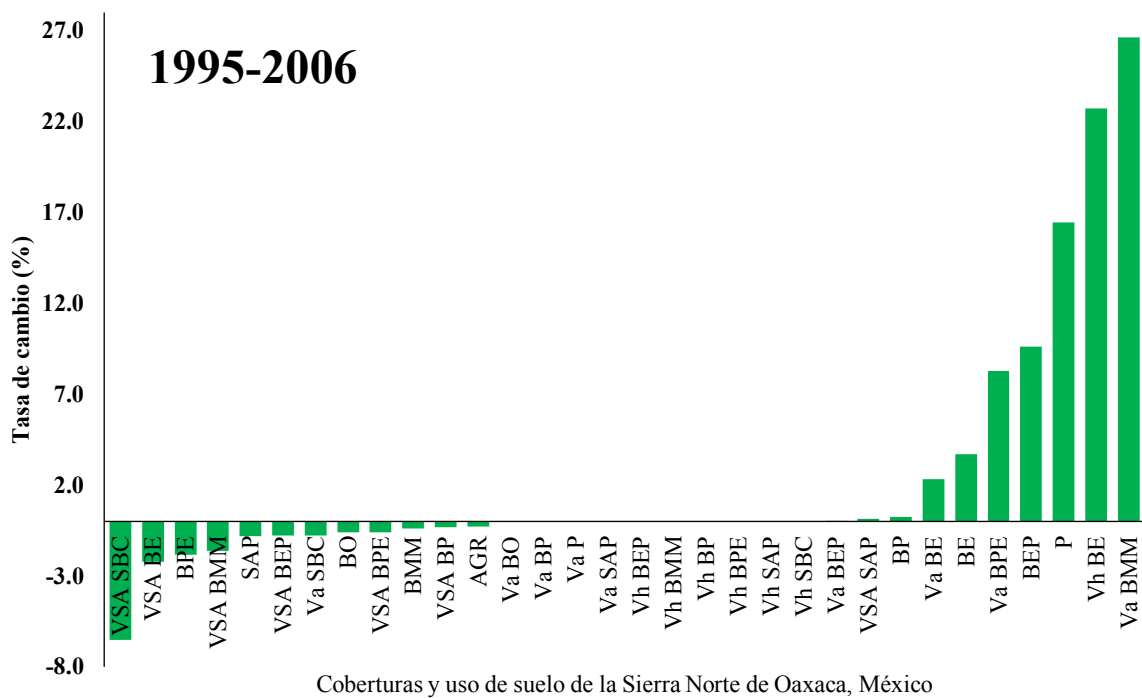


Figura 3. Tasa anual de cambio en la superficie de las coberturas y uso de suelo de la Sierra Norte de Oaxaca, México. Periodo: 1995-2006.

Tasa de cambio con signo (+) significa ganancia de superficie; tasa de cambio con signo (-) significa pérdida de superficie. VSA SBC: Vegetación secundaria arbórea de selva baja caducifolia; VSA BE: Vegetación secundaria arbórea de bosque de encino; BPE: Bosque de pino-encino; VSA BMM: Vegetación secundaria arbórea de bosque mesófilo de montaña; SAP: Selva alta perennifolia; VSA BEP: Vegetación secundaria arbórea de bosque de encino-pino; Va SBC: Vegetación secundaria arbustiva de selva baja caducifolia; BO: Bosque de oyamel; VSA BPE: Vegetación secundaria arbórea de bosque de pino-encino; BMM: Bosque mesófilo de montaña; VSA BP: Vegetación secundaria arbórea de bosque de pino; AGR: Agricultura; Va BO: Vegetación secundaria arbustiva de bosque de oyamel; Va BP: Vegetación secundaria arbustiva de bosque de pino; Va P: Vegetación secundaria arbustiva de pastizal; Va SAP: Vegetación secundaria arbustiva de selva alta perennifolia; Vh BEP: Vegetación secundaria herbáceas de bosque de encino-pino; Vh BMM: Vegetación secundaria herbáceas de bosque mesófilo de montaña; Vh BP: Vegetación secundaria herbáceas de bosque de pino; Vh BPE: Vegetación secundaria herbáceas de bosque de pino-encino; Vh SAP: Vegetación secundaria herbáceas de selva alta perennifolia; Vh SBC: Vegetación secundaria herbáceas de selva baja caducifolia; Va BEP: Vegetación secundaria arbustiva de bosque de encino-pino; VSA SAP: Vegetación secundaria arbórea de selva alta perennifolia; BP: Bosque de pino; Va BE: Vegetación secundaria arbustiva de bosque de encino; BE: Bosque de encino; Va BPE: Vegetación secundaria herbáceas de bosque de pino-encino; BEP: Bosque de encino-pino; P: pastizal; Vh BE: Vegetación secundaria herbáceas de bosque de encino; Va BMM: Vegetación secundaria arbustiva de bosque mesófilo de montaña.

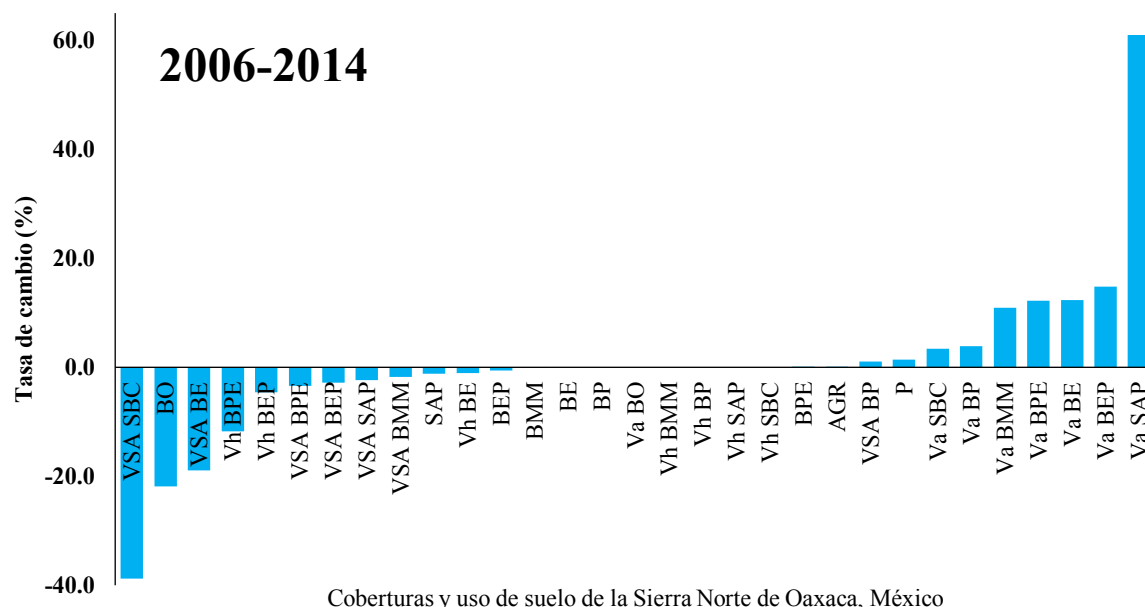


Figura 4. Tasa anual de cambio en la superficie de las coberturas y uso de suelo de la Sierra Norte de Oaxaca, México. Periodo: 2006-2014.

Tasa de cambio con signo (+) significa ganancia de superficie; tasa de cambio con signo (-) significa pérdida de superficie. VSA SBC: Vegetación secundaria arbórea de selva baja caducifolia; BO: Bosque de oyamel; VSA BE: Vegetación secundaria arbórea de bosque de encino; Vh BPE: Vegetación secundaria herbáceas de bosque de pino-encino; Vh BEP: Vegetación secundaria herbáceas de bosque de encino-pino; VSA BPE: Vegetación secundaria arbórea de bosque de pino-encino; VSA BEP: Vegetación secundaria arbórea de bosque de encino-pino; VSA SAP: Vegetación secundaria arbórea de selva alta perennifolia; VSA BMM: Vegetación secundaria arbórea de bosque mesófilo de montaña; SAP: Selva alta perennifolia; Vh BE: Vegetación secundaria herbáceas de bosque de encino; BEP: Bosque de encino-pino; BMM: Bosque mesófilo de montaña; BE: Bosque de encino; BP: Bosque de pino; Va BO: Vegetación secundaria arbustiva de bosque de oyamel; Vh BMM: Vegetación secundaria herbáceas de bosque mesófilo de montaña; Vh BP: Vegetación secundaria herbáceas de bosque de pino; Vh SAP: Vegetación secundaria herbáceas de selva alta perennifolia; Vh SBC: Vegetación secundaria herbáceas de selva baja caducifolia; BPE: Bosque de pino-encino; AGR: Agricultura; VSA BP: Vegetación secundaria arbórea de bosque de pino; P: pastizal; Va SBC: Vegetación secundaria arbustiva de selva baja caducifolia; Va BP: Vegetación secundaria arbustiva de bosque de pino; Va BMM: Vegetación secundaria arbustiva de bosque mesófilo de montaña; Va BPE: Vegetación secundaria herbáceas de bosque de pino-encino; Va BE: Vegetación secundaria arbustiva de bosque de encino; Va BEP: Vegetación secundaria arbustiva de bosque de encino-pino; Va SAP: Vegetación secundaria arbustiva de selva alta perennifolia.

En los 19 años estudiados, la agricultura de temporal perdió en total 940.2 ha, considerando la permanencia, abandono y la conversión a esta categoría. Los factores que propiciaron este escenario fueron principalmente políticas públicas que dejaron en desventaja a los agricultores de la Sierra Norte de Oaxaca, por ejemplo, la entrada en vigor el Tratado de Libre Comercio (TLCAN) en 1994, impulsó la importación de maíz a precios bajos, dejando en desventaja los precios de garantía de la producción local, lo cual ocasionó el abandono de la agricultura y generó la necesidad de buscar ingresos en otras actividades, como la migración a la ciudad u a otros países (principalmente Estados Unidos) (Kingsbury, 2005; Calderón, 2012). Otro de los factores que propiciaron el abandono de la agricultura en la

Sierra Norte de Oaxaca fue la oferta laboral (educación pública, energía, comunicaciones y transportes, etc.) brindada por el gobierno Estatal y Federal, municipios como Guelatao de Juárez, Ixtlán de Juárez y Capulálpam de Méndez, abandonaron la agricultura por este factor, ya que el ingreso económico no era comparable al generado por la producción y venta de productos agrícolas (González, 2005). En la década de los 90's la población de la Sierra Norte disminuyó a causa de la alta migración, se consideró que anualmente cuatro de cada 10 campesinos oaxaqueños emigraron del estado o del país (González, 2001).

Los pastizales de la Sierra Norte de Oaxaca tuvieron un incremento de superficie, en 1995 fueron 600 ha, para el 2006 aumentaron a 3 183.6, y, finalmente en el 2014 pasaron a 3 550.5 ha. Esto se debió a que, a partir de 1940, en Oaxaca aumentaron los incentivos a la ganadería que utiliza a los pastizales como fuente de alimentación (Sorroza, 1990, Clark *et al.*, 2016). El aumento de los pastizales se ubicó principalmente en los municipios de Ixtlán de Juárez, Santiago Camotlán, Santiago Comaltepec y San Pedro Yolox, colindantes con la región de la Cuenca del Papaloapan, que se caracteriza por la selva alta perennifolia, seguida del bosque mesófilo de montaña. Esta región se identifica por las modificaciones causadas principalmente por la agricultura (cultivos de caña de azúcar), pastizales (ganadería) y asentamientos humanos (Clark *et al.*, 2016).

La vegetación secundaria arbórea de selva baja caducifolia fue la cobertura con la mayor tasa anual de pérdida, 492 ha se degradaron a vegetación herbácea de selva baja caducifolia y 367 ha se deforestaron a pastizales. Las causas de la pérdida de cobertura se deben principalmente a la ganadería extensiva, incendios forestales y a fenómenos meteorológicos como el huracán Paulina (1997), Stan (2005) y Matthew (2010) que provocaron el deslizamiento de tierras afectando a este tipo de vegetación que se localiza cerca de ríos y en laderas con pendientes pronunciadas (Rincón *et al.*, 2000; Clark *et al.*, 2016; Cortés 2016).

Desde otra perspectiva, el abandono de tierras permitió que las zonas agrícolas se regenerasen a vegetaciones secundarias, por ejemplo, de 1995 al 2006, 1 291.6 ha de zona agrícola pasaron a vegetación secundaria de bosque de encino. Del 2006 al 2014, la regeneración fue menor, 684.6 ha de zona agrícola pasaron a vegetación secundaria de encino y 496.5 ha a vegetación secundaria de bosque de pino-encino. Otro punto importante para destacar en la recuperación de vegetación son los programas de reforestación que son actividades

complementarias del aprovechamiento forestal maderable, después de la extracción de madera ya sea con corta de regeneración a matarrasa, árboles padres, selección en grupos o individual, se implementa la asistencia a la regeneración natural, principalmente con especies de *Pinus* (Manzano *et al.*, 2016; Pacheco, 2016; Castillo *et al.*, 2017). Las comunidades forestales de la zona de estudio han impulsado la segregación de bosque mesófilo de montaña y selva alta perennifolia como zonas de conservación para la biodiversidad y la recarga de acuíferos, esto por decisión de la asamblea comunitaria (UZACHI, 2003; Hernández, 2007). Esto favoreció la permanencia de las coberturas, y se ve reflejado en los resultados siendo los bosques dominantes en los 19 años de estudio.

El bosque de pino encino fue la cobertura primaria que perdió más superficie debido a que es la que más se utiliza en el aprovechamiento maderable (Luna *et al.*, 2015; Pacheco *et al.*, 2015), estos resultados se relacionan con el incremento de la vegetación secundaria arbustiva de bosque de pino encino a consecuencia de la aplicación de los tratamientos silvícolas (Hernández, 2007). El aprovechamiento maderable del bosque de pino-encino ha tenido cambios en los métodos de extracción, las comunidades de la UZACHI (Capulálpam de Méndez, Santiago Xiacuí, La Trinidad y Santiago Comaltepec) hasta el 2002 utilizaron la corta de regeneración de árboles padre (propio del MDS), y a partir del 2003 se aplicó la variante de corta de regeneración a matarrasa en franjas, esta variante se aplicó en superficies de 0.5 a 1.5 ha, ya que las condiciones orográficas del terreno no permitían abrir claros demasiado grandes incrementando el impacto de la extracción, además, el método de árboles padre en superficies pequeñas ocasionaba condiciones de sombra lo que repercutió en la regeneración y crecimiento de las especies de *Pinus* (UZACHI, 2003; Hernández, 2007; Jardel, 2015; García *et al.* 2019).

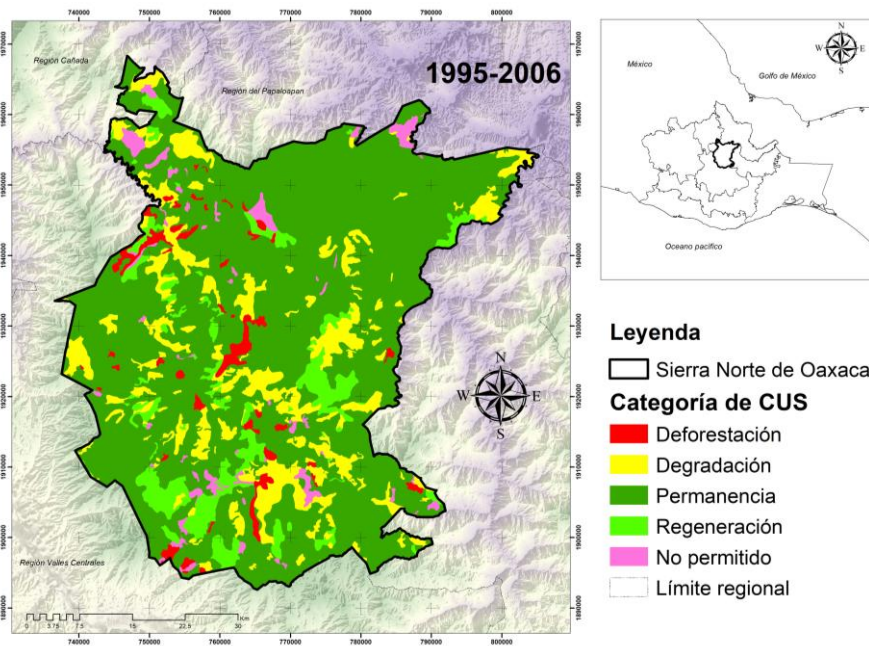


Figura 5. Mapas de procesos de cambio y permanencias ocurridos entre 1995-2006 en la Sierra Norte de Oaxaca, México.

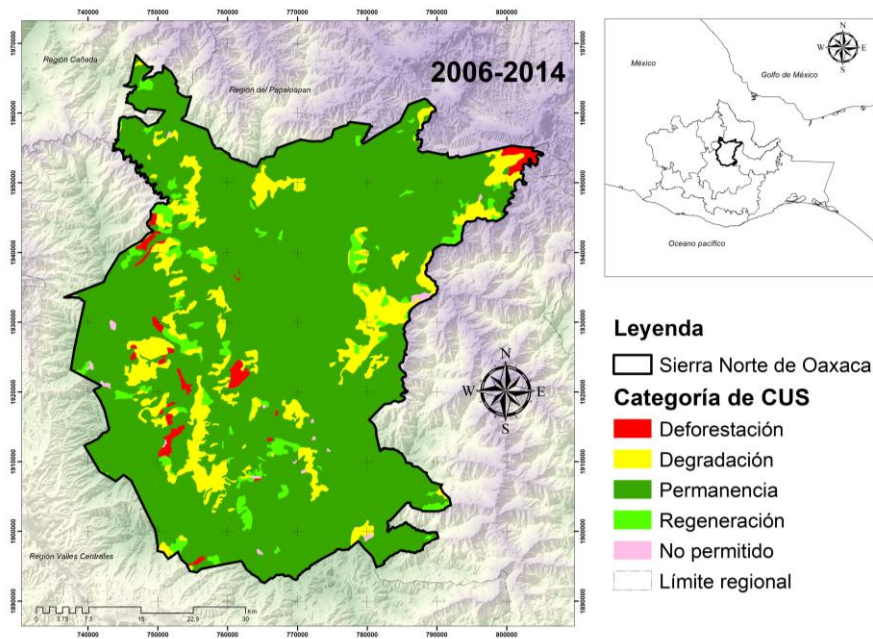


Figura 6. Mapas de procesos de cambio y permanencias ocurridos entre 2006-2014 en la Sierra Norte de Oaxaca, México.

Emisiones de carbono para una categoría de uso de la tierra

El almacén total de carbono de la sierra norte de Oaxaca en 1995 fue de 27 758.5 Gg C, en 2006 se redujo a 26 691.8 Gg C y para 2014 aumentó a 26 938.0 Gg C. Estos resultados indican que entre 1995 y 2006 se emitieron a la atmósfera 3 915.0 Gg de CO₂ (356.0 Gg de CO₂ anuales), y de 2006 a 2014 se absorbieron 903.8 Gg de CO₂ (113.0 Gg de CO₂ anuales). Para el periodo de 1995-2006 el bosque de pino-encino fue la clase que perdió más carbono con 3 397.5 Gg CO₂, ya que el 28% de la superficie se degradó a vegetación secundaria, y el 4% a otros usos no forestales. La selva alta perennifolia sufrió el mismo proceso de degradación, el 14% se convirtió en vegetación secundaria, perdiendo 1 095.7 Gg CO₂, sin embargo, esta clase no presentó cambios a otros usos no forestales. En total, para este tiempo, se emitieron 9 742.5 Gg CO₂. Los resultados indican una pérdida de carbono de 1995 al 2006 con una recuperación al 2014, algunos estudios de la región durante el mismo periodo identificaron la misma tendencia (Clark, 2016; Navarro *et al.*, 2018).

La pérdida de superficie forestal primaria de selva alta perennifolia, bosque de pino-encino y bosque mesófilo de montaña se refleja en una mayor pérdida de carbono, debido a que en la Sierra Norte son las coberturas con mayor cantidad de carbono almacenado por hectárea, estos bosques se caracterizan por la dominancia de las familia Fagácea y Pinácea, en las cuales, las especies *Q. laurina*, *P. pseudostrobus* y *P. patula* son las que acumulan la mayor cantidad de carbono en la biomasa, además, el *P. patula* y *P. pseudostrobus* son las especies de mayor interés para la extracción con fines comerciales (Cortés *et al.*, 2018).

Otra de las causas de la pérdida de carbono aéreo por degradación del bosque de pino-encino se debió a que este tipo de vegetación es el más aprovechado para la extracción de madera (principalmente madera de pino). A partir de 1995, la producción forestal maderable de la Sierra Norte de Oaxaca fue impulsada por apoyos gubernamentales a través de programas como el Programa de Desarrollo Forestal (PRODEFOR) y el Proyecto de Conservación y Manejo Sustentable de Recursos Forestales en México (PROCYMAF), los cuales destinaron recursos económicos para la elaboración de programas de manejo forestal, instalaciones de aserraderos, estufas de secado, grúas para extracción de madera, capacitación para creación de empresas forestales comunitarias, entre otros. De 1995 a 1999, la producción forestal maderable de la Sierra Norte se incrementó, lo que se refleja en la degradación del bosque

por mayor extracción de madera (INEGI, 1997; Anta, 2016). En la Sierra Norte, el interés por el aprovechamiento forestal incrementó, en 1996 se integró el Comité de Recursos Naturales de la Sierra Norte de Oaxaca (CRNSN) con 32 comunidades, para el año 2000 se agruparon 66 comunidades, esto generó que la producción forestal maderable se incrementara de 6.7 millones de m³r a 9.4 millones de m³r (Merino, 2008; Granados, 2009).

Para la fase 2006-2014, la degradación forestal predominó como factor en la emisión de CO₂, la vegetación secundaria arbórea del bosque de encino perdió por degradación (de vegetación arbórea a arbustiva y herbácea) 78% de superficie, lo que significó 4 086.3 Gg CO₂, la vegetación secundaria arbórea del bosque de pino-encino perdió 25% a vegetación arbustiva y el 1% se deforestó, en total, ambas pérdidas sumaron 2 775.7 Gg CO₂, la vegetación secundaria arbórea del bosque de encino-pino perdió 5% de superficie en deforestación y 19% en degradación a vegetación arbustiva, en total fueron 1 130 Gg CO₂. La selva alta perennifolia fue la vegetación primaria que más CO₂ emitió, el 12% se degradó a vegetación arbustiva y el 1% se deforestó a pastizales, perdiendo 1 074 Gg CO₂. El resto de las clases perdió menos de 700 Gg CO₂. Las clases de vegetación secundaria incrementaron su superficie y la vegetación primaria disminuyó, esto representa una baja del carbono almacenado, la reducción de vegetación se traduce en emisiones de GEI, además de disminuir la capacidad de capturar más carbono (Escudero & Scheelje, 2003).

La recuperación de carbono en el periodo de 2006-2014 se debió a la regeneración de vegetación en las superficies secundarias debido a las estrategias comunitarias de conservación de los bosques de pino-encino, encino-pino, mesófilo de montaña y vegetación secundaria arbustiva de la selva alta perennifolia, estos bosques y selvas en estado secundario aún conservan una buena cantidad de carbono aéreo (96.7 – 113.1 Mg C ha⁻¹), sin embargo, aún no se recupera la densidad de carbono de 1995.

Otro factor fue la disminución de la producción forestal del 2006 al 2011, cayendo 500 000 a 325 000 m³, siendo menor que la producción registrada en 1995 con 400 000 m³, del 2010 al 2012 tuvo un repunte llegando a 430 000 m³, y finalmente, un descenso para el año 2014 con 372 000 m³ (SEMARNAT, 2014). La causa del descenso de la producción fueron las condiciones impuestas por el gobierno federal que separó las actividades regulatorias aplicadas por la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT),

recayendo en la Comisión Nacional Forestal (CONAFOR), aumentando los requisitos para las autorizaciones de aprovechamiento forestal, además, las condiciones políticas de Oaxaca propiciaron condiciones de limitación a las autorizaciones de manejo forestal (SEMARNAT, 2013; Anta, 2016; Anta & Meza, 2018).

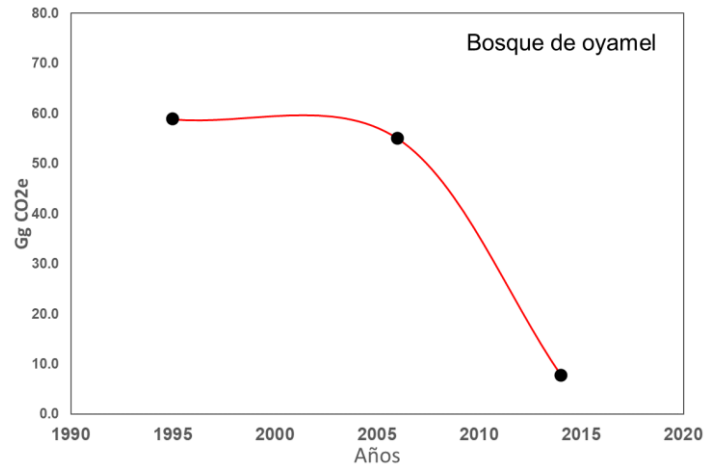
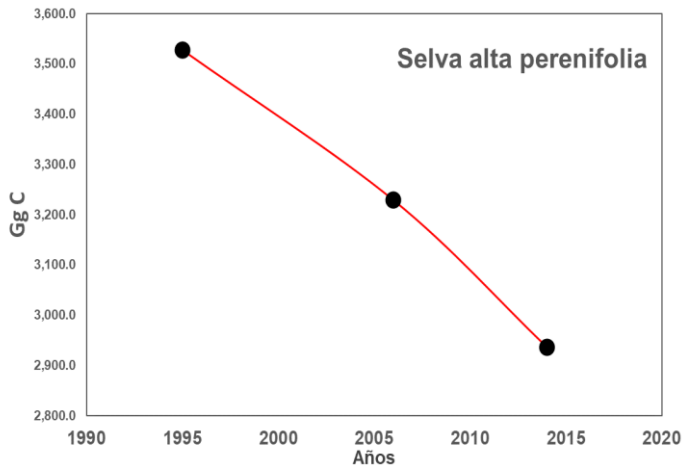
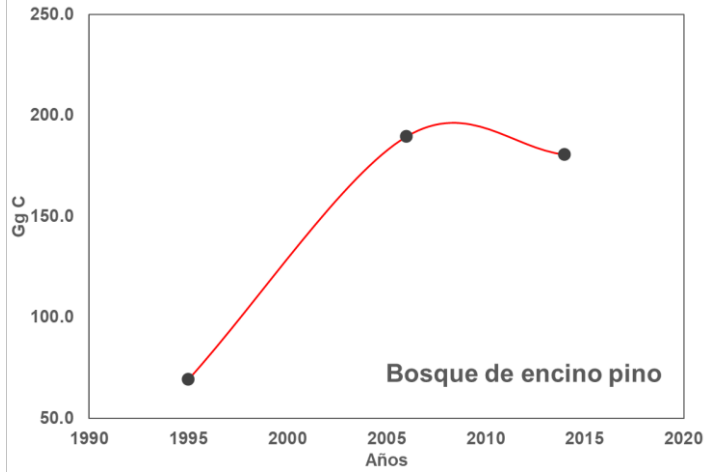
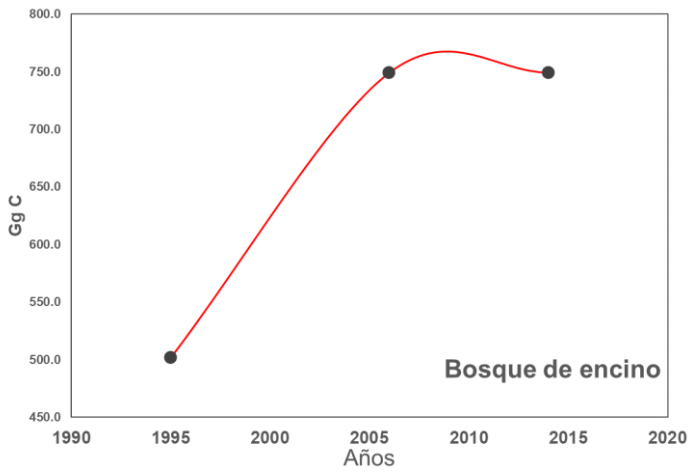
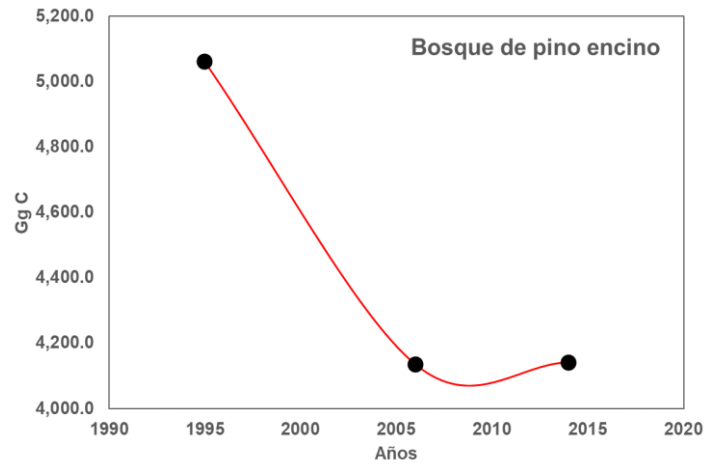
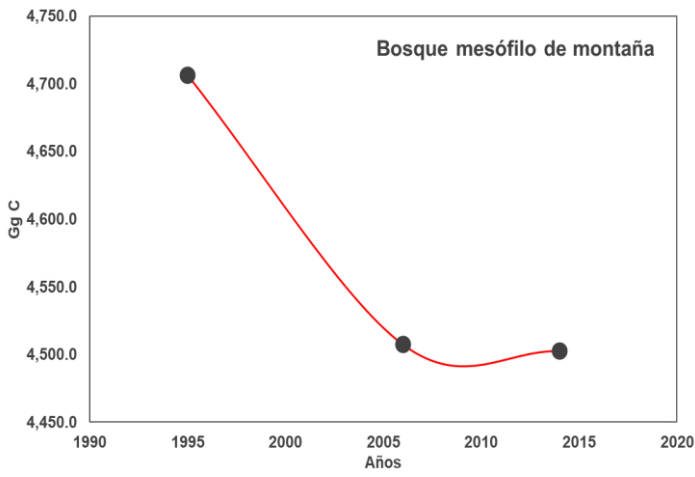
Los resultados mostraron que de 1995 al 2014 los bosques de pino-encino, mesófilo de montaña y selva alta perennifolia en estado primario y secundario dominaron la superficie de la Sierra Norte, la misma tendencia fue reportada por Navarro et al. (2018); Simonit *et al.* (2020); Sánchez (2021), para la misma zona de estudio. La permanencia del carbono en los bosques se debió a que las comunidades de la Sierra Norte al tomar el control del manejo forestal, además de la extracción de madera se enfocaron la reforestación de áreas degradadas, se establecieron viveros comunitarios, además de considerar la conservación como prioridad en los planes de ordenamiento del territorio (Merino, 2018). La reforestación de zonas degradadas se relaciona con los resultados que muestran un incremento del carbono almacenado de 1995 al 2014 (Fig. 7) en el bosque de pino, debido a que la reforestación se realiza principalmente con especies de *P. patula*, *P. pseudostrobus*, *P. ayacahuite* y *P. oaxacana*, que se caracterizan por rápido crecimiento (Granados, 2009; Ramírez *et al.*, 2015; Salazar, 2016).

La permanencia del bosque mesófilo de montaña puede explicarse en parte por la implementación del pago por programas de servicios ecosistémicos (PSA), el pago por servicios hidrológicos (PSAH) y pago por secuestro de carbono y mantenimiento de la biodiversidad (PSA-CABSA) implementados en comunidades de la Sierra Norte de Oaxaca a partir del año 2003, recibiendo un pago a cambio de la conservación del bosque (SEMARNAT, 2009; Navarro *et al.*, 2018).

Otra de las razones de la permanencia de los bosques en la zona de estudio se debió a la diversificación en el aprovechamiento de los recursos forestales, por ejemplo, a principios de 1990, los Pueblos Mancomunados (Lachatao, Amatlán, Yavesía, Latuvi, Benito Juárez, Cuajimoloyas, La Nevería y Llano Grande, comunidades de la SNO) formaron tres empresas comunitarias, una dedicada al aserrío y fabricación de muebles, una embotelladora de agua de manantial y la tercera enfocada al ecoturismo. La empresa comunitaria de ecoturismo pasó de atender 20 turistas en 1994 a más de 20 000 en 2018 (Mayorga, 2020). Otras actividades

de aprovechamiento no maderable son la recolección y producción de hongos silvestres, venta de orquídeas y bromelias, producción y venta de truchas han sumado a la diversificación de actividades para conservar el bosque (Rodríguez, 2020).

Actualmente, las empresas dedicadas al aprovechamiento forestal y ecoturismo enfrentan el impacto que trajo la pandemia por coronavirus (COVID-19), la caída de los precios de la madera, así como la nula afluencia de turistas que se ha reflejado en recorte de empleos y cierre total de negocios asociados al manejo forestal y ecoturismo (Rodríguez, 2020; El Financiero, 2021).



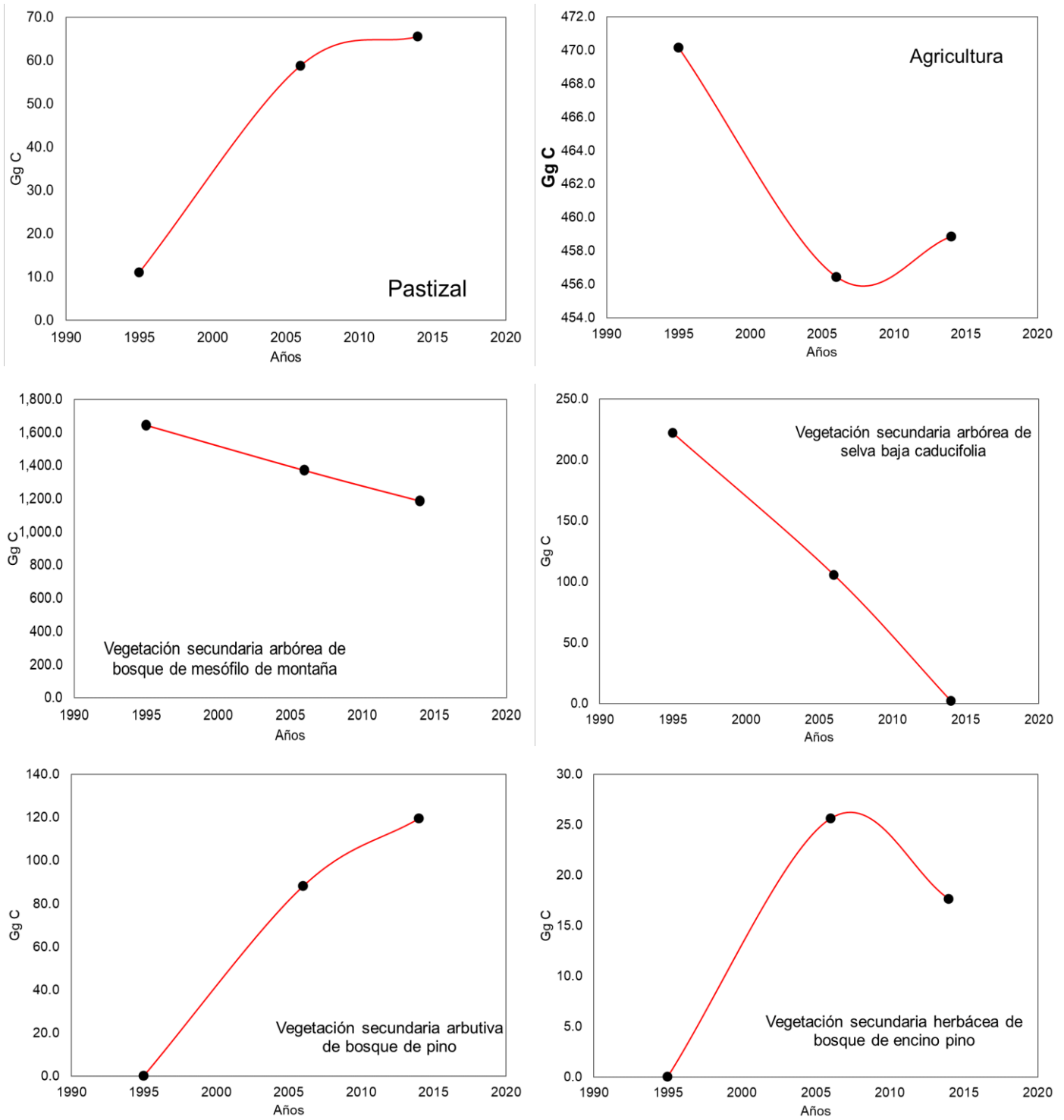


Figura 7. Almacén y dinámica de carbono aéreo en diferentes tipos de vegetación y uso de suelo de 1995 al 2014 en la Sierra Norte, Oaxaca, México

Cuadro 1. Matriz de cambio de uso de suelo y vegetación 1995-2006

USyV 1995	USyV 2006	Superficie (ha)	% de cambio	Categoría
Agricultura (AGR)	AGR	33,204.2	84.8	Permanencia
	Vh BE	1,291.6	3.3	Regeneración
	No permitido	4,683.1	12.0	No permitido
Bosque de encino (BE)	BE	3,411.7	92.4	Permanencia
	Va BMM	21.9	0.6	Degradación
	VSA BE	258.4	7.0	Degradación
Bosque de encino-pino (BEP)	BEP	285.9	51.2	Permanencia
	VSA BEP	272.9	48.8	Degradación
Bosque mesófilo de montaña (BMM)	AGR	50.7	0.1	Deforestación
	BMM	32,793.9	87.6	Permanencia
	P	60.0	0.2	Deforestación
	Va BMM	3,691.7	9.9	Degradación
	No permitido	852.5	2.3	No permitido
Bosque de oyamel (BO)	BO	656.1	93.5	Permanencia
	Va BO	46.0	6.5	Degradación
Bosque de pino (BP)	AGR	109.0	1.1	Deforestación
	BP	7,934.9	76.5	Permanencia
	VSA BP	2,324.3	22.4	Degradación
Bosque de pino-encino (BPE)	AGR	1,361.2	3.5	Deforestación
	BPE	25,942.4	66.6	Permanencia
	P	621.2	1.6	Deforestación
	VSA BP	174.5	0.4	Degradación
	VSA BPE	10,341.7	26.6	Degradación
	VSA BEP	489.9	1.3	Degradación
	Vh BPE	20.4	0.1	Deforestación
Pastizal (P)	P	516.7	86.5	Permanencia
	No permitido	80.6	13.5	No permitido
Selva alta perennifolia (SAP)	SAP	18,483.8	86.1	Permanencia
	VSA SAP	1,765.5	8.2	Degradación
	Vh SAP	953.0	4.4	Degradación
	No permitido	255.5	1.2	No permitido
Vegetación secundaria arbustiva de bosque de encino (Va BE)	VSA BE	3,887.9	64.2	Regeneración
	Vh BE	2,167.5	35.8	Degradación
Vegetación secundaria arbustiva de bosque de encino-pino (Va BEP)	VSA BEP	868.7	58.5	Regeneración
	Vh BEP	143.5	9.7	Degradación
	P	429.8	29.0	Deforestación
	No permitido	41.9	2.8	No permitido
Vegetación secundaria arbustiva de Bosque mesófilo de montaña (Va BMM)	Va BMM	139.3	75.5	Permanencia
	Vh BMM	45.1	24.5	Degradación
	VSA BPE	1,743.9	71.7	Regeneración

Vegetación secundaria arbustiva de bosque de Pino-encino (Va BPE)	Vh BPE	687.9	28.3	Degradación
Vegetación secundaria arbustiva de pastizal (Va P)	Va P	352.7	74.2	Permanencia
	No permitido	122.7	25.8	No permitido
Vegetación secundaria arbustiva de selva alta perennifolia (Va SAP)	VSA SAP	1,122.2	45.5	Regeneración
	Vh SAP	171.2	6.9	Degradación
	No permitido	1,175.1	47.6	No permitido
Vegetación secundaria arbustiva de selva baja caducifolia (Va SBC)	AGR	322.7	3.1	Deforestación
	P	110.9	1.1	Deforestación
	VSA SBC	8,287.9	79.6	Regeneración
	Vh SBC	535.6	5.1	Degradación
	No permitido	1,156.7	11.1	No permitido
Vegetación secundaria herbácea de bosque de encino (Vh BE)	VSA BE	62.1	12.0	Regeneración
	Vh BE	455.9	88.0	Permanencia
Vegetación secundaria arbórea de bosque de encino (VSA BE)	AGR	419.3	2.4	Deforestación
	BE	2,063.1	11.7	Regeneración
	VSA BE	14,206.4	80.2	Permanencia
	Vh BE	976.0	5.5	Degradación
	No permitido	38.1	0.2	No permitido
Vegetación secundaria arbórea de bosque de encino-pino (VSA BEP)	AGR	852.4	5.1	Deforestación
	BEP	1,082.8	6.5	Regeneración
	P	461.9	2.8	Deforestación
	VSA BEP	13,406.0	80.0	Permanencia
	Vh BEP	833.5	5.0	Degradación
Vegetación secundaria arbórea de bosque mesófilo de montaña (VSA BMM)	No permitido	118.8	0.7	No permitido
	AGR	141.5	0.9	Deforestación
	BMM	2,959.2	17.8	Regeneración
Vegetación secundaria arbórea de bosque de pino (VSA BP)	Va BMM	12,279.1	73.8	Degradación
	Vh BMM	1,248.9	7.5	Degradación
	BP	2,097.2	17.3	Regeneración
Vegetación secundaria arbórea de bosque de pino-encino (VSA BPE)	BPE	78.8	0.6	Regeneración
	P	62.4	0.5	Deforestación
	P	148.9	1.2	Deforestación
	VSA BP	9,670.0	79.6	Permanencia
	Vh BP	94.9	0.8	Degradación
Vegetación secundaria arbórea de selva alta perennifolia (VSA SAP)	AGR	1,561.4	4.8	Deforestación
	BPE	5,638.4	17.2	Regeneración
	VSA BPE	23,549.5	71.8	Permanencia
	Vh BPE	1,430.6	4.4	Degradación
Vegetación secundaria arbórea de selva alta perennifolia (VSA SAP)	No permitido	622.2	1.9	No permitido
	P	52.2	0.8	Deforestación
	VSA SAP	6,110.3	96.2	Permanencia
Vegetación secundaria arbórea de selva alta perennifolia (VSA SAP)	Vh SAP	187.7	3.0	Degradación
	VSA SBC	2,807.9	73.3	Permanencia

selva baja caducifolia (VSA SBC)	Vh SBC	492.0	12.8	Degradación
	P	367.1	9.6	Deforestación
	No permitido	163.2	4.3	No permitido

Cuadro 2. Matriz de cambio de uso de suelo y vegetación 2006-2014

Vegetación 2006	Vegetación 2014	Superficie (ha)	% de cambio	Categoría
Agricultura (AGR)	AGR	35,879.5	94.3	Permanencia
	Va BE	481.8	1.3	Regeneración
	Va BP	167.7	0.4	Regeneración
	Va BPE	496.5	1.3	Regeneración
	Va SBC	154.6	0.4	Regeneración
	Vh BE	202.8	0.5	Regeneración
	Vh BEP	218.3	0.6	Regeneración
	No permitido	0.0	1.1	No permitido
Bosque de encino (BE)	BE	5,512.8	100.0	Permanencia
Bosque de encino-pino (BEP)	BEP	1,368.6	89.3	Permanencia
	P	164.6	10.7	Deforestación
Bosque mesófilo de montaña (BMM)	BMM	35,829.1	99.9	Permanencia
	No permitido	38.4	0.1	No permitido
Bosque de oyamel (BO)	BO	91.4	13.9	Permanencia
	No permitido	564.7	86.1	No permitido
Bosque de pino (BP)	BP	10,647.0	100.0	Permanencia
Bosque de pino-encino (BPE)	BPE	31,784.2	99.9	Permanencia
	P	41.9	0.1	Deforestación
Pastizal (P)	P	1,648.4	51.7	Permanencia
	Va BMM	60.0	1.9	Regeneración
	Va BP	62.4	2.0	Regeneración
	Va BPE	492.9	15.5	Regeneración
	Va SAP	52.2	1.6	Regeneración
	Va SBC	444.0	13.9	Regeneración
	Vh BEP	426.9	13.4	Regeneración
	P	40.6	0.2	Deforestación
Selva alta perennifolia (SAP)	SAP	17,302.1	88.1	Permanencia
	Va SAP	419.4	2.1	Degradación
	VSA SAP	1,879.5	9.6	Degradación
Vegetación secundaria arbustiva de bosque de encino (Va BE)	AGR	49.4	0.6	Deforestación
	Va BE	7,614.8	97.8	Permanencia
	Vh BE	118.7	1.5	Degradación
Vegetación secundaria arbustiva de bosque de	Va BEP	1,164.9	78.3	Permanencia

encino-pino (Va BEP)	VSA BEP	260.5	17.5	Regeneración
	No permitido	62.6	4.2	No permitido
Vegetación secundaria arbustiva de Bosque mesófilo de montaña (Va BMM)	Va BMM	2,477.9	100.0	Permanencia
Vegetación secundaria arbustiva de Bosque de oyamel (Va BO)	Va BO	46.0	100.0	Permanencia
Vegetación secundaria arbustiva de Bosque de pino (Va BP)	Va BP	912.1	100.0	Permanencia
Vegetación secundaria arbustiva de bosque de pino-encino (Va BPE)	AGR	352.7	6.0	Deforestación
	Va BPE	4,956.6	84.9	Permanencia
	Vh BE	103.8	1.8	Degradación
	VSA BPE	422.7	7.2	Regeneración
Vegetación secundaria arbustiva de selva alta perennifolia (Va SAP)	Va SAP	83.4	100.0	Permanencia
Vegetación secundaria arbustiva de selva baja caducifolia (Va SBC)	AGR	377.0	3.9	Deforestación
	Va SBC	9,170.5	96.1	Permanencia
Vegetación secundaria herbácea de bosque de encino (Vh BE)	AGR	35.8	0.7	Deforestación
	Va BE	1,602.5	32.6	Regeneración
	Vh BE	3,284.6	66.7	Permanencia
Vegetación secundaria herbácea de bosque de encino-pino (Vh BEP)	AGR	158.4	16.2	Deforestación
	P	143.5	14.6	Deforestación
	Va BEP	364.2	37.2	Regeneración
	Va BPE	36.6	3.7	Regeneración
	Vh BEP	30.3	3.1	Permanencia
	VSA BEP	247.2	25.2	Regeneración
Vegetación secundaria herbácea de bosque mesófilo de montaña (Vh BMM)	Va BMM	1,295.1	100.0	Regeneración
Vegetación secundaria herbácea de bosque de pino (Vh BP)	Va BP	94.9	100.0	Regeneración
Vegetación secundaria herbácea de bosque de pino-encino (Vh BPE)	AGR	432.2	20.2	Deforestación
	Va BPE	866.5	40.5	Regeneración
	Vh BEP	784.2	36.7	Permanencia
	VSA BPE	55.6	2.6	Regeneración
Vegetación secundaria herbácea de selva alta perennifolia (Vh SAP)	P	717.5	53.3	Deforestación
	Va SAP	561.9	41.7	Regeneración
	VSA SAP	67.8	5.0	Regeneración
Vegetación secundaria herbácea de selva baja caducifolia (Vh SBC)	AGR	40.8	4.0	Deforestación
	Va SBC	986.8	96.0	Regeneración
Vegetación secundaria arbórea de bosque de encino (VSA BE)	P	126.9	0.9	Deforestación
	Va BE	9,962.7	71.9	Degradación
	Vh BE	802.2	5.8	Degradación
	VSA BE	2,586.4	18.7	Permanencia
	No permitido	0.0	2.7	No permitido
Vegetación secundaria arbórea de	AGR	399.2	2.6	Deforestación

bosque de encino-pino (VSA BEP)	BPE	62.4	0.4	Regeneración
	P	311.4	2.0	Deforestación
	Va BEP	2,950.4	19.2	Degradación
	VSA BEP	11,597.6	75.5	Permanencia
	No permitido	30.4	0.2	No permitido
Vegetación secundaria arbórea de bosque mesófilo de montaña (VSA BEP)	Va BMM	1,837.3	13.2	Degradación
	VSA BMM	12,002.6	86.5	Permanencia
	No permitido	0.0	0.2	No permitido
Vegetación secundaria arbórea de bosque pino (VSA BP)	VSA BP	11,737.1	100.0	Permanencia
Vegetación secundaria arbórea de bosque pino-encino (VSA BPE)	Va BPE	7,816.9	25.4	Degradación
	VSA BPE	22,481.9	73.1	Permanencia
	No permitido	0.0	1.4	No permitido
Vegetación secundaria arbórea de selva alta perennifolia (VSA SAP)	P	355.7	4.0	Deforestación
	SAP	559.5	6.3	Regeneración
	Va SAP	2,639.0	29.5	Degradación
	VSA SAP	5,394.0	60.3	Permanencia
Vegetación secundaria arbórea de selva baja caducifolia (VSA SBC)	AGR	69.6	3.8	Deforestación
	Va SBC	1,715.8	94.2	Degradación
	VSA SBC	36.2	2.0	Permanencia

Conclusiones

La principal causa de pérdida de carbono aéreo en la Sierra Norte de 1995 a 2014 fue la degradación de vegetación primaria a condición secundaria, principalmente por las actividades de extracción maderable, expansión de los pastizales y aumento de la ganadería. Sin embargo, la diversificación productiva en la región como el ecoturismo, aprovechamiento de recursos no maderables, embazadoras de agua, y el mantenimiento de zonas de conservación de bosques y selvas contribuyeron a la recuperación de vegetación, aumentando así la captura y almacenamiento de carbono.

La permanencia de cobertura forestal en los 19 años estudiados es el resultado de las iniciativas de conservación que las comunidades de la Sierra Norte han impulsado en sus programas de manejo forestal y ordenamiento territorial, además, la permanencia de bosques como el mesófilo de montaña se vio favorecido por políticas públicas de incentivos económicos por conservación. Estos incentivos también impulsaron el abandono de la agricultura, con una posterior revegetación de los terrenos a vegetaciones secundarias, la

perdida de áreas agrícolas pone en riesgo la seguridad alimentaria, especialmente en situaciones como la actual pandemia por el coronavirus. Además de la conservación, la diversificación de actividades productivas en el bosque como el ecoturismo ha contribuido a la permanencia del carbono en la vegetación arbórea. La organización social es un pilar importante del mantenimiento de los bosques, las acciones tomadas para recuperar el territorio y el impulso a la conservación se ve reflejado en los bajos porcentajes de degradación y deforestación. La elección de bajas intensidades de extracción de madera en los programas de manejo forestal ha contribuido a mantener los reservorios de carbono y evitar las emisiones de GEI que contribuyen al cambio climático, además, la reforestación inmediata de las zonas aprovechadas favorece la recuperación de carbono. Los resultados del presente trabajo sugieren que en la Sierra Norte de Oaxaca se llevan a cabo actividades sostenibles para el medio ambiente.

Bibliografía

- Agencia de los Estados Unidos para el Desarrollo Internacional [USAID]. (2016). Determinantes de deforestación en el estado de Oaxaca. Agencia de los Estados Unidos para el Desarrollo Internacional (USAID), The Nature Conservancy (TNC), Alianza México REDD+, México, Distrito Federal.
- Anta, S. (2016). Diagnóstico de la cadena de valor forestal en las regiones de Oaxaca. Oaxaca de Juárez, Oaxaca. 71.
- Anta, S., & Meza, V. (2018). La producción forestal maderable comunitaria en Oaxaca. En Chapela, G. (editor). *Las empresas sociales forestales en México, claros y aprendizajes*. Consejo Civil Mexicano para la Silvicultura Sostenible, AC. 124-143.
- Calderón, J. (2012). Desarrollo rural y crisis alimentaria en México. Primera edición. 52. ISBN: 978-607-00-5628-4
- Castillo, A., Hernández, I., Vásquez, M., Herrera, M., Melchor, V., & de la Cruz, M. (2017). Programa de manejo forestal para el aprovechamiento de recursos forestales maderables nivel avanzado. Santiago Comaltepec, Oaxaca.

- Cervantes, Y., Cornejo, S. L., Lucero, R., Espinoza, J. M., Miranda, E. & Pineda, A, (1990). Provincias Fisiográficas de México. Extraído de Clasificación de Regiones Naturales de México II, IV.10.2. Atlas Nacional de México. Vol. II. Escala 1:4000000. Instituto de Geografía, UNAM. México.
- Clark, R., Sandoval, R., Ramos, F., & Rivera, V. (2016). Recursos hídricos de la Sierra Norte de Oaxaca, caracterización, diagnóstico y gestión. Universidad de la Sierra Juárez. México. 135. ISBN: 978-607-95991-2-6
- Comisión Nacional Forestal [CONAFOR]. (2017). Guardianes del bosque. Ciudad de México.
- Comisión Nacional Forestal [CONAFOR] (2009). Servicios ambientales y cambio climático. Zapopan, Jalisco, México. 76.
- Cortés, M. (2016). Potencial de recarga hídrica y morfometría de la microcuenca Río Grande, Oaxaca, y su relación con unidades geográficas, administrativas y de manejo forestal. Universidad de la Sierra Juárez. Oaxaca. 104.
- Cortés, M. Fuentes, M., De León, F., Paz F., Leyva, T., Santiago, W. (2018). Carbono arbóreo aéreo almacenado en la zona de manejo forestal de Santiago Xiacuí, Oaxaca, México. IX Simposio Internacional del Carbono en México. Álamos, Sonora. Del 16 al 18 de mayo del 2018.
- Cortés., M. Fuentes M., De León F., Paz F., Leyva T., Santiago W. (2019). Biomasa y carbono arbóreo aéreo del bosque templado con aprovechamiento de Santiago Comaltepec, Oaxaca, México. X Simposio Internacional del Carbono en México. Tepic, Nayarit. Del 12 al 14 de junio del 2019.
- De la Torre, A., & Hernández, M. (2008). Agricultura sustentable en comunidades de la Sierra Norte de Oaxaca. Global Environmental Management, a Universidad de Stevens Point en el Estado de Wisconsin. 33.

- De Jong, B., & Paz, F. (2019). Bosques y selvas. Estado del Ciclo del Carbono: Agenda Azul y Verde. Programa Mexicano del Carbono. Texcoco, Estado de México, México. 716. ISBN: EN TRÁMITE.
- Escudero, M. & Scheelje, M. (2003). El cambio climático principales causantes, consecuencias y compromisos de los países involucrados. XII World Forestry Congress, Quebec.
- FAO, (1996). Forest resources assessment 1990. Survey of tropical forest cover and study of change processes. 130. 152. Roma.
- Galindo-Aguilar, R. E., Pérez-Hernández, M. J., Reynoso-Santos, R., Rosas-Rosas, O., & González-Gervacio, C. (2019). Cambio de uso de suelo, fragmentación del paisaje y la conservación de *Leopardus pardalis* Linnaeus, 1758. *Madera y Bosques*, 10(52). doi: <https://doi.org/10.29298/rmcf.v10i52.395>
- García, E. - Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO), (1998). Climas (clasificación de Köppen, modificado por García). Escala 1:1000000. México.
- García, S., Narváez, R., Olivas, J., & Hernández, J. (2019). Diversidad y estructura vertical del bosque de pino-encino en Guadalupe y Calvo, Chihuahua. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*. 10(53). 41-63. doi: 10.29298/rmcf.v10i53.173
- Granados, D. (2009). Estudio regional forestal para el fortalecimiento de las unidades de manejo forestal en la Sierra Norte Oaxaca. Fondo CONAFOR-CONACYT proyecto 41808. 145.
- González, A. (2005). Salvemos nuestro maíz. Unión de organizaciones de la Sierra Juárez (UNOSJO).
- Hernández, I. (2007). Cambios en la estructura y composición del bosque bajo dos tratamientos silviculturales en la Comunidad de Capulálpam de Méndez, Ixtlán, Oaxaca, México. Tesis de maestría, Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza, Turrialba, Costa Rica.

- Howard, J., Hoyt, S., Isensee, K., Pidgeon, E., & Telszewski M. (2014). Coastal Blue Carbon methods for assessing carbon stocks and emissions factors in mangroves, tidal salt marshes, and seagrass meadows. Conservation International, Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO, International Union for Conservation of Nature. Arlington, Virginia, USA.
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía [INEGI]. (1997). La Explotación Forestal en el Estado de Oaxaca Aguascalientes, México. 18. ISBN 970-13-1594-4.
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía [INEGI]. (2013). Conjunto de Datos Vectorial Edafológico, Escala 1:250 000 Serie II (Continuo Nacional). Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. Aguascalientes, México. 4 (3), 13-157. doi: 10.12933/theya-13-157.
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía [INEGI]. (2013). Conjunto de Datos Vectorial Edafológico, Escala 1:250 000 Serie II (Continuo Nacional). Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. Aguascalientes, México.
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía [INEGI]. (2017). Base de datos geográficos. Diccionario de datos de uso del suelo y vegetación (vectorial). Escala 1:250,000 (Serie VI). Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. Aguascalientes, México.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change), 2006. Good Practice Guidance for Land Use, Land-Use Change and Forestry. En: Penman, J., M. Gytarsky, T. Hiraishi, T. Krug, D. Kruger, R. Pipatti, L. Buendia, K. Miwa, T. Ngara, K. Tanabe and F. Wagner. The Institute for Global Environmental Strategies (IGES). Kanagawa, Japón. 632 p.
- Jardel, E. (2015). Criterios para la conservación de la biodiversidad en los programas de manejo forestal (1ª ed.). México: Comisión Nacional Forestal.
- Kingsbury, H. (2005). “De maíz vivo” la siembra de maíz en la sierra norte de Oaxaca. Independent Study Project (ISP) Collection. 440.

- López, R. (2003). El empoderamiento del manejo forestal comunitario en Oaxaca. La Unión de Comunidades Forestales y Ejidos de Oaxaca, 1985-1996.
- Luna, L., Hernández, P., Velázquez, A., Gómez, A., & Acosta, M. (2015). Understory in the composition and diversity of managed 26 forest areas in Santa Catarina Ixtepeji, Oaxaca. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 21(1), 109–121. doi: 10.5154/r.rchscfa.2014.08.037
- Manzano, F., Sandoval, R., & Rosas, F., (2016). Programa de manejo forestal para el aprovechamiento de recursos forestales maderables nivel avanzado. Santiago Xiacuí, Oaxaca.
- Martínez, J. (1984). Penetración de capital y reproducción comunitaria. Universidad Veracruzana. Facultad de antropología. 228.
- Mas, J. F., Velázquez, A., & Couturier, S. (2009). La evaluación de los cambios de cobertura uso del suelo en la república mexicana. *Investigación ambiental*. 1 (1), 23-39.
- Merino, L. (2008). Conservación comunitaria en la cuenca alta del Papaloapan, Sierra Norte de Oaxaca. *Nueva antropología*. 21 (68). 37-39. ISSN 0185-0636
- Merino-Pérez, L. (2018). Comunidades forestales en México. Formas de vida, gobernanza y conservación. *Revista Mexicana de Sociología*. 80 (4). 909-940. Ciudad de México. ISSN: 0188-2503/18/08004-07
- Navarro, R., Esteves, D., Ochoa, S., de Jong, B., & Delgado, M. (2018). Land cover changes and fragmentation in mountain neotropical ecosystems of Oaxaca, Mexico under community forest management. *Journal of Forestry Research*. <https://doi.org/10.1007/s11676-017-0568-3>
- Pacheco, G., Durán, E., & Ordóñez, J. A. (2015). Estimación del carbono arbóreo en el área de manejo forestal de Ixtlán de Juárez, Oaxaca, México. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*. 6(29). 126-145. doi: 10.29298/rmcf.v6i29.221
- Pacheco-Aquino, G., Durán-Medina, E., & Ordóñez-Díaz, J. A. (2015). Estimación del carbono arbóreo en el área de manejo forestal de Ixtlán de Juárez, Oaxaca, México.

Revista Mexicana de Ciencias Forestales. 6(29). 126-145. doi: 10.29298/rmcf.v6i29.221

- Pérez-Irineo, G. & Santos-Moreno, A. (2013). Riqueza de especies y gremios tróficos de mamíferos carnívoros en una selva alta del sureste de México. Species richness and trophic guilds of mammalian carnivores in rain forest of southeastern Mexico.
- Programa Mexicano del Carbono [PMC]. (2014). Conjunto de datos vectorial uso de suelo y vegetación serie I, III y VI. Programa Mexicano del Carbono, Texcoco, México.
- Ramos-Morales M. F., & Clark-Tapia R., (2018). Introducción al manejo forestal comunitario. Manejo forestal comunitario y sustentabilidad en Sierra Juárez, Oaxaca. Oaxaca de Juárez, Oaxaca. Editorial: Fontamara. 49-65 p.
- Rincón, E., Alcaez, M., González, G., Huante, P., & Hernández, A. (2000). Restauración en selvas bajas caducifolias. UNAM, Instituto de Ecología. México D.F. Instituto Nacional de Ecología.
- Rodríguez, J. Proyecto modelo de manejo colaborativo de la biodiversidad para promover territorios productivos sostenibles. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO). 67.
- Roldán, E. (2014). Experiencias comunitarias de manejo forestal en bosques templados. Seminario Internacional de Manejo Forestal Sustentable: Experiencias y perspectivas para México. Comisión Nacional Forestal [CONAFOR] y FAO (Food and Agriculture Organization). Ciudad de México, México. Recuperado de <https://coin.fao.org/coin-static/cms/media>
- Rosas-Baños M., & Correa-Holguín D. (2016). El ecoturismo de sierra norte, Oaxaca desde la comunalidad y la economía solidaria. Agricultura, sociedad y desarrollo. 13(4). 565-584 p.)
- Sánchez, L. (2021). Metadatos de: Uso de Suelo y Vegetación Sierra Norte Oaxaca 2020. INEGI, CentroGeo.

- Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales [Semarnat] 2014. Anuarios estadísticos de la producción forestal 1993-2014. México, Sistema Nacional de Información y Recursos Naturales de la SEMARNAT, México.
- Simonit, S., Abardía Martínez, A., García Contreras, G., Ríos Colín, A., Morales Pacheco, R., Solano Solano, B., González Ortiz, M., Martínez Rodríguez, S., Arcos Canseco, M., Ramos García, A., Brena García, G., Escalona Luttig, I., García López, J., López Soto, F., Beltrán Casanova, E., Castro Negrete, J., Vallejo Molina, R., Ramos Vásquez, M., Nello, T., Sandi Sagot, R. (2020). Oportunidades de restauración funcional del paisaje en el Estado de Oaxaca, México. San José, Costa Rica: UICN ORMACC, y Gobierno del Estado de Oaxaca, México.
- Sorroza, C. (1990). Cambios agroproductivos y crisis alimentaria en Oaxaca (1940-1985). *Estudios sociológicos*. 8 (22). 87-116
- Suárez, G. (2017). Comunidad indígena de Oaxaca conserva su bosque para mantener viva su cultura e identidad. Consejo Civil Mexicano para la Silvicultura Sostenible (CCMSS). Ciudad de México.
- Torres-Rojo, J. M. (2004). Estudio de tendencias y perspectivas del sector forestal en América Latina al año 2020: informe nacional: México. Organización de Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación. Roma, Italia. 105 p.
- Unión de Comunidades Productoras Forestales Zapotecos-Chinantecos [UZACHI]. (2003). Programa de manejo forestal para el aprovechamiento maderable persistente de la comunidad de Santiago Comaltepec, Ixtlán, Oaxaca. UZACHI
- Velasco-Murguía, A., Durán-Medina, E., Rivera, R., & Barton-Bray, D. (2013). Cambios en la cobertura arbolada de comunidades indígenas con y sin iniciativas de conservación, en Oaxaca, México. *Investigaciones Geográficas, Boletín del Instituto de Geografía, UNAM*. 83. pp. 55-73. doi: 10.14350/rig.34975
- Zavariz, B. (2014). Comunidades oaxaqueñas muestran la complejidad de la deforestación. Consejo Civil Mexicano para la Silvicultura Sostenible.

Capítulo 5.

Conclusiones generales

El conocimiento del ciclo del carbono (flujos y reservorios) en los diferentes ambientes (terrestres, acuáticos, atmósfera) y su interrelación con los distintos sectores socioeconómicos aportan elementos para definir las estrategias y políticas públicas relacionadas con la mitigación y adaptación al cambio climático (Gaxiola *et al.*, 2017).

En este trabajo presentamos un conjunto de resultados sobre el conocimiento del ciclo del carbono (flujos y reservorios) en el área de manejo forestal comunitario, desde la perspectiva de la investigación científica. La investigación se realizó en la Sierra Norte de Oaxaca, México (SNO), específicamente en: Santiago Xiacuí, Santiago Comaltepec, Capulálpam de Méndez y La Trinidad, las cuatro comunidades pertenecen a la Unión de Comunidades Productoras Forestales Zapotecas-Chinantecas (Uzachi), y cuentan con una amplia trayectoria de manejo forestal comunitario en los bosques templados y selvas altas de la SNO.

En la presente se puso en contexto el desarrollo del manejo forestal comunitario en México, empezando a nivel nacional, pasando al nivel regional de la SNO, y haciendo énfasis en los resultados a nivel de rodal (unidad básica de manejo). La experiencia de manejo forestal comunitario de México se ha convertido en una importante contribución a la exploración de nuevos esquemas de conservación de los ecosistemas forestales y desarrollo regional, principalmente en países en desarrollo. Los casos de bosques templados y tropicales gestionados por comunidades en tierras de uso común proporcionan un ejemplo de gestión eficaz y desarrollo socioeconómico de las mismas (Segura *et al.*, 2016).

En México alrededor del 70% de tierras forestales se encuentra bajo propiedad de comunidades agrarias o ejidos (Merino, 2018), estos bosques generan un importante conjunto de servicios ecosistémicos, culturales, aprovisionamiento, soporte y regulación, que han contribuido a satisfacer las necesidades básicas de las poblaciones locales (Yepes-Quintero *et al.*, 2020).

En México los derechos de propiedad de los terrenos forestales fueron transferidos a las comunidades rurales durante el siglo XX como resultado de la reforma agraria surgida a partir de la Revolución Mexicana (Madrid, 2016).

El traspaso legal del control real de los recursos forestales a ejidos y comunidades fue posible hasta la publicación de la Ley Forestal de 1942, no obstante, continuó el control e interferencia gubernamental al establecer empresas privadas y paraestatales con un poder sobre el manejo y la explotación de los recursos forestales que perduró hasta los años setenta (Barton-Bray y Merino, 2004).

En 1963 se emite el primer Plan Nacional Forestal en México, y en 1964, surge el Método Mexicano de Ordenación de Montes (MMOM), en este periodo se promovió e incentivó la deforestación del 10% de los bosques en zonas agrícolas y pastizales (Bretado et al., 2018), además, se asignaron a la industria privada bajo concesiones un territorio para explotar los recursos maderables, incrementando la extracción de los bosques. A la par de las modificaciones a la legislación nacional, se fortalece la organización y lucha social de los pueblos indígenas en diferentes partes del país, en estos años surgen las primeras empresas forestales comunitarias (EFC), a principios de los años ochenta, varias comunidades indígenas habían logrado organizarse y formado EFC autónomas (Barton-Bray y Merino, 2004).

En la región SNO de 1956 a 1978 fueron concesionadas más de 160,000 hectáreas de bosques de manera exclusiva a la Fábrica de Papel Tuxtepec (FAPATUX). Durante ese periodo se utilizó el MMOM basado en cortas selectivas de árboles dominantes, dejando en pie a los árboles de menor talla (altura y diámetro normal), entre otras características (Alfonso-Corrado et al., 2014; Bretado et al., 2018).

Para 1983, las comunidades de la SNO lograron la autonomía, impulsando el enfoque de manejo forestal comunitario (MFC), encaminados a la recuperación de los bosques impactados por la extracción realizada durante la concesión de FAPATUX, centrando los esfuerzos en la regeneración de especies del género *Pinus*, especialmente de la especie *Pinus patula* Schiede ex Schltdl. & Cham (Alfonso-Corrado et al., 2014), fundamentado en su rápido crecimiento y características morfológicas favorables para la industria de la madera.

A partir de entonces, las comunidades de la SNO adquirieron la responsabilidad de la gestión y el manejo de los bosques. La SNO posee mayormente bosques incoetaneos, y, en algunas zonas, existen bosques de segundo crecimiento derivado de la recuperación de zonas anteriormente agrícolas.

Inicialmente, las comunidades adoptaron el método mexicano de ordenación de bosques irregulares (MMOBI), caracterizado por la extracción de madera selectiva e individual, a principios de los noventa, este método empezó a ser remplazado por el método de desarrollo silvícola (MDS), con tratamientos silvícolas de árboles padre, podas aclareos, corta de liberación, entre otras. A principios del 2000, inició la aplicación del tratamiento de matarrasa en franjas que consiste en cortar toda la vegetación de la superficie definida. Actualmente, estos dos métodos (MDS y MMOBI) son los que predominan en el manejo de bosques la SNO.

Los tratamientos silvícolas modifican la estructura, composición y funcionamiento de los ecosistemas forestales (Jardel, 2015; Pérez *et al.*, 2020), en este trabajo encontramos que los bosques incoetaneos (irregulares) manejados con el MMOBI presentaron una reserva mayor de carbono, esto fue atribuido a que la diversidad, densidad y talla de las especies arbóreas fue superior a los bosques manejados con el MDS. Los bosques irregulares asemejan su condición a un bosque de conservación o no manejado. Estos tratamientos silvícolas de extracción por selección mantienen una mayor diversidad de especies, existe una relación positiva entre la diversidad arbórea y las reservas de carbono (Liu *et al.*, 2018).

Los bosques incoetaneos fueron una consecuencia de la aplicación del MMOBI de 1950 a 1980, las cortas selectivas de especies arbóreas fueron en pequeños parches que disminuyeron la entrada de luz solar, esto propició condiciones favorables de crecimiento y desarrollo a especies tolerantes a la sombra como los encinos y las latifoliadas, reduciendo el crecimiento de las especies de pino (Snook, 1994). El MMOBI partía de dos supuestos: uno que todos los bosques eran maduros y el dos que las especies de pinos pueden regenerarse bajo el dosel (sombra). Sin embargo, las especies de pinos se reproducen en condiciones soleadas, en áreas descubiertas como zonas incendiadas, claros o rodales desmontados, zonas agrícolas abandonadas.

A principio de los años noventa, en la SNO empezó la aplicación de tratamientos silvícolas de mayor intensidad de corta o silvicultura intensiva, conocido como MDS, en este sistema se aplican cortas de aclareo en etapas de crecimiento rápido de las especies arbóreas, para llegar a una corta intensiva o de regeneración, estas cortas tienen variantes, una de ellas es la corta de regeneración con árboles padre y la más utilizada en la actualidad corta de regeneración en matarrasa (en franjas).

Actualmente se aplican los dos métodos (MDS y MMOBI), ambos tienen como objetivo el aprovechamiento maderable del bosque, sin embargo, el MDS busca generar bosques regulares (de edades similares) y el MMOBI procura mantener la masa forestal irregular (edades diferentes). Bajo este contexto, el escenario más probable serán bosques menos diversos, pero con una producción maderable asegurada para futuros años. Si bien, las plantaciones forestales resultantes de los tratamientos silvícolas de alta intensidad de corta (matarrasa) no son comparables con los bosques sin manejo, sí se puede decir que es una actividad económica favorable, ya que el beneficio obtenido por la venta de mayor volumen de madera beneficia a las comunidades forestales, además, los tratamientos silvícolas de alta intensidad (CRM), propician condiciones de captura y almacén de carbono al generar las condiciones de un bosque dinámico, algunos estudios han reportado similitudes en el contenido de carbono en la masa arbórea entre un bosque manejado y uno sin manejo (Razo *et al.*, 2013; Pacheco *et al.*, 2015), nosotros encontramos diferencias significativas entre un bosque manejado con alta intensidad (MDS) y un bosque sin manejo, en Santiago Comaltepec y Santiago Xiacuí, esto también puede atribuirse a que los cambios en la delimitación y extensión de los rodales, efectuados en los tres ciclos de corta que han llevado.

Una de las críticas al manejo de bosques con tratamientos de baja intensidad (MMOBI) son los altos costos de manejo, en este estudio se calculó para La Trinidad un costo de \$897.1 por hectárea. El mayor costo se observa en los tratamientos complementarios, además, la extensión de los rodales es mayor que aquellos destinados a manejarse con alta intensidad (MDS). Desde el punto de vista económico, mantener un bosque sin manejo no sería favorable para las comunidades, la SNO de Oaxaca se caracteriza por presentar diversas zonas afectadas por plagas y enfermedades forestales, además de incendios.

En la Sierra Norte de Oaxaca más del 70% de vegetación se ha mantenido sin alteraciones, la degradación forestal es la principal causa de pérdida de carbono en la vegetación arbórea, el porcentaje de deforestación es muy bajo en comparación con otras regiones boscosas del país. La permanencia de cobertura forestal es el resultado de las iniciativas de conservación que las comunidades de la Sierra Norte han impulsado en sus programas de manejo forestal y ordenamiento territorial, además, la permanencia de bosques como el mesófilo de montaña se vio favorecido por políticas públicas de incentivos económicos por conservación. Estos incentivos también impulsaron el abandono de la agricultura, con una posterior revegetación de los terrenos a vegetaciones secundarias. Además de la conservación, la diversificación de actividades productivas en el bosque como el ecoturismo ha contribuido a la permanencia del carbono en la vegetación arbórea. La organización social es un pilar importante del mantenimiento de los bosques, las acciones tomadas para recuperar el territorio y el impulso a la conservación se ve reflejado en los bajos porcentajes de degradación y deforestación. La elección de bajas intensidades de extracción de madera en los programas de manejo forestal ha contribuido a mantener los reservorios de carbono y evitar las emisiones de GEI que contribuyen al cambio climático, además, la reforestación inmediata de las zonas aprovechadas favorece la recuperación de carbono. Los resultados del presente trabajo sugieren que en la Sierra Norte de Oaxaca se llevan a cabo actividades sostenibles para el medio ambiente.

Bibliografía

- Bray, D. B., & Merino, L. (2004). La experiencia de las comunidades forestales en México, Veinticinco años de silvicultura y construcción de empresas forestales comunitarias (1ª ed.). México D.F. Instituto Nacional de Ecología (Ine-Semarnat).
- Gaxiola, G., Hernández, J., Lara, J., Sosa, R., & Cepeda, J. (2017). Importancia del intercambio y reservorios de carbono en los mares y costas mexicanas. Elementos para políticas públicas. 1 (1). 13-24.
- Jardel, E. (2015). Criterios para la conservación de la biodiversidad en los programas de manejo forestal (1ª ed.). México: Comisión Nacional Forestal

- Liu, X., Trogisch, S., He, J., Niklaus, P., Bruehlhaide, H., Tang, Z., Erfmeier, A., Scherer-Lorenzen, M., Pietsch, K., Yang, B., Kühn, P., Scholten, T., Huang, Y., Wang, C., Staab, M., Leppert, K., Wirth, C., Schmid, B., & Ma, K. (2018). Tree species richness increases ecosystem carbon storage in subtropical forests. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 285(1885), 20181240. doi:10.1098/rspb.2018.1240
- Madrid, S. (2016). Manejo Forestal Comunitario en México: un modelo emergente de manejo sustentable de ecosistemas forestales. 10/07/2020, de Consejo Civil Mexicano para la Silvicultura Sostenible (CCMSS) Sitio web: <https://www.ccmss.org.mx/>
- Merino, L. (2018). Comunidades forestales en México. Formas de vida, gobernanza y conservación. *Revista mexicana de sociología*. 80 (4). ISSN 0188-2503
- Pacheco-Aquino, G., Durán-Medina, E., & Ordóñez-Díaz, J. A. (2015). Estimación del carbono arbóreo en el área de manejo forestal de Ixtlán de Juárez, Oaxaca, México. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 6(29), 126-145. doi: 10.29298/rmcf.v6i29.221
- Pérez, R., González, M., Ramírez, N., & Toledo, T. (2020). Efectos del método de desarrollo silvícola sobre la diversidad arbórea en bosques húmedos de montaña del norte de Chiapas, México. *Revista mexicana de biodiversidad*. doi: <http://dx.doi.org/10.22201/ib.20078706e.2020.91.3326>
- Razo, R., Gordillo-Martínez, A., Rodríguez-Laguna, R., Maycotte-Morales, C., & Acevedo-Sandoval, O. (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
- Snook, L. (1994). Reflexiones sobre la información, la investigación y el manejo de las selvas de Quintana Roo.