



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA CHAPINGO

DIVISIÓN DE CIENCIAS FORESTALES

MAESTRÍA EN CIENCIAS EN CIENCIAS FORESTALES

**SOSTENIBILIDAD DEL RENDIMIENTO MADERABLE EN EL
ESTADO DE OAXACA**

TESIS

Que como requisito parcial
para obtener el grado de:

MAESTRO EN CIENCIAS EN CIENCIAS FORESTALES



Presenta:

EDHUI RIGOBERTO CRUZ OJEDA

Bajo la supervisión de: FRANCISCO JOSÉ ZAMUDIO SÁNCHEZ, Ph. D.



Chapingo, Estado de México, Noviembre de 2022.

HOJA DE APROBACIÓN DE LA TESIS

SOSTENIBILIDAD DEL RENDIMIENTO MADERABLE EN EL ESTADO DE OAXACA

Tesis realizada por **EDHUI RIGOBERTO CRUZ OJEDA** bajo la supervisión del Comité Asesor indicado, aprobada por el mismo y aceptada como requisito parcial para obtener el grado de:

MAESTRO EN CIENCIAS EN CIENCIAS FORESTALES

DIRECTOR:

FRANCISCO JOSÉ ZAMUDIO SÁNCHEZ, Ph. D.

ASESOR:

DR. ARTURO ANTONIO ALVARADO SEGURA

ASESOR:

DR. ALEJANDRO CORONA AMBRIZ

CONTENIDO

LISTA DE TABLAS	v
LISTA DE FIGURAS.....	vi
LISTA DE APÉNDICES	vii
AGRADECIMIENTOS.....	viii
DEDICATORIAS.....	ix
DATOS BIOGRÁFICOS	x
RESUMEN GENERAL.....	xi
GENERAL ABSTRACT	xii
1 INTRODUCCIÓN GENERAL	13
1.1 Hipótesis	15
1.2 Objetivos.....	15
1.2.1 Objetivo general	15
1.2.2 Objetivos específicos	15
1.3 Estructura de la Tesis	16
1.4 Literatura citada	17
2 REVISIÓN DE LITERATURA.....	19
2.1 Manejo forestal	19
2.1.1 Manejo forestal comunitario	19
2.2 Sistemas silvícolas en bosques templados.....	20
2.2.1 Método de Desarrollo Silvícola.....	22
2.2.2 Método Mexicano de Ordenación de Bosques Irregulares.....	23
2.2.3 Sistema de Conservación y Desarrollo Silvícola	24
2.2.4 Mixto.....	25
2.3 Evaluación forestal.....	26
2.3.1 Rendimiento sostenible de madera	28
2.4 Unidad de Manejo Forestal	30
2.4.1 UMAFOR 2012.....	30
2.5 Literatura citada	33

3	SOSTENIBILIDAD DEL RENDIMIENTO MADERABLE DE TRECE ESPECIES DE PINO EN UN BOSQUE DE OAXACA, MÉXICO	39
3.1	Resumen	39
3.2	Abstract.....	40
3.3	Introducción	40
3.4	Objetivos.....	43
3.5	Materiales y métodos.....	43
3.5.1	Área de estudio	43
3.5.2	Manejo silvícola en el área de estudio	44
3.5.3	Muestreo	45
3.5.4	Medición de diámetros y estimación de alturas.....	45
3.5.5	Análisis de datos	47
3.6	Resultados.....	49
3.6.1	Dimensiones de alturas y diámetros en el periodo de estudio	52
3.7	Discusión	52
3.8	Conclusiones	57
3.9	Referencias.....	58
4	CONCLUSIONES GENERALES.....	62
5	APÉNDICES.....	63

LISTA DE TABLAS

Tabla 1. Superficie total bajo manejo de los ejidos y comunidades de la UMAFOR 2012.....	31
Tabla 2. Especies presentes en cada tipo de vegetación.....	45
Tabla 3. Ecuaciones de regresión estimadas para las variables diámetro del tocón y altura.	49

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Bosque regular y coetáneo en la UMAFOR 2012.	21
Figura 2. Bosque irregular e incoetáneo en la UMAFOR 2012	21
Figura 3. Método matarrasa en la UMAFOR 2001	23
Figura 4. Método de árboles padre en la UMAFOR 2012	25
Figura 5. Superficies de producción de los ejidos y comunidades de la UMAFOR 2012.....	31
Figura 6. Ubicación de la unidad de manejo forestal 2012.....	44
Figura 7. Pendientes por decenio de alturas alcanzadas por árboles de la misma edad, pero establecidos en diferentes años.	50
Figura 8. Pendientes por decenios de diámetros alcanzados por árboles de la misma edad, pero establecidos en diferentes años.	51
Figura 9. Clasificación de uso de suelo y vegetación.....	56

LISTA DE APÉNDICES

Apéndice 1. Ecuaciones de regresión estimadas para las variables diámetro del tocón y altura de las nueve especies restantes.....**¡Error! Marcador no definido.**

Apéndice 2. Patrones de las pendientes por decenio de diámetros y alturas alcanzadas por árboles de la misma edad, pero establecidos en diferentes años.
..... 64

AGRADECIMIENTOS

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) por la beca otorgada para realizar los estudios de posgrado.

A la Universidad Autónoma Chapingo, especialmente a la División de Ciencias Forestales y al Programa de Maestría en Ciencias en Ciencias Forestales, por la oportunidad de obtener un grado.

Al Dr. Francisco José Zamudio Sánchez por todas sus enseñanzas.

Al Dr. Arturo Antonio Alvarado Segura, por su valioso conocimiento compartido, amistad y apoyo incondicional en el desarrollo de este proyecto.

Al Dr. Alejandro Corona Ambriz y a la Lic. Gloria Isabel Huerta Prado por todo su apoyo y valiosa contribución.

DEDICATORIAS

A mis padres, por todos sus consejos y apoyo incondicional que me han brindado en el transcurso de mi vida, sin ellos mis logros académicos no hubiesen sido posibles.

A mis hijos, Adrián Yahel y Keydi Ximena, que son mi fuente de motivación para salir adelante y por comprender el sacrificio que hicimos para poder concluir con mis estudios de maestría.

A mi esposa, por todo el apoyo y comprensión que tuvo conmigo en el transcurso de mi formación académica.

A todas las personas que directa e indirectamente hicieron posible la culminación este trabajo.

DATOS BIOGRÁFICOS

Datos personales

Nombre: Edhui Rigoberto Cruz Ojeda.
Fecha de nacimiento: 18 de marzo de 1995.
Lugar de nacimiento: Oaxaca.
Profesión: Ingeniero forestal.



Desarrollo académico

Secundaria: Secundaria Técnica Forestal 132
Bachillerato: Instituto de Estudios de Bachillerato de Oaxaca PL.111
Licenciatura: Instituto Tecnológico del Valle de Oaxaca.

RESUMEN GENERAL

SOSTENIBILIDAD DEL RENDIMIENTO MADERABLE EN EL ESTADO DE OAXACA¹

El estado de Oaxaca es uno de los más importantes en producción maderable a nivel nacional, sin embargo, la fuerte presión sobre los bosques ha ocasionado el deterioro y la pérdida de superficie forestal, por lo tanto, evaluar el rendimiento sostenible es fundamental para la planeación del manejo forestal y el mantenimiento de los bosques. El objetivo de este trabajo fue evaluar si el rendimiento maderable de 13 especies de pino ha sido sostenido. Se utilizó una muestra de 439 árboles establecidos entre 1764 y 1992, en la unidad de manejo forestal 2012 en el estado de Oaxaca, México. Los datos se analizaron por separado mediante regresión múltiple usando el modelo general $h_{kj} = a_h + b_h \frac{1}{k} + c_h y_{kj} + e_{kj}$, donde h_{kj} representa el diámetro del tocón o altura del j -ésimo árbol a la edad k , con $j = 1, 2, \dots, n_k$ y $k = 10, 20, \dots, 70$; y_{kj} es el año cuando el j -ésimo árbol alcanza la edad k ; a_h , b_h y c_h son parámetros de regresión. De este modelo general se desarrollaron siete ecuaciones específicas para cada década (1-7) y se graficaron las líneas de regresión ajustadas para todas las especies. Además, se entrevistó a los dueños y administradores de los predios estudiados para conocer su perspectiva sobre el estado actual del bosque. Las ecuaciones ajustadas para cada década de las 13 especies mostraron pendientes positivas, lo que significa que los árboles establecidos más recientemente alcanzaron iguales o mayores dimensiones que aquellos establecidos anteriormente. Por lo tanto, los resultados indicaron que el rendimiento maderable ha sido sostenido durante el período evaluado. El rendimiento sostenido es una condición necesaria pero no suficiente para lograr la sostenibilidad forestal, sin embargo, la evaluación del rendimiento maderable, como aquí se realizó, tiene la posibilidad de detectar algún posible deterioro forestal, lo que permitiría redireccionar las prácticas silvícolas.

Palabras clave: análisis troncal, manejo forestal, *Pinus*, rendimiento sostenido, unidad de manejo forestal

¹Tesis de Maestría en Ciencias, Programa de Maestría en Ciencias en Ciencias Forestales, Universidad Autónoma Chapingo.
Autor: Edhui Rigoberto Cruz Ojeda
Director de Tesis: Francisco José Zamudio Sánchez. Ph. D.

GENERAL ABSTRACT

TIMBER YIELD SUSTAINABILITY IN THE STATE OF OAXACA, MEXICO²

Oaxaca is one of the most important states in timber production at national level, however, the strong pressure on forests has caused the loss of forest area, therefore, evaluating sustainable yield is essential for planning forest management and area forest maintenance. The objective of this work was to evaluate if the timber yield of 13 pine species has been sustained. We used a sample of 439 trees, established between 1764 and 1992 in the forest management unit 2012 in Oaxaca, Mexico. Data were analyzed separately by multiple regression using the general model $h_{kj} = a_h + b_h \frac{1}{k} + c_h y_{kj} + e_{kj}$, where h_{kj} represents the stump diameter or the height of the j -th tree at age k ; with $j = 1, 2, \dots, n_k$ and $k = 10, 20, \dots, 70$; y_{kj} is the year when the j -th tree reaches the age k ; a_h , b_h and c_h are the regression parameters. From this general model, seven specific equations were obtained for each decade (1-7) and the fitted regression lines were plotted for all of the species. In addition, an interview was applied at the administrators of the properties to know their perspective of the current state of the forest. The adjusted equations for each decade of the thirteen species showed positive slopes, which means that the most recently established trees reached equal or greater dimensions than those established earlier. Therefore, these results indicate that the timber yield has been sustained during the evaluated period. Sustained yield is a necessary but not sufficient condition to achieve forest sustainability, however, the evaluation of timber yield, as used here, has the possibility of detecting any possible forest deterioration, which would allow redirecting silvicultural practices.

Keywords: stem analysis, forest management, *Pinus*, sustained yield, forest management unit.

²Master of Science Thesis, Master of Science Program in Forest Sciences, Universidad Autónoma Chapingo.

Author: Edhui Rigoberto Cruz Ojeda

Thesis Director: Francisco José Zamudio Sánchez, Ph. D.

1 INTRODUCCIÓN GENERAL

Los bosques ocupan casi una tercera parte de la superficie terrestre, albergan a más de la tercera parte de la biodiversidad que existe en el planeta, ayudan a proteger los suelos, el agua y combaten al cambio climático (Food and Agriculture Organization of the United Nations [FAO], 2018). Estos bienes y servicios derivados del bosque son fundamentales para la supervivencia de la raza humana (Zamula et al., 2020). Sin embargo, la demanda ha aumentado de manera constante, principalmente la demanda de madera, ocasionando la pérdida de 420 millones de hectáreas de bosque en el mundo entre 1990 y 2020 (FAO, 2020). En México se perdió una superficie de 3 817 255 ha entre 2001 y 2018, las principales consecuencias fueron el cambio de uso de suelo, la tala clandestina y la fuerte presión sobre los predios con aprovechamientos forestales (Comisión Nacional Forestal [CONAFOR], 2020). Para prevenir la pérdida de superficie forestal y el deterioro de las áreas bajo manejo, diversas instituciones gubernamentales han otorgado incentivos a los dueños y poseedores del bosque con el propósito de lograr la sostenibilidad.

Alcanzar la sostenibilidad en áreas con aprovechamiento forestal, es clave para satisfacer las demandas de la sociedad, al mismo tiempo que se asegura la perpetuidad del bosque. La sostenibilidad depende directamente del manejo forestal, particularmente de los sistemas y métodos silvícolas utilizados, los cuales se aplican de acuerdo las necesidades de los dueños y poseedores del bosque, así como al tipo (regular o irregular) y a las condiciones ambientales y topográficas del predio forestal (Ramírez-Maldonado, 2017). La recuperación del bosque depende en gran medida de los tratamientos complementarios (Monárrez-González et al., 2008), por lo que es primordial evaluar la respuesta del bosque para determinar si es sostenible.

La sostenibilidad de los bosques se puede evaluar a través de Criterios e Indicadores (C&I) que se impulsaron en la cumbre de la tierra en 1992 (Hak et al., 2012). Desde entonces, diversas organizaciones no gubernamentales han

proporcionado sistemas de acreditación que ayudan a garantizar la sostenibilidad del manejo forestal, a través de principios, C&I adaptados al predio forestal. Estos C&I suelen ser de carácter social, económico, ambiental y silvícola, que buscan alcanzar una productividad óptima y sostenida de los recursos forestales sin comprometer al ecosistema y al rendimiento maderable (Diario Oficial de la Federación [DOF], 2018). Esta evaluación permite obtener certificaciones de buen manejo forestal, y como consecuencia, los predios pueden acceder a mayores apoyos otorgados por diferentes dependencias gubernamentales y no gubernamentales. Sin embargo, este procedimiento es económicamente costoso para los dueños y poseedores del bosque, por lo que se deben buscar otras alternativas más rápidas y económicamente viables como el rendimiento maderable.

El rendimiento maderable no es una condición suficiente para alcanzar la sostenibilidad del bosque, pero sí es una condición necesaria. Diversos estudios han evaluado la sostenibilidad maderable a través de la estimación de las existencias del volumen después de alguna intervención (i.e. Vidal et al., 2016; Piponiot et al., 2018; Da Cunha-Castro et al., 2021). Sin embargo, la metodología de estos estudios consiste en realizar mediciones antes y después de la corta, o bien cuentan con información de inventarios forestales realizados periódicamente, por lo que esto es inviable si no se cuenta con datos que permitan contrastar el volumen. Por lo tanto, es necesario que los silvicultores cuenten con otras herramientas cuantitativas que permitan conocer los efectos posteriores del manejo que han aplicado, para asegurar que las prácticas implementadas garanticen o no un rendimiento sostenido (Blandariz, 2017; Santiago-García et al., 2013).

Alcanzar el rendimiento sostenido a nivel de bosque local o Unidad de Manejo Forestal (UMAFOR) es primordial para las comunidades forestales que dependen de los procesos de abastecimiento forestal ya que impactan de manera directa en la economía y el desarrollo local de las comunidades a partir del uso del bosque (Merino-Pérez, 2018).

La presente investigación corresponde a la medición de la sostenibilidad del rendimiento maderable de 13 especies del género *Pinus*. Se ajustaron modelos de regresión lineal para la altura y el diámetro de árboles que se establecieron entre 1764 y 1992 en la UMAFOR 2012 en Oaxaca, México. Además, se entrevistó a los administradores, dueños y poseedores del bosque con la finalidad de conocer la historia del manejo forestal y las distintas condiciones ambientales y antropogénicas que posiblemente afectaron la estructura, crecimiento y desarrollo de los pinos.

1.1 Hipótesis

Si las dimensiones de los árboles tienden a incrementar cuando se realizan intervenciones o aprovechamientos forestales, entonces el rendimiento maderable ha sido sostenido en los últimos 200 años, en áreas bajo distintos sistemas silvícolas y provenientes de distintas condiciones ambientales.

1.2 Objetivos

1.2.1 Objetivo general

Determinar si el rendimiento maderable ha sido sostenido, mediante la comparación de las dimensiones de la altura y el diámetro de árboles maduros de la misma edad, establecidos en diferentes años y bajo diferentes condiciones ambientales y antropogénicas, en un horizonte de más de 200 años, en la Unidad de Manejo Forestal 2012.

1.2.2 Objetivos específicos

- Medir el rendimiento sostenido de árboles de distintas vegetaciones, mediante la comparación de las dimensiones de la altura y el diámetro de árboles maduros de la misma edad, pero establecidos en diferentes años.

- Medir el rendimiento sostenido de árboles de distintos sistemas silvícolas, mediante la comparación de las dimensiones de la altura y el diámetro de árboles maduros de la misma edad, pero establecidos en diferentes años.
- Medir el estado actual del bosque mediante la aplicación de entrevistas a sus administradores para evaluar si este corresponde al desarrollo silvícola esperado por el manejo recibido.

1.3 Estructura de la Tesis

La tesis contiene cinco apartados: Este primero proporciona una introducción general, donde se encuentra implícita la importancia del tema investigado, antecedentes, justificación, hipótesis y objetivos del estudio. El segundo abarca la revisión de literatura relacionada al manejo forestal, evaluación forestal, así como los antecedentes de los sistemas silvícolas aplicados en las unidades de manejo forestal. El tercero contiene el artículo científico donde se muestra el área de estudio, la descripción de la metodología utilizada, los resultados obtenidos y la discusión. El cuarto proporciona las conclusiones generales de los hallazgos de los capítulos anteriores. Por último, se incluye el apéndice con tablas y figuras que complementan la información de los resultados.

1.4 Literatura citada

- Blandariz, S. R. (2017). Aprovechamiento de los recursos forestales. *Revista Cubana de Ciencias Forestales*, 5, 3. <http://cfores.upr.edu.cu/index.php/cfores/article/view/304/html>
- Comisión Nacional Forestal (CONAFOR). (2020). Estimación de la tasa de deforestación bruta en México para el periodo 2001-2018 mediante el método de muestreo. Documento técnico. https://www.conafor.gob.mx/transparencia/docs/2021/PAT_2021_CONAFOR.pdf
- Da Cunha-Castro, T., Pereira de Carvalho, J. O., Schwartz, G., Macedo-Silva, J. N., Ruschel, A. R., Mazzei de Freitas, L. J.,..., & Siqueira-Pinto, R. (2021). The continuous timber production over cutting cycles in the Brazilian Amazon depends on volumes of species not harvested in previous cuts. *Forest Ecology and Management*, 490(2021), 119124. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119124>
- Diario Oficial de la Federación (DOF). (2018). Ley General de Desarrollo Forestal Sustentable de México. https://dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5525247&fecha=05/06/2018
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). (2018). The State of the World's Forests 2018 <https://reliefweb.int/sites/reliefweb.int/files/resources/I9535EN.pdf>
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). (2020). The World's Forests. In The State of the World's Forests 2020. *Forests, biodiversity and people*. <https://doi.org/10.1515/9783035608632-002>
- Hak, T., Kovanda, J., & Weinzettel, J. (2012). A method to assess the relevance of sustainability indicators: Application to the indicator set of the Czech Republic's Sustainable Development Strategy. *Ecological Indicators*, 17 (2012), 46–57. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.04.034>
- Merino-Pérez, L. (2018). Comunidades forestales en México. *Revista Mexicana de Sociología*, 80, 4, 909-940.
- Monárrez-González, J. C., Pérez-Verdín, G., López-González, C., Márquez-Linares, M. A., & González-Elizondo, M. S. (2018). Effects of forest management on some ecosystem services in temperate forest ecosystems of Mexico. *Madera y Bosques*, 24, 2, e2421569. doi: 10.21829/myb.2018.2421569
- Piponiot, C., Derroire, G., Descroix, L., Mazzei, L., Rutishauser, E., Sist, P., & Hérault, B. (2018). Assessing timber volume recovery after disturbance in tropical forests – A new modelling framework. *Ecological Modelling*, 384 (2018), 353–369. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2018.05.023>

- Ramírez-Maldonado, H. (2017). Manual para la elaboración de programas de manejo forestal maderable en clima templado frío. Documento Técnico. https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/314226/Manual_para_la_Elaboracion_de_PMFm.pdf
- Santiago-García, W., De los Santos-Posadas, H. M., Ángeles-Pérez, G., Valdez-Lazalde, J. R., & Ramírez-Valverde, G. (2013). Sistema compatible de crecimiento y rendimiento para rodales coetáneos de *Pinus patula*. *Revista Fitotecnia Mexicana*, 36(2), 163–172. <https://doi.org/10.35196/rfm.2013.2.163>
- Vidal, E., West, T. A. P., & Putz, F. E. (2016). Recovery of biomass and merchantable timber volumes twenty years after conventional and reduced-impact logging in Amazonian Brazil. *Forest Ecology and Management*, 376 (2016), 1–8. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.06.003>
- Zamula, I., Tanasieva, M., Travin, V., Nitsenko, V., Balezentis, T., & Streimikiene, D. (2020). Assessment of the profitability of environmental activities in forestry. *Sustainability*, 12(7), 1–15. <https://doi.org/10.3390/su12072998>

2 REVISIÓN DE LITERATURA

2.1 Manejo forestal

En un contexto genérico, el manejo forestal puede entenderse como la aplicación de la dasonomía para la producción de bienes y servicios derivados del bosque, principalmente la madera (De la Fuente-Escobedo, 2012). En las últimas décadas se comenzó a utilizar el concepto del Manejo Forestal Sostenible (MFS), definido como el manejo y aprovechamiento de los bosques de una forma y con una intensidad tal que se mantenga la diversidad sin destruir otros ecosistemas (Aguirre-Calderón, 2015). Vargas-Larreta et al. (2018) definen el manejo forestal como el “proceso de toma de decisiones en el cual los silvicultores enfrentan el desafío de satisfacer la creciente necesidad de productos forestales y a la vez garantizar los servicios ecosistémicos que proporcionan los bosques”.

Para lograr los objetivos del manejo forestal, la silvicultura juega un papel fundamental, la cual consiste en realizar intervenciones en el bosque como los aclareos, podas, limpieza del sotobosque y apertura del dosel, con el fin de obtener un manejo racional de los recursos forestales (Morales, 2016). Estas intervenciones buscan mejorar la calidad de la madera y adaptarla a los requerimientos de la demanda, mediante la aplicación de tratamientos complementarios que influyen directamente sobre los factores dendrométricos (Vignote et al., 2011).

2.1.1 Manejo forestal comunitario

En México, más del 75% de la superficie forestal es de propiedad ejidal o comunal, es decir, los ejidatarios o comuneros son dueños de un alto porcentaje de terrenos forestales que administran de acuerdo a sus necesidades (Sociedad para la Promoción del Manejo Forestal [SPMF], 2009). El sistema de manejo forestal comunitario otorga a los miembros de la comunidad derechos sobre un área de bosque que les permite extraer de manera sostenible productos

forestales maderables y no maderables a cambio de proteger la tierra de la sobreexplotación (Bocci & Mishra, 2021).

El manejo forestal comunitario se ha destacado a nivel mundial como un mecanismo eficaz para generar ingresos, utilizando diversas prácticas que ayudan a conservar los ecosistemas forestales (Galicia et al., 2018). Sin embargo, el objetivo principal no es la producción de madera, sino la generación de fuentes de empleos que permitan mejorar la calidad de vida de las personas, por lo tanto, aprovechan menos de la capacidad productiva del bosque mediante métodos o sistemas silvícolas no intensivos.

2.2 Sistemas silvícolas en bosques templados

De acuerdo con Bastida-Tapia y Flores-Escobar (2018) un sistema silvícola se define como “el proceso en el cual los árboles de un bosque son cuidados, aprovechados y sustituidos por una nueva masa forestal, a través de una serie de tratamientos, prácticas u operaciones silvícolas previsto en un plan de manejo forestal”. Estas prácticas silvícolas se adaptan a las especies a manejar, su función es la regeneración, cultivo y cosecha según los objetivos de producción que se establecen en un programa de manejo forestal maderable (Ramírez-Maldonado, 2017). Los tratamientos silvícolas se ejecutan para redistribuir el incremento y minimizar el deterioro de la masa residual con el objetivo de dejar los mejores individuos hasta la cosecha final según la clasificación de las masas forestales (Castaños & Castro, 2014).

De acuerdo a Jardel-Peláez (2015), la clasificación de las masas forestales puede definirse por su forma de reproducirse, por su composición específica y por su estructura. En México, la clasificación de los bosques para el manejo forestal suele hacerse según su estructura y composición de edades. Por ejemplo, las masas regulares y coetáneas (Fig. 1) están compuestas por árboles con edades y dimensiones similares, mientras que las masas irregulares e incoetáneas (Fig. 2) están compuestas por individuos de distintas edades y dimensiones (Romero-Acevedo, 2008).



Figura 1. Bosque regular y coetáneo en la UMAFOR 2012.

Fuente: Elaboración propia.



Figura 2. Bosque irregular e incoetáneo en la UMAFOR 2012.

Fuente: Elaboración propia.

De acuerdo al tipo de masa forestal se elige el sistema silvícola que mejor se adapte a las condiciones del bosque para ser aprovechado. Ramírez-Maldonado (2017) menciona que en México los sistemas silvícolas más utilizados para bosques templados son el Método de Desarrollo Silvícola (MDS), Método Mexicano de Ordenación de Bosques Irregulares (MMOBI), Sistema de Conservación y Desarrollo Silvícola (SICODESI) y el sistema mixto.

2.2.1 Método de Desarrollo Silvícola

Este método fue confeccionado en 1974 como una alternativa para el manejo de los bosques templados (Beltrán-Pérez, 2012). Es un sistema de manejo de alta intensidad cuyo objetivo es maximizar la producción de un sitio a través de tratamientos silvícolas apropiados a las condiciones del bosque (Ordóñez-Díaz, 2008; Pérez-López et al., 2020). El MDS es mejor conocido por ser un sistema silvícola de árboles semilleros con rotaciones de 50 a 80 años, en el cual se realizan tres o cuatro aclareos antes de la cosecha final (Torres-Rojo et al., 2016).

La reproducción se realiza de manera artificial o por germinación natural de semillas procedentes de las masas adyacentes (Jarillo-Hernández, 2000). Para llevar a cabo dicha renovación es necesario realizar cortas de regeneración como matarrasa (Fig. 3) y árboles padres, aclareos y cortas de liberación; las aplicaciones de estas técnicas son esenciales para evitar que las plagas se propaguen y afecten la regeneración (Soto-Cervantes et al., 2021).



Figura 3. Método matarrasa en la UMAFOR 2001

Fuente: Elaboración propia

2.2.2 Método Mexicano de Ordenación de Bosques Irregulares

El antecesor de este método fue el Método Mexicano de Ordenación de Montes (MMOM) establecido en 1944, el cual fue modificado y denominado MMOBI (Torres-Rojo, 2000). La modificación principal buscó promover el establecimiento de una estructura diamétrica normal basada en la curva de Liocourt o “J” invertida, aplicado a rodales forestales en regiones de clima templado-frío (Galicia et al., 2015; Gorgoso-Varela et al., 2016).

Los bosques manejados y aprovechados por el MMOBI, conservan una diversidad parecida a la del bosque sin manejo (García-García et al., 2019). Se suele utilizar en zonas donde factores como el topográfico son obstáculos para aplicar métodos intensivos basándose en dos supuestos: que todos los bosques son maduros, y que los pinos pueden regenerarse bajo el dosel del bosque (Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático [INECC], 2007).

Es un sistema de corta controlada por un diámetro mínimo de corta, una intensidad y un ciclo de corta (Pérez-Rodríguez et al., 2012); se puede aplicar en amplios terrenos forestales debido a que el suministro de semilla para la

regeneración está asegurado por la masa residual, el cual representa aproximadamente el 70% del bosque (Bastida-Tapia & Flores-Escobar, 2018). Para ello, se utiliza el método de selección, el cual implica que en los aprovechamientos forestales se dé prioridad para cortar a los individuos con características no deseables como deformes, viejos, bifurcados, plagados y suprimidos (Ramírez-Maldonado, 2017). El objetivo es minimizar la competencia entre individuos para favorecer las condiciones para el establecimiento del renuevo y el crecimiento de los árboles que pueden ser aprovechados al final del ciclo de corta (López-Hernández et al., 2017).

2.2.3 Sistema de Conservación y Desarrollo Silvícola

El SICODESI surgió de la cooperación internacional México-Finlandia en 1982 a 1994 (Hinojosa-Flores, 2016). Es una tecnología desarrollada por la Universidad de Helsinki en México, para instrumentar el concepto del manejo integral de una manera automatizada (Domínguez-Hernández, 2014). El SICODESI propone dos niveles de planeación, la estratégica y la operativa, que utiliza los siguientes tipos de tratamientos silvícolas: matarrasa en sus diferentes variantes, corta de árboles padres normal y ligera (Fig. 4), corta de selección y corta de saneamiento (Ramírez-Maldonado, 2017).



Figura 4. Método de árboles padre en la UMAFOR 2012

Fuente: Elaboración propia

La característica distintiva del SICODESI es que utiliza datos de inventarios forestales e incluye un conjunto de funciones de crecimiento y rendimiento forestal para regiones y especies específicas; el cual es procesado mediante programas de cómputo que facilitan la toma de decisiones (De los Santo-Posada, 2015). Sin embargo, uno de los problemas más recurrentes fue que los asesores técnicos creyeron que estos programas de cómputo podían solucionar cuestiones que dependen directamente de los técnicos profesionales y de los conocimientos obtenidos a través de la experiencia, especialmente sobre las respuestas del bosque a las intervenciones silvícolas (Chapela, 2012).

2.2.4 Mixto

A partir de 1980 el uso del MDS comenzó a ser más frecuente en predios bajo aprovechamiento (Bartón-Brady & Merino, 2004). Sin embargo, los técnicos profesionales manifestaron que era incorrecto generalizar el manejo irregular o regular a todos los bosques (Hernández-Díaz et al., 2008). Por lo tanto, se comenzaron a buscar alternativas que permitieran aplicar en un mismo bosque y

en cada rodal métodos mixtos, adaptados a la topografía, clima y vegetación, así como a los objetivos de los silvicultores (Ídem).

De acuerdo con Torres-Rojo et al. (2016), los sistemas mixtos se caracterizan por abordar tres elementos principales: (1) el uso de suelo debe estar bien definido por los dueños y poseedores del bosque; (2) a cada rodal o subrodal se le asigna un método o sistemas silvícola (regular o irregular) de acuerdo a las diferentes características topográficas y ambientales; (3) el volumen a cosechar se estima de acuerdo con los rendimientos de cada rodal, mediante estimaciones a través de modelos de crecimiento.

Actualmente el sistema mixto está conformado por el MDS y el MMOBI para facilitar el trabajo del silvicultor y de esta manera asegurar el concepto de sustentabilidad en cada unidad de manejo.

2.3 Evaluación forestal

El manejo forestal se puede evaluar y monitorear a través de principios, C&I establecidos e implementados internacionalmente por diversos países para estimar su contribución a la sostenibilidad del bosque, y son evaluados por organismos como el Consejo de Administración Forestal (FSC, por sus siglas en inglés) y la Organización Internacional de las Maderas Tropicales (OIMT) (Orellana-Ramírez et al., 2021; Pérez-Martínez et al., 2021). Estos C&I reconocen áreas temáticas como la conservación de la biodiversidad, recursos forestales, vitalidad y protección del bosque, funciones socioeconómicas vinculadas al bosque, funciones productivas y protectoras de los bosques; así como institucionalidad política y jurídica (Cué-García, 2013). Por otro lado, también se han desarrollado otros C&I como los propuestos en el proceso de Montreal, que incluyen siete criterios y 54 indicadores que fueron aprobados por 12 países que cubren el 90% de los bosques templados y boreales del mundo (Haris & John, 2020).

Diversos estudios a nivel internacional han utilizado los C&I propuestos en el proceso de Montreal para evaluar la sostenibilidad del bosque. Por ejemplo, Butler et al. (2022) evaluaron la sostenibilidad de bosques familiares en Estados Unidos, los cuales ocupan alrededor de 109 millones de hectáreas. Los resultados mostraron que los grupos grandes de bosques se han mantenido relativamente constantes y por lo tanto el rendimiento maderable, sin embargo, en áreas de rodales más pequeños el bosque ha disminuido. Por lo tanto, recomiendan implementar políticas públicas a favor de la sostenibilidad de los bosques.

En otro escenario, investigadores han modificado, complementado e incluso utilizado otros C&I adaptados al predio forestal y a la normatividad vigente del país de residencia, con el objetivo de mejorar la evaluación de la sostenibilidad. Por ejemplo, Spies et al. (2019) propusieron un complemento a los C&I publicados por el Consejo Canadiense de Ministros Forestales (CCFM) para evaluar el MFS; esta propuesta se relaciona con la aportación de los valores indígenas en la silvicultura. El estudio se realizó a través de la participación de personas de comunidades indígenas en Canadá; la información obtenida dio como resultado la propuesta de 11 criterios, los cuales mostraron similitudes y diferencias con la propuesta del CCFM. La diferencia más importante radica en que los C&I propuestos por el CCFM incluye ciclos ecológicos globales centrándose particularmente en el secuestro de carbono; no obstante, el estudio no lo aborda de manera explícita, pero indican que al mantener la integridad, diversidad y la productividad del ecosistema sin duda se contribuye al ciclo del carbono. Además, los C&I propuestos son sensibles a las perturbaciones a largo y a corto plazo.

En México también se han desarrollado estándares de buen manejo forestal, descritos en la norma mexicana NMX-AA-143-SCFI-2015, cuyos principios se basan en que la empresa o predio forestal cumpla con requerimientos legales, ambientales, sociales y laborales (DOF, 2015). Estos C&I son elaborados de manera específica para cada tipo de bosque (bosques tropicales y bosques

templados) a nivel nacional (Aguirre-Calderón, 2015). Por mencionar un ejemplo, CONAFOR, OIMT y el Instituto Nacional de Investigación Forestal, Agrícolas y Pecuarias, propusieron una lista de C&I para bosques tropicales en México, el cual consta de 10 principios, 25 criterios y 40 indicadores de carácter económico, social y ecológico (Reygadas-Prado & Franco-Cáceres, 2016).

Para la evaluación de bosques templados, se han adaptado y propuestos C&I a nivel estatal, por ejemplo, Cano-Pineda et al. (2007) propusieron 15 criterios y 50 indicadores para evaluar la sostenibilidad de los bosques templados de Coahuila. Asimismo, el FSC también tiene sus propios principios, C&I que adaptan al predio forestal; los cuales son utilizados por entidades certificadoras para evaluar el manejo forestal.

En resumen, los principios, C&I evalúan la dimensión social, económico y ambiental a través de largos y costosos procesos. Por lo tanto, es necesario utilizar herramientas que permitan evaluar la sostenibilidad de manera rápida y económicamente viable como el rendimiento sostenible de madera.

2.3.1 Rendimiento sostenible de madera

El rendimiento sostenible de madera es la capacidad de producción que puede tener de manera constante un área forestal, sin aminorar su capacidad productiva (DOF, 2018). A través del tiempo se han creado diversos sistemas de crecimiento y rendimiento maderable que ayudan a medir los cambios en el número de árboles y las principales variables explicativas del volumen (Santiago-García et al., 2013). Para realizar las estimaciones es necesario utilizar inventarios forestales, los cuales brindan información precisa sobre las condiciones del bosque como la edad, composición, volumen de crecimiento y biomasa en cada rodal o unidad de manejo (Myroniuk et al., 2022). La información obtenida sirve para calcular el turno óptimo y estimar el volumen a ser removido en cada rodal. De la misma forma, los inventarios forestales realizados al final de un turno permiten evaluar el crecimiento del bosque y el rendimiento maderable.

En la actualidad es común evaluar la sostenibilidad del rendimiento maderable a través las tasas de crecimiento o recuperación del volumen (Picard, 2012). Por ejemplo, Vidal et al. (2016) estimaron la recuperación del volumen 20 años después del aprovechamiento, en un bosque sujeto a diferentes métodos silvícolas. Para realizar las estimaciones, monitorearon el crecimiento del bosque mediante inventarios forestales constantes; determinaron que después del aprovechamiento, la recuperación del volumen varía según la intensidad y el método silvícola aplicado. Concluyeron que la sostenibilidad no siempre está asegurada aun cuando se cumplan con las leyes y regulaciones aplicadas, y que es importante tomar en cuenta las tasas de mortalidad natural antes de establecer la intensidad de corta.

En otro escenario, Piponiot et al. (2018), evaluaron la sostenibilidad a través de la recuperación del volumen maderable después de una perturbación. En el estudio utilizaron datos de mediciones constantes después de la corta, los cuales fueron utilizados para proponer un modelo con ecuaciones diferenciales para evaluar la existencia total y la recuperación de volumen. Demostraron que el aprovechamiento no es sostenible en la medida en que el volumen comercial no se recupera al final de un ciclo de corta.

Por otro lado, Da Cunha-Castro et al. (2021) evaluaron la recuperación del volumen y abundancia de 53 especies forestales 32 años después de un aprovechamiento en un bosque de Brasil. Para ello, utilizaron datos recolectados antes y después de la corta. Determinaron que la recuperación del volumen a nivel especie no fue sostenible, es decir, las especies aprovechadas no recuperaron el volumen en el periodo de estudio, sin embargo, el volumen total del bosque se recuperó con especies no aprovechadas en la primera cosecha.

La mayor parte de los estudios utilizan información colectada antes y después de los aprovechamientos o información de inventarios forestales. El análisis dendrocronológico es una alternativa ya que es una herramienta que permite conocer de manera precisa el crecimiento de los árboles a lo largo de su vida (Wazny et al., 2022). Además, ayuda a determinar si la extracción de madera ha

sido sostenida bajo distintas condiciones ambientales y antropogénicas en cada unidad de manejo.

2.4 Unidad de Manejo Forestal

A partir de la fundación de la CONAFOR y de la Ley General de Desarrollo Forestal Sustentable, se establecieron 218 UMAFOR's a nivel nacional considerando las cuencas, subcuencas y microcuencas hidrológico-forestales (DOF, 2003). En el estado de Oaxaca se generaron 15 UMAFOR's: 2001, 2002, 2003, 2004, 2005, 2006, 2007, 2008, 2009, 2010, 2011, 2012, 2013, 2014 y 2015; de las cuales 8 son consideradas de prioridad alta (Sistema Nacional de Información y Gestión Forestal [SNIGF], 2022). El objetivo principal de esta delimitación fue lograr un MFS en todas las unidades de manejo, mediante la planeación y el manejo eficiente de los recursos forestales.

2.4.1 UMAFOR 2012

La UMAFOR 2012 contiene a 104 municipios con núcleos agrarios de carácter comunal y ejidal que abarcan un total aproximado de 958 987 ha, de las cuales 570 386 ha pertenecen a bosque templado (SNIGF, 2022). Sin embargo, únicamente 133 100 ha son terrenos de producción forestal (Fig. 5), y solo 34 761 ha se encuentran bajo manejo forestal comunitario (Cuadro 1) (Servicio Forestal Sierra Oaxaca S.C., 2014).

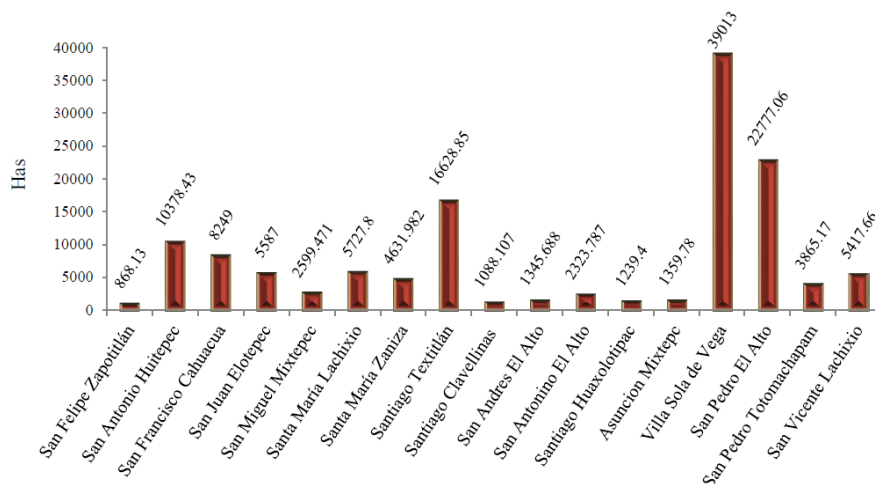


Figura 5. Superficies de producción de los ejidos y comunidades de la UMAFOR 2012

Fuente: Servicio Forestal Sierra Oaxaca S.C. (2014)

Del total de la superficie, en promedio 9% son áreas de conservación y aprovechamiento restringido o prohibido, 45% son áreas de producción, 39% áreas de restauración y el resto de la superficie está destinada a otros usos (Chávez-González et al., 2007).

Tabla 1. Superficie total bajo manejo de los ejidos y comunidades de la UMAFOR 2012.

Comunidades	Bajo manejo (ha)	Comunidades	Bajo manejo (ha)
San Felipe Zapotitlán	813.62	San Antonino El Alto	1 645.14
San Antonio Huitepec	1 784.09	Santiago Huaxolotipac	693.71
San Francisco Cahuacua	1 969.30	Asunción Mixtepec	569.82
San Juan Elotepec	2 409.26	Villa Sola de Vega	1 174.09
San Miguel Mixtepec	640.96	San Pedro El Alto	5 862.14
Santa María Lachixio	2 762.2	San Pedro Totomachapam	1 413.47
Santa María Zaniza	1,655.45	San Vicente Lachixio	3 360.89
Santiago Textitlán	5,640.03	San Sebastián Yutanino	223.53
Santiago Clavellinas	600.15	San Sebastián Río Dulce	902.38
San Andrés El Alto	641.6		
Total			34 761.83

Fuente: Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT, 2014, citado por Servicio Forestal Sierra Oaxaca S.C. ,2014])

La superficie forestal, riqueza y alta productividad, atrajo el interés de empresas paraestatales desde muy temprano a lo largo de la historia. Con la reforma a la ley forestal en el año de 1947, se concedió el aprovechamiento de bosques a compañías forestales (Chapela, 1999). En 1956 se otorgó la concesión a la Compañía Forestal de Oaxaca (CFO), que extrajo madera mediante el MMOM; el cual consistía en cortar árboles con características no deseables, con el objetivo de mejorar las masas forestales (De los Santos-Posada, 2015).

A cambio de la madera extraída en la UMAFOR 2012, los ejidos y comunidades recibían un pago representativo que era depositado en un fideicomiso del gobierno, el cual era de acceso restringido para los dueños y poseedores del bosque ocasionando el descontento de los comuneros y ejidatarios (López-Arzola, 2004). Esta serie de inconformidades continuó hasta que los comuneros se revelaran a esta compañía, el punto detonante fue que a pesar de que el bosque se aprovechara bajo el MMOM, las compañías madereras extraían volúmenes por encima de lo autorizado (Barton-Brady & Merino, 2004). Fue hasta 1983 que la reforma a ley forestal terminó con las concesiones otorgadas a las empresas paraestatales y otorgó a las comunidades el derecho de monte, para que los administraran de acuerdo a sus necesidades (Ricárdez-Galindo, 2011).

En 1983 la comunidad de San Pedro el Alto y Santiago Textitlán comenzaron a extraer madera bajo el sistema del MMOBI, seguido de la comunidad de Zapotitlán del Río, Santa María Lachixio y San Juan Elotepec en 1986; y en 1989 San Sebastian Yutanino. A principios de la década de 1990, con apoyo de los finlandeses se instrumentó el SICODESI, que fue adoptado por San Pedro el Alto (Hinojosa-Flores et al., 2016), seguido por Santiago Textitlán y Santa María Zaniza. Actualmente, los sistemas de manejo más utilizados son MMOBI, SICODESI y MDS.

2.5 Literatura citada

- Aguirre-Calderón, O. A. (2015). Forest management in the XXI Century. *Madera y Bosques*, 21, 17–28.
- Barton-Brady, D., & Merino, L. (2004). *La experiencia de las comunidades forestales en México*. (Primera edición). México: INECC
- Bastida-Tapia, A., & Flores-Escobar, G. (2018). Los sistemas silvícolas maderables y la silvicultura comunitaria sustentable. <http://prepa.chapingo.mx/wp-content/uploads/2019/01/5Sistemas.pdf>
- Beltrán-Pérez, C. (2012). *Un problema de gestión forestal con requerimientos de adyacencia en unidades territoriales*. (Tesis de Maestría, Universidad Autónoma de Nuevo León). <http://eprints.uanl.mx/2588/1/1080227419.pdf>
- Bocci, C., & Mishra, K. (2021). Forest power: The impact of community forest management on female empowerment. *Ecological Economics*, 187 (2021), 107105. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2021.107105>
- Butler, B. J., Caputo, J., Henderson, J. D., Pugh, S. A., Riitters, K., & Sass, E. M. (2022). An assessment of the sustainability of family forests in the U.S.A. *Forest Policy and Economics*, 142 (2022), 102783. <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2022.102783>
- Cano-Pineda, A., Martínez-Burciaga, O. U., Martínez-Salvador, M., & Quiñónez-Chávez A. (2007). Criterios e indicadores para evaluar el uso y manejo sustentable de bosques templados en Coahuila. INIFAP-CIRNE. Campo Experimental Saltillo. Publicación Especial Núm. 12 Coahuila, México. 45 p.
- Castañón M, L. J., & Castro, Z. S. (2014). Manejo forestal Reserva Forestal Multifuncional “El Manantial” S. C. <http://www.conafor.gob.mx:8080/documentos/docs/49/6273Caso%20de%20%C3%A9xito%20El%20Manantial.pdf>
- Chapela, F. (1999). Emergencia de las organizaciones sociales de Oaxaca: la lucha por los recursos forestales. *Alteridades*, 9(17), 105–112.
- Chapela, F. (2012). Estado de los Bosques de México. Documento técnico. https://www.ccmss.org.mx/wp-content/uploads/2014/10/Estado_de_los_bosques_en_Mexico_final.pdf
- Chávez-González, E., López-Olivarez, Z. G., Garnica-Sánchez, Z., Ricardez-Galindo, L., Hernández-Villegas, I., López-Silva, G.,..., & Yescas-Chávez G. (2007). Estudio Regional Forestal UMAFOR No. 2012 “Sierra Sur-Zimatlán-Sola de Vega-Valles Centrales”. Documento Técnico. http://www.conafor.gob.mx:8080/documentos/docs/9/1122ERF_UMAFOR_2012.pdf

- Cué-García, J. L. (2013). Criteria and indicators for sustainable forest management: an alternative for monitoring. *Revista Cubana de Ciencias Forestales*, 3, 2, 183-193
- Da Cunha-Castro, T., Pereira de Carvalho, J. O., Schwartz, G., Macedo-Silva, J. N., Ruschel, A. R., Mazzei de Freitas, L. J.,..., & Siqueira-Pinto, R. (2021). The continuous timber production over cutting cycles in the Brazilian Amazon depends on volumes of species not harvested in previous cuts. *Forest Ecology and Management*, 490(2021), 119124. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119124>
- De la Fuente, E. A. 2012. Manejo Forestal I. Instituto Tecnológico del Valle de Oaxaca. Nazareno, Xoxocotlán, Oaxaca. México. p. 271.
- De los Santos-Posadas, H. M., Valdez-Lazalde, R. J., & Torres-Rojo, J. M. (2015). San Pedro El Alto Community Forest, Oaxaca, Mexico. *In Forest Plans of North America* (pp. 199–208). <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-799936-4.00023-0>
- Diario Oficial de la Federación (DOF) (2003). Decreto por el que se expide la Ley General de Desarrollo Forestal Sustentable y se reforman y adicionan la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente, la Ley Orgánica de la Administración Pública Federal y la Ley de Premios, Estímulos y Recompensas Civiles. https://www.dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=705172&fecha=25/02/2003
- Diario Oficial de la Federación (DOF). (2015). Declaratoria de vigencia de las normas mexicanas NMX-AA-115-SCFI-2015 y NMX-AA-143-SCFI-2015. Certificación de manejo sustentable de los bosques. http://dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5411873&fecha=16/10/2015
- Diario Oficial de la Federación (DOF). (2018). Ley General de Desarrollo Forestal Sustentable de México. https://dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5525247&fecha=05/06/2018
- Domínguez-Hernández, F. (2014). El Sistema de Conservación y Desarrollo Silvícola (SICODESI), Lecciones de Un Caso de Aplicación Exitosa de Manejo Forestal. Repositorio Nacional. <https://www.repositorionacionalcti.mx/recurso/oai:colposdigital.colpos.mx:10521/2376>
- Galicia, L., Saynes, V., & Campo, J. (2015). Biomasa aérea, biomasa subterránea y necromasa en una cronosecuencia de bosque templado con aprovechamiento. *Ecología Botanical Sciences*, 93(3), 473–484. <https://doi.org/10.17129/botsoci.66>
- Galicia, L., Chávez-Vergara, B. M., Kolb, M., Jasso-Flores, R. I., Rodríguez-Bustos, L. A., Solís, L. E.,..., & Villanueva, Y. A. (2018). Perspectives of the socioecological approach in the preservation, utilization and the payment of environmental services of the temperate forests of Mexico. *Madera y Bosques*, 24(2), 1–18. <https://doi.org/10.21829/myb.2018.2421443>

- García-García, S. A., Narváez-Flores, R., Olivas-García, J. M., & Hernández-Salas, J. (2019). Diversidad y estructura vertical del bosque de pino–encino en Guadalupe y Calvo, Chihuahua. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 10(53). <https://doi.org/10.29298/rmcf.v10i53.173>
- Gorgoso-Varela, J. J., López-Fernández, C., Rojo-Alboreca, A., & Cruz-Cobos, F. (2016). Application of Mexican Management Method for Unevenaged Forests (MMOBI) to natural mixed stands in Asturias (northern Spain). *Recursos Rurais*, 2015(11), 61–71. <https://doi.org/10.15304/rr.id3333>
- Haris, R. G., & John, L. I. (2020). The state of Canada's forests: A global comparison of the performance on Montréal Process Criteria and Indicators. *Forest Policy and Economics*, 118 (2020), 102234. <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2020.102234>
- Hernández-Díaz, J. C., Corral-Rivas, J. J., Quiñones-Chávez, A., Bacon-Sobbe, J. R. & Vargas-Larreta, B. (2008). Regular and irregular forest management evaluation of the Sierra Madre Occidental forests. *Madera y Bosques*, 14(3), 2008:25-41
- Hinojosa-Flores, I. D., Skutsch, M. & Mustalaht, I. (2016). Impacts of Finnish cooperation in the Mexican policy making process: From the community forest management to the liberalization of forest services. *Forest Policy and Economics*, 73 (2016) 229–238 <http://dx.doi.org/10.1016/j.forpol.2016.09.011>
- Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático (INECC). (2007). De la tala al manejo de los ecosistemas. <http://www2.inecc.gob.mx/publicaciones2/libros/431/cap6.html>
- Jardel-Peláez, E. J. (2015). Guía para la caracterización y clasificación de hábitats forestales. Documento Técnico. <http://www.conafor.gob.mx:8080/documentos/docs/49/6661Gu%C3%ADa%20web%20para%20la%20caracterizaci%C3%B3n%20y%20clasificaci%C3%B3n%20final.pdf>
- Jarillo-Hernández, M. (2000). *Evaluación de la regeneración natural de coníferas, con el método de árboles padres en cuatro localidades de Arteaga Coahuila*. (Tesis de maestría, Universidad Agraria Antonio Narro, Saltillo, Coahuila). https://biblioteca.uaaan.mx/cgi-bin/koha/opac-detail.pl?biblionumber=56650&query_desc=se%2Cphr%3A%22UAAAN-DIV-AGRONOMIA-FORESTAL-LICENCIATURA%22
- López-Arzola, R. (2004). El empoderamiento del manejo forestal comunitario en Oaxaca. In *Los bosques comunitarios de México: manejo sustentable de paisajes forestales* (pp. 147–162).
- López-Hernández, J. A., Aguirre-Calderón, Ó. A., Alanís-Rodríguez, E., Monarrez-Gonzalez, J. C., González-Tagle, M. A., & Jiménez-Pérez, J. (2017). Composición and diversidad de especies forestales en bosques templados de Puebla, México. *Madera Bosques*, 23(1), 39–51. <https://doi.org/10.21829/myb.2017.2311518>

- Morales, E. (2016). *Silvicultura y fisiología vegetal aplicada*. (Primera edición). Ecuador: Universidad de las Fuerzas Armadas ESPE www.repositorio.espe.edu.ec.
- Myroniuk, V. Bell, D. M., Gregor, M. J., Vasylyshyn, R., & Bilous, A.. (2022). Uncovering forest dynamics using historical forest inventory data and Landsat time series. *Forest Ecology and Management*, 513 (2022), 120184 <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2022.120184>
- Ordóñez-Díaz, J. A. B. (2008). Cómo entender el manejo forestal, la captura de carbono y el pago de servicios ambientales. *Ciencias*, 90, 37-42.
- Orellana-Ramírez, H. N., Carrera-Gambetta, F., Villalobos-Soto, R., Flores-López, J. C., Delgado-Rodríguez, D., & Navarro, G. A. (2021). Estándar para la evaluación del desempeño del manejo forestal comunitario en bosque de pino (*Pinus spp.*) en Honduras. Informe técnico. <https://repositorio.catie.ac.cr/handle/11554/11529>
- Pérez-López, R. I., Gonzáles-Espinosa, M., Ramírez-Macías, N., & Toledo-Aceves, T. (2020). Effects of the “Silvicultural Development Method” on tree diversity in humid mountain forests of northern Chiapas, Mexico. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 91 (2020): e913326. <https://doi.org/10.22201/ib.20078706e.2020.91.3326>
- Pérez-Martínez, J. P., Fernández-Hernández, M. E., & De la Nuez-Hernández, D. (2021). Criteria and indicators of forest management for excellence. *COODES*, 9(15). <http://coodes.upr.edu.cu/index.php/coodes/article/view/378>
- Pérez-Rodríguez, F., Vargas-Larreta, B., Aguirre-Calderón, O. A., Corral-Rivas, J. J., & Rojo-Alboreca, A. (2012). Analytic hierarchy process to select forest management methods in durango. *Revista mexicana de ciencias forestales*, 4, 15.
- Picard, N., Gurllet-Fleury, S., & Forni, E. (2012). Stock recovery rates are not the panacea to assess timber yield sustainability: Evidence from managed Central African forests. *Forest Ecology and Management*, 281(2012), 12–22. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.06.013>
- Piponiot, C., Derroire, G., Descroix, L., Mazzei, L., Rutishauser, E., Sist, P., & Hérault, B. (2018). Assessing timber volume recovery after disturbance in tropical forests – A new modelling framework. *Ecological Modelling*, 384, 353–369. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2018.05.023>
- Ramírez-Maldonado, H. (2017). Manual para la elaboración de programas de manejo forestal maderable en clima templado frío. Documento Técnico. https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/314226/Manual_para_la_Elaboracion_de_PMF.pdf
- Reygadas-Prado, G. F., & Franco-Cáceres, C. A. (2016). Lista de Criterios e Indicadores (C&I para bosques tropicales de México. Documento Técnico. [http://www.itto.int/files/itto_project_db_input/2576/Technical/Lista%20de%](http://www.itto.int/files/itto_project_db_input/2576/Technical/Lista%20de%20Criterios%20e%20Indicadores.pdf)

20criterios%20e%20indicadores%20para%20bosques%20tropicales%20de%20M%C3%A9xico.pdf

- Ricárdez-Galindo, L. (2011). *El despliegue de la memoria para disputar la historia: el territorio de Santiago Textitlán concesionado para la explotación minera*. (Tesis de Maestría, Universidad Autónoma Metropolitana, México). http://dcsh.xoc.uam.mx/podr/images/Tesis/Maestria/Ricardez_Galindo_Lilia.pdf
- Romero-Acevedo, C. F. (2008). Masas forestales en cinco parques de Neiva. *Revista nodo*, 5 (3), 85-99
- Santiago-García, W., De los Santos-Posadas, H. M., Ángeles-Pérez, G., Valdez-Lazalde, J. R., & Ramírez-Valverde, G. (2013). Sistema compatible de crecimiento y rendimiento para rodales coetáneos de pinus patula. *Revista Fitotecnia Mexicana*, 36(2), 163–172. <https://doi.org/10.35196/rfm.2013.2.163>
- Servicio Forestal Sierra Oaxaca S.C. (2014). Estudio de Cuenca de Abastos de la Umafor 2012 “Sierra Sur, Zimatlán, Sola de Vega, Valles centrales”. Documento técnico.
- Sistema Nacional de Información y Gestión Forestal (SNIGF). (2022). UMAFORES - snigf. <https://snigf.cnf.gob.mx/umafores/>
- Sociedad para la promoción del manejo forestal (SPMF). (2009). *Iniciativa nacional fsc - México* (Issue 52, pp. 56–62).
- Soto-Cervantes, J. A., Padilla-Martínez, J. A., Domínguez-Calleros, P. A., Carrillo-Parra, A., Rodríguez-Laguna, R., Pompa-García, M.,..., & Corral-Rivas, J. J. (2021). Efecto de cuatro tratamientos silvícolas en la producción maderable en un Bosque de Durango. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 12(67). <https://doi.org/10.29298/rmcf.v12i67.991>
- Spies, J., Devisscher, T., Bulkan, J., Tansey, J., & Griess, V. C. (2019). Value-oriented criteria, indicators and targets for conservation and production: A multi-party approach to forest management planning. *Biological Conservation*, 220 (2019), 151-168. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.11.022>
- Torres-Rojo, J. M. (2000). Sostenibilidad del volumen de cosecha calculado con el Método Mexicano de Ordenación de Montes. *Madera y Bosques*, 6(2), 57-72
- Torres-Rojo, J. M., Moreno-Sánchez, R., & Mendoza-Briseño, M. A. (2016). Sustainable Forest Management in Mexico. *Curr Forestry Rep*, 2: 93–105 DOI 10.1007/s40725-016-0033-0
- Vargas-Larreta, B., Aguirre-Calderón, O. A., Aguirre-Calderón, C. G., Zamudio-Sánchez, F. J., López-Martínez, J. O., Corral-Rivas, J. J.,..., & Martínez-Salvador, M. (2018). *Manual del Sistema Biométrico Forestal (SiBiFor): Herramientas para el manejo de los bosques templados y tropicales de México*.

- Vidal, E., West, T. A. P., & Putz, F. E. (2016). Recovery of biomass and merchantable timber volumes twenty years after conventional and reduced-impact logging in Amazonian Brazil. *Forest Ecology and Management*, 376, 1–8. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.06.003>
- Vignote, S., Martínez-Rojas, I., & Villasante-Plagaro, A. (2011). La silvicultura como primera operación de transformación de la madera. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 2(4), 7–14.

3 SOSTENIBILIDAD DEL RENDIMIENTO MADERABLE DE TRECE ESPECIES DE PINO EN UN BOSQUE DE OAXACA, MÉXICO

TIMBER YIELD SUSTAINABILITY OF THIRTEEN PINE SPECIES IN A FOREST OF OAXACA, MEXICO

Edhui Rigoberto Cruz-Ojeda¹, Arturo A. Alvarado-Segura², Francisco José Zamudio-Sánchez ^{1*}, Gloria Isabel Huerta-Prado¹, Alejandro Corona-Ambríz¹.

3.1 Resumen

La creciente demanda de madera ha ejercido intensas presiones sobre los predios con aprovechamientos forestales, ocasionando la pérdida de superficie forestal. En este trabajo se evaluó si el rendimiento maderable de 13 especies de pino ha sido sostenido, utilizando una muestra de 439 árboles establecidos entre 1764 y 1992, en la unidad de manejo forestal 2012 en el estado de Oaxaca, México. Los datos del diámetro del tocón y altura de los árboles a la edad $k = 10, 20, \dots, 70$, se analizaron por separado mediante regresión múltiple en función del recíproco de la edad y el año cuando el j -ésimo árbol alcanza la edad k , con $j = 1, 2, \dots, n_k$. Las ecuaciones ajustadas para cada edad (en décadas) para las 13 especies mostraron pendientes positivas, lo que significa que los árboles establecidos más recientemente alcanzaron iguales o mayores dimensiones que aquéllos establecidos anteriormente. Estos resultados indican que el rendimiento maderable ha sido sostenido durante el período evaluado. El rendimiento sostenido es una condición necesaria pero no suficiente para lograr la sostenibilidad forestal, sin embargo, la evaluación del rendimiento maderable, como aquí se utiliza, tiene la posibilidad de detectar algún posible deterioro forestal, lo que permitiría redireccionar las prácticas silvícolas.

Palabras clave: análisis troncal, manejo forestal, *Pinus*, producción maderable, rendimiento sostenido, unidad de manejo forestal.

¹Universidad Autónoma Chapingo. División de Ciencias Forestales. Departamento de Estadística, Matemática y Cómputo. Texcoco, México.

²Tecnológico Nacional México, ITS del Sur del Estado de Yucatán, Oxkutzcab, México.

*Autor de correspondencia: fzamudios@chapingo.mx

3.2 Abstract

The growing demand for wood has exerted intense pressure on the areas with forest exploitation, causing the loss of forest area. In this work, it was evaluated whether the timber yield of thirteen pine species has been sustained, using a sample of 439 trees established between 1764 and 1992, in the forest management unit 2012 in the state of Oaxaca, Mexico. Data for the diameter of the stump and height of the trees at age $k = 10, 20, \dots, 70$, were analyzed separately by multiple regression in function of the reciprocal of the age and the year when the j -th tree reaches the age k , with $j = 1, 2, \dots, n_k$. The adjusted equations for each age (in decades) for the thirteen species showed positive slopes, which means that the most recently established trees reached equal or greater dimensions than those established earlier. These results indicate that the timber yield has been sustained during the evaluated period. Sustained yield is a necessary but not sufficient condition to achieve forest sustainability, however, the evaluation of timber yield, as used here, has the possibility of detecting any possible forest deterioration, which would allow redirecting forestry practices.

Key words: stem analysis, forest management, *pinus*, timber production, sustained yield, forest management unit.

3.3 Introducción

Los bosques son fundamentales para la subsistencia humana y esenciales para la agricultura sostenible (FAO, 2020); sin embargo, el aumento en la demanda de productos forestales y otras actividades antropogénicas ejercen intensas presiones sobre ellos. En México, solo se produce un tercio de la madera utilizada, por lo que el déficit se cubre con madera importada o extraída ilegalmente (CONAFOR, 2021). Esto ocasionó la pérdida de 3 817 255 ha de superficie forestal entre 2001 y 2018 (CONAFOR, 2020). Para prevenir el deterioro del bosque y tomar acciones correctivas, si fuera necesario, es importante evaluar la sostenibilidad del bosque como respuesta a las actividades humanas y a los eventos que ocurren dentro del mismo.

Se han propuesto diversos procedimientos para medir la sostenibilidad de los bosques, los cuales ayudan a conocer el progreso hacia el MFS a nivel internacional, nacional y regional (FAO, 2020). Desde la década de 1990, se han desarrollado C&I para medir, monitorear y evaluar el avance hacia el MFS (Linser

et al., 2018). Estos C&I reconocen áreas temáticas como: conservación de la biodiversidad, funciones productivas, salud forestal, contribución del carbono, funciones socioeconómicas vinculadas al bosque, así como el marco legal, político e institucional (Rodríguez-Franco & Conje, 2022).

El interés sobre los indicadores de desarrollo sostenible ha aumentado constantemente entre muchas organizaciones que promueven los esquemas de certificación forestal (Linser et al., 2018). En México, también se han desarrollado estándares de buen manejo forestal, descritos en la norma mexicana NMX-AA-143-SCFI-2015, cuyos principios se basan en que la empresa o predio forestal cumpla con requerimientos legales, ambientales, sociales y laborales (Aguirre-Calderón, 2015; DOF, 2015). También, se han creado diversas propuestas no institucionalizadas para evaluar el MFS (i.e. Díaz-Balteiro et al., 2016; Jiménez-González et al., 2019; Salas-Garita & Soliño, 2021).

Para alcanzar el MFS, es necesario lograr el equilibrio entre la dimensión social, económica y ambiental en el área de aprovechamiento. En el ámbito ambiental, se deben considerar aspectos como la estructura, composición (Hernández-Salas et al., 2013) y rendimiento maderable, siendo esta última una condición indispensable, aunque no suficiente para alcanzar la sostenibilidad del bosque. Por lo tanto, se requieren herramientas para evaluar la sostenibilidad del rendimiento maderable a nivel de bosque local o unidad de manejo forestal. El rendimiento sostenible es la capacidad de producción que puede tener un bosque de forma continua, sin disminuir su capacidad productiva (DOF, 2018).

La medición de la sostenibilidad del rendimiento maderable puede hacerse utilizando las tasas de recuperación de existencias o volumen (Picard et al., 2012). Por ejemplo, Vidal et al. (2016) evaluaron la sostenibilidad a través de la recuperación del volumen en árboles que estuvieron sujetos a distintos tipos de cortas, a través de mediciones del diámetro a la altura del pecho, antes y después de la corta. Por otro lado, Piponiot et al. (2018) utilizaron el mismo tipo de medición para evaluar la recuperación del volumen después de un aprovechamiento, pero añadieron un modelo jerárquico bayesiano de volumen

con ecuaciones diferenciales para predecir el crecimiento. En otro escenario, Da Cunha-Castro et al. (2021) evaluaron el rendimiento sostenido mediante la recuperación del volumen de 53 especies forestales 32 años después del aprovechamiento. Sin embargo, el factor común entre estos estudios es que disponían de información del volumen maderable al inicio, durante y al final del aprovechamiento.

Estos son los procedimientos más difundidos para la medición de la sostenibilidad del rendimiento maderable, los cuales tienen en común el uso de información de parcelas permanentes o inventarios forestales, por lo que es complicado evaluar la sostenibilidad cuando no se cuenta con esta información. En contraste, el procedimiento utilizado en este estudio adopta un enfoque a posteriori, lo que permite evaluar el rendimiento sostenido incluso en ausencia de información previa sobre el crecimiento de los árboles. Los datos de entrada provienen de los anillos de crecimiento que se examinan mediante análisis troncales, los cuales se han utilizado para estimar la edad y las tasas de crecimiento de los árboles a lo largo de su vida (Groenendijk et al., 2017).

En este trabajo se midió a posteriori las dimensiones de las principales variables explicativas del volumen (diámetro y altura), como respuesta del bosque a los cambios ambientales y actividades antropogénicas. Como resultado de las diversas prácticas silvícolas realizadas en los últimos 60 años, se espera que las dimensiones de alturas y diámetros de los árboles recientemente establecidos, no sean menores que las dimensiones alcanzadas por los árboles previamente establecidos, comparados a la misma edad.

El estudio se basó en datos de anillos de crecimiento colectados en la unidad de manejo forestal 2012, en Oaxaca, México. La UMAFOR 2012 se caracteriza por su alta producción y amplia historia en el proceso de aprovechamiento forestal (López-Arzola, 2004).

3.4 Objetivos

El objetivo fue determinar si el rendimiento maderable de 13 especies de pino ha sido sostenido, mediante la comparación de las dimensiones de la altura y el diámetro de árboles maduros de la misma edad, pero establecidos en diferentes años, en un horizonte de más de 200 años.

3.5 Materiales y métodos

3.5.1 Área de estudio

La UMAFOR 2012 denominada “Sierra Sur-Zimatlán-Sola de Vega-Valles Centrales” (Fig. 6), se ubica en las coordenadas: 17° 25' 23" y 16° 16' 55" de Latitud N; 97° 37' 12" y 96° 41' 21" Longitud W (Instituto Nacional de Geografía y Estadística [INEGI], 2022). Posee una superficie de 958 987 ha y comprende 104 municipios con núcleos agrarios de carácter comunal y ejidal (SNIGF, 2022). La superficie forestal es de 229 474 ha, de las cuales 34 762 ha se encuentran bajo manejo (Servicio Forestal Sierra Oaxaca, S.C., 2014). El clima predominante es templado subhúmedo y templado húmedo (INEGI, 2022).

Los árboles estudiados provienen de vegetación de pino y pino encino, tanto en vegetación primaria como secundaria (Fig. 6), y tres calidades de sitio (1, 2 y 3), a una altura entre 1634 m y 2898 m s.n.m.

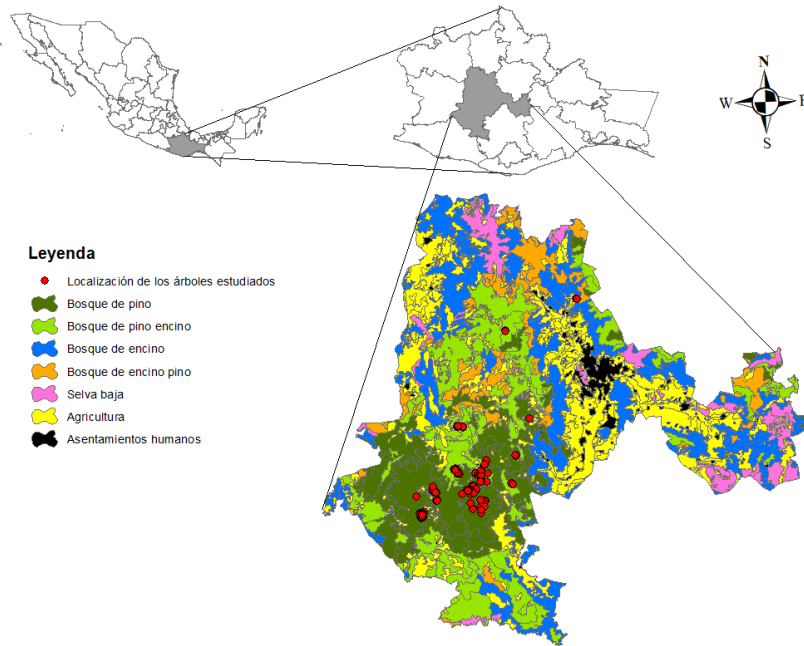


Figura 6. Ubicación de la unidad de manejo forestal 2012. Se muestran los tipos de vegetación en el área de estudio y la ubicación de los árboles estudiados.

Fuente: Elaboración propia con datos del INEGI (2022) Y SNIGF (2022).

3.5.2 Manejo silvícola en el área de estudio

La CFO, extrajo madera en la UMAFOR 2012 mediante el MMOM de 1958 a 1982 (López-Arzola, 2004). El MMOM llamado MMOBI a partir de 1980, consiste en realizar cortas selectivas a masas vírgenes e irregulares a través de la extracción del arbolado dañado, defectuoso, enfermo o plagado (Chapela, 2012). En 1983 la producción maderable disminuyó 56% al concluir la concesión de la CFO. En 1990, se instrumentó el SICODESI, el cual consiste en realizar aprovechamientos intensivos a través de cortas de regeneración (Hinojosa-Flores et al., 2016); este sistema fue adoptado en el mismo año por cuatro comunidades que continuaron con el aprovechamiento de manera autónoma. Actualmente la mayor producción se extrae a través del SICODESI (Servicio Forestal Sierra Oaxaca S.C., 2014); por lo tanto, 85% de la muestra se obtuvo bajo este sistema silvícola.

3.5.3 Muestreo

Se recolectaron datos de 439 árboles adultos correspondientes a 13 especies de pino, en áreas de aprovechamiento forestal mediante un muestreo destructivo. La muestra es parte de un estudio biométrico realizado a nivel nacional, dirigido a predios con mayor cobertura forestal y producción maderable (Vargas-Larreta et al., 2017). Se tomó información de la altura total y del diámetro con corteza y sin corteza en cada sección de corte de todos los árboles dominantes y codominantes, sin embargo, únicamente se extrajo 20% de las rodajas para realizar los análisis troncales (ídem). Los árboles muestreados se distribuyeron en diferentes calidades de sitio, pero la mayoría (10) se encontraron en calidad de sitio 2, en bosque de pino (84%) y bosque de pino encino (16%) (Tabla 2).

Tabla 2. Especies presentes en cada tipo de vegetación

Especies	Calidad de sitio	Tipos de vegetación	
		Bosque de pino	Bosque de pino encino
<i>P. Ayacahuite</i>	1	X	
<i>P. Douglasiana</i>	2	X	X
<i>P. Leiophylla</i>	2	X	
<i>P. Maximinoi</i>	2	X	
<i>P. Michoacana</i>	3	X	X
<i>P. Montezumae</i>	2	X	
<i>P. Oaxacana</i>	2	X	X
<i>P. Oocarpa</i>	2	X	
<i>P. Patula</i>	2	X	
<i>P. Pringlei</i>	2	X	X
<i>P. Pseudostrobus</i>	1	X	X
<i>P. Rudis</i>	2	X	
<i>P. Teocote</i>	2	X	X

Fuente: Elaboración propia

3.5.4 Medición de diámetros y estimación de alturas

Las dimensiones de alturas y diámetros fueron estimados a posteriori a través de análisis troncales. Los árboles muestreados se establecieron durante un periodo de más de 200 años (1764 a 1992), por lo tanto, el análisis se realizó con árboles establecidos anteriormente y recientemente. Aproximadamente 78% de la

muestra incluyó a individuos de menos de 70 años, mientras que el resto abarcó a árboles de entre 71 y 251 años de edad. Para individuos de reciente establecimiento (≤ 60 años) el análisis se realizó hasta la edad máxima, mientras que, para los árboles establecidos antes, el análisis se hizo hasta los primeros setenta años. El análisis se realizó en cada década a la edad $k = 10, 20, \dots, 70$.

A partir del análisis troncal, se estimó la altura h_k , de un árbol a la edad k ; se seleccionó una edad arriba (uk) y otra abajo (lk), ambas lo más cercano a k , a través de la siguiente fórmula:

$$h_k = (h_{uk} - h_{lk}) \left(\frac{k - A_{lk}}{A_{uk} - A_{lk}} \right) + h_{lk},$$

donde:

h_{uk} = altura de la sección superior

h_{lk} = altura de la sección inferior

A_{uk} = edad de la sección superior

A_{lk} = edad de la sección inferior.

Para obtener el año en que el árbol alcanzó la edad k , se obtuvo el año de establecimiento, calculado por

$$EY = LY - A$$

donde:

EY = año de establecimiento

LY = año de la corta

A = edad que tenía el árbol al momento de ser cortado.

Para cada árbol, se registró el valor de h_k y el año cuando el árbol la alcanzó (y_k). Los diámetros fueron medidos directamente de los anillos de crecimientos en cada edad (en décadas) para la sección del tocón, a una altura promedio de 20 cm.

3.5.5 Análisis de datos

Para evaluar el rendimiento sostenido de madera, se calcularon las dimensiones del diámetro del tocón (sin corteza) y altura de los árboles. Para la variable altura de cada especie, se realizó un análisis de regresión múltiple usando todos los árboles mediante el siguiente modelo:

$$h_{kj} = a_h + b_h \frac{1}{k} + c_h y_{kj} + e_{kj}, \text{ con } j = 1, 2, \dots, n_k \text{ y } k = 10, 20, \dots, 70$$

donde:

h_{kj} = altura del j -ésimo árbol a la edad k

y_{kj} = año en el que el j -ésimo árbol alcanza la edad k

e_{kj} = término del error

a_h = intercepto general

b_h = parámetro que relaciona la altura con la edad

c_h = parámetro de crecimiento marginal por década.

Este modelo general agrupó de manera implícita a los árboles por grupos de edad k , lo cual mejoró la prueba de hipótesis sobre c_h , debido al aumento en los grados de libertad del error.

Luego, se obtuvo una ordenada particular (a_k) para cada edad k , $a_k = a_h + \frac{b_h}{k}$, por lo que las líneas de regresión estimadas para las alturas a una edad específica k fue:

$$\hat{h}_{kj} = \hat{a}_k + \hat{c}_h y_{kj}$$

La prueba de hipótesis se realizó sobre el parámetro c_h , el cual midió el diferencial de crecimiento de la altura por década, entre árboles con la misma edad en décadas pero establecidos en diferentes años. La prueba de hipótesis fue:

$$H_0: c_h < 0 \text{ versus } H_a: c_h \geq 0$$

Si se rechaza H_0 , se concluye que las dimensiones de la altura de los árboles, así como el rendimiento maderable se han sostenido. En caso contrario, si no se rechaza H_0 , la altura de los árboles recientemente establecidos será menor, a la misma edad, que los árboles que emergieron antes, y se concluye que no hay elementos para afirmar que el rendimiento maderable ha sido sostenido.

Es importante resaltar que la ecuación de altura estimada $\hat{h}_{kj} = \hat{a}_k + \hat{c}_h y_{kj} + e_{kj}$ englobó implícitamente siete modelos, uno para cada década $k = 10, 20 \dots, 70$, cada modelo comparó alturas de árboles de la misma edad pero establecidos en diferentes años y_{kj} . Por lo tanto, $c_h \geq 0$ implicó que, a la misma edad, los árboles establecidos más recientemente fueron más altos que aquellos árboles establecidos antes.

Los modelos de regresión para los diámetros en la sección del tocón, así como la interpretación de los coeficientes, fueron análogos al modelo de altura: en $h_{kj} = a_h + b_h \frac{1}{k} + c_h y_{kj} + e_{kj}$, solo se sustituyó h_{kj} por d_{kj} , a_h por a_d , b_h por b_d y c_h por c_d . Las gráficas de alturas y diámetros de los árboles cuando tenían la misma edad (en décadas) contra el año en el que alcanzaron esa edad se muestran en las figuras 7 y 8.

Todos los análisis de regresión fueron realizados utilizando las bibliotecas de plyr (Hadley-Wickham, 2011), ggplot2 (Hadley-Wickham, 2016), dplyr (Hadley-Wickham et al., 2021) y tidyr (Hadley-Wickham, 2021) del paquete estadístico R Core Team versión 4.1.1. (R Core Team, 2021).

3.6 Resultados

Se presentan los patrones de las pendientes de cuatro especies de crecimiento moderado: *Pinus ayacahuite* (presente en un tipo de vegetación), *Pinus douglasiana* (presente en dos tipos de vegetación), *Pinus pringlei* (presente en dos tipos de vegetación) y *Pinus rudis* (presente en un tipo de vegetación). Estas fueron las especies con los individuos más longevos, lo que permitió conocer las dimensiones máximas alcanzadas a través del tiempo. En los apéndices se presentan las otras nueve especies, de las cuales *Pinus leiophylla*, *Pinus maximinoi*, *Pinus montezumae*, *Pinus oocarpa* y *Pinus patula* fueron especies de crecimiento moderado-rápido (presentes en un tipo de vegetación); mientras que *Pinus oaxacana*, *Pinus michoacana*, *Pinus pseudostrobus* y *Pinus teocote* fueron especies de crecimiento lento-moderado (presentes en dos tipos de vegetación).

Las ecuaciones de regresión ajustadas para las variables diámetro del tocón y altura de las cuatro especies seleccionadas se presentan en la tabla 3; las ecuaciones de las especies restantes se encuentran en el apéndice 1.

Tabla 3. Ecuaciones de regresión estimadas para las variables diámetro del tocón y altura.

Especies	Diámetro a la sección del tocón	Altura
<i>Pinus ayacahuite</i>	$\hat{d}_{kj} = 3.42 - \frac{94.83}{k} + 0.10 y_{kj}$	$\hat{h}_{kj} = 9.89 - \frac{174.28}{k} + 0.11 y_{kj}$
<i>Pinus douglasiana</i>	$\hat{d}_{kj} = 3.34 - \frac{109.41}{k} + 0.07 y_{kj}$	$\hat{h}_{kj} = 5.67 - \frac{189.36}{k} + 0.09 y_{kj}$
<i>Pinus pringlei</i>	$\hat{d}_{kj} = 16.11 - \frac{154.34}{k} + 0.01 y_{kj}$	$\hat{h}_{kj} = 8.43 - \frac{140.98}{k} + 0.09 y_{kj}$
<i>Pinus rudis</i>	$\hat{d}_{kj} = 5.98 - \frac{104.59}{k} + 0.08 y_{kj}$	$\hat{h}_{kj} = 10.61 - \frac{170.66}{k} + 0.08 y_{kj}$

Fuente: Elaboración propia

En las pruebas de hipótesis unilaterales sobre el parámetro c_h , los $p - value$ observados de las cuatro especies resultaron menores a 0.01 a excepción del que perteneció al diámetro de *Pinus pringlei* que tuvo 0.03 ($p - value \leq 0.05$),

por lo que se rechazó H_0 . Es decir, no se tuvo evidencia para indicar que el rendimiento maderable no ha sido sostenido.

Las líneas estimadas de alturas (Fig. 7) y diámetros (Fig. 8) por decenio no presentaron pendientes negativas en las cuatro especies. En el apéndice 2 se muestran las gráficas del resto de las especies, donde las dimensiones alcanzadas por los árboles establecidos más recientemente fueron iguales o mayores que los árboles establecidos previamente.

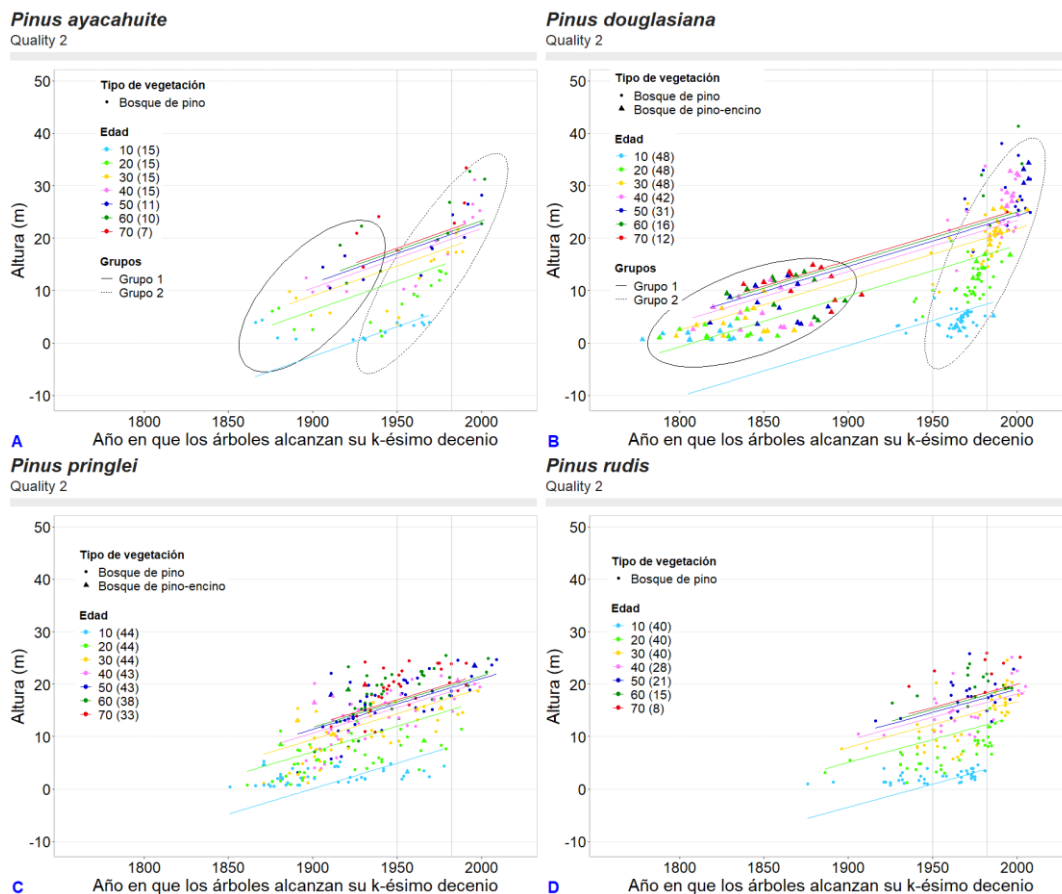


Figura 7. Pendientes por decenio de alturas alcanzadas por árboles de la misma edad, pero establecidos en diferentes años. **A.** Pendientes de altura de *Pinus ayacahuite* en bosque de pino; **B.** Pendientes de altura de *Pinus douglasiana* en bosque de pino y bosque de pino encino; **C.** Pendientes de altura de *Pinus pringlei* en bosque de pino y bosque de pino encino; **D.** Pendientes de altura de *Pinus rudis* en bosque de pino. La línea que intercepta al año 1950 indica el inicio de los aprovechamientos forestales, mientras que la línea que intercepta al año 1983 indica la disminución de los aprovechamientos forestales.

Fuente: Elaboración propia.

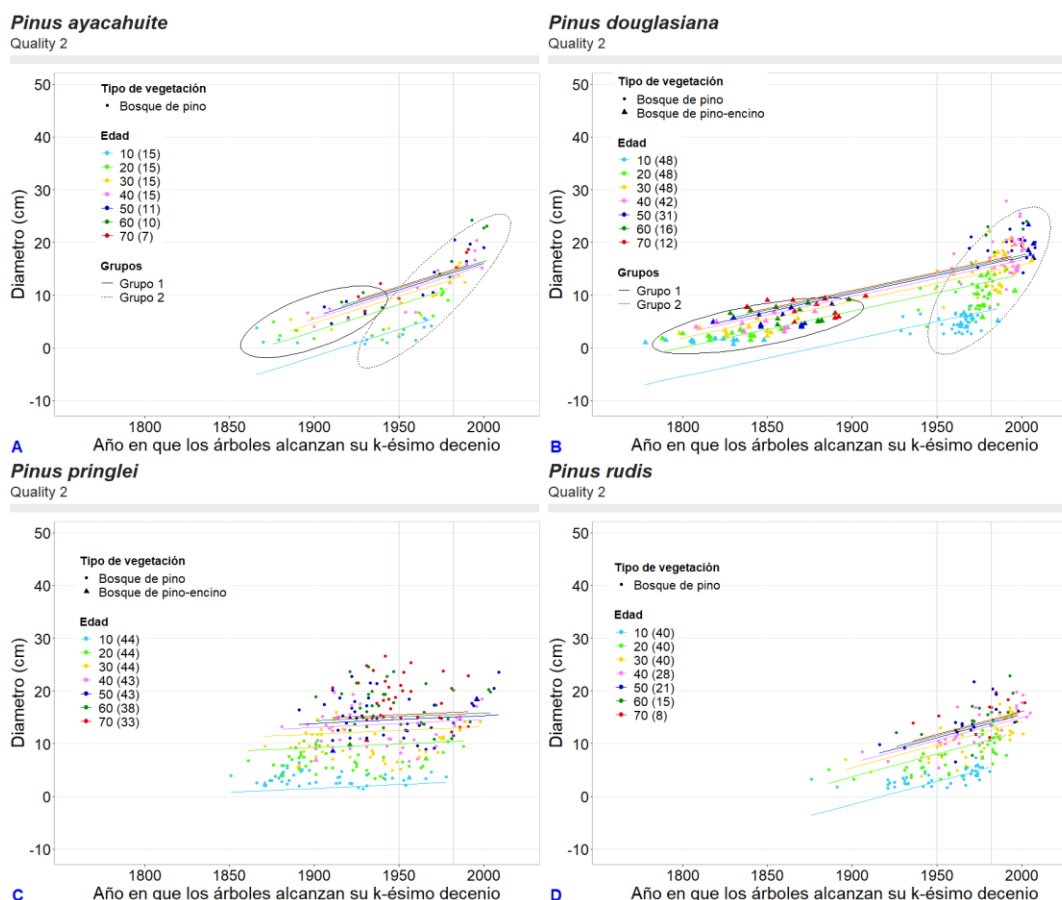


Figura 8. Pendientes por decenios de diámetros alcanzados por árboles de la misma edad, pero establecidos en diferentes años. **A.** Pendientes del diámetro de *Pinus ayacahuite* en bosque de pino; **B.** Pendientes del diámetro de *Pinus douglasiana* en bosque de pino y bosque de pino encino; **C.** Pendientes del diámetro de *Pinus pringlei* en bosque de pino y bosque de pino encino; **D.** Pendientes del diámetro de *Pinus rudis* en bosque de pino. La línea que intercepta al año 1950 indica el inicio de los aprovechamientos forestales, mientras que la línea que intercepta al año 1983 indica la disminución de los aprovechamientos forestales.

Fuente: Elaboración propia.

Para las especies de bosque de pino, las dimensiones de alturas y diámetros fueron mayores para *Pinus ayacahuite* que para *Pinus rudis* (Tabla 3). En cambio, para las especies que estuvieron presentes en dos tipos de vegetación (bosque de pino y bosque de pino encino), el diámetro fue mayor para *Pinus douglasiana* que para *Pinus pringlei*, mientras que las alturas fueron iguales en ambas especies (Tabla 3). No se observaron diferencias en alturas y diámetros de todas

especies con relación al tipo de vegetación donde crecieron, a excepción de *Pinus douglasiana* (Figs. 7B y 8B). Los árboles de *Pinus douglasiana* que estuvieron presentes en bosque de pino encino (grupo 1) tuvieron pendientes más débiles que los árboles que se desarrollaron en bosque de pino (principalmente) y bosque de pino encino (grupo 2).

3.6.1 Dimensiones de alturas y diámetros en el periodo de estudio

Aproximadamente 92% de la muestra perteneció a individuos que se establecieron después de 1900; mientras que en el resto estuvieron árboles de *Pinus ayacahuite* (Figs. 7A y 8A), *Pinus douglasiana* (Figs. 7B y 8B), *Pinus pringlei* (Figs. 7C y 8C) y *Pinus rudis* (Figs. 7D y 8D). *Pinus ayacahuite* y *Pinus douglasiana* tuvieron a los individuos más longevos provenientes de sitios con amplios antecedentes de aprovechamientos forestales. En cambio, la mayor parte de la madera de *Pinus pringlei* y *Pinus Rudis* se comenzó a extraer después del 2000. Estas condiciones permitieron distinguir los cambios del comportamiento en las dimensiones alcanzadas de alturas y diámetros para árboles de la misma edad, pero establecidos en diferentes años. En *Pinus ayacahuite* (Figs. 7A y 8A) y *Pinus douglasiana* (Figs. 7B y 8B), las pendientes del grupo 1 fueron suaves, posteriormente presentaron un aumento hasta obtener pendientes más pronunciadas (positivas) en el grupo 2 a partir de la década de 1950.

3.7 Discusión

Las pendientes de las rectas de regresión estimadas fueron positivas para todas las especies, tanto para la altura como para el diámetro, lo cual indica que el rendimiento maderable ha sido sostenido durante el periodo evaluado. Es decir, las dimensiones de alturas y diámetros de los árboles recientemente establecidos fueron iguales o mayores que los árboles previamente establecidos. *Pinus ayacahuite* y *Pinus douglasiana* mostraron dos grupos diferenciados en las dimensiones alcanzadas a través del tiempo. Las alturas y los diámetros fueron mayores a partir de la década de 1950, después del comienzo de los

aprovechamientos forestales, lo que concuerda con el hecho de que las dimensiones de los árboles tienden a incrementar cuando se realizan aprovechamientos forestales (Quiñonez-Barraza et al., 2018). En contraste, en las especies que no estuvieron en áreas de aprovechamiento (*Pinus pringlei* y *Pinus rudis*), las dimensiones alcanzadas en determinada edad fueron iguales y mayores para los árboles que se establecieron más recientemente que para los árboles que se establecieron en el pasado, pero las pendientes positivas fueron más suaves. Por lo tanto, se sugiere que los tratamientos silvícolas aplicados en los aprovechamientos forestales ocasionaron que las dimensiones de los árboles se favorecieran.

Distintos estudios mencionan que existen diferencias significativas entre los sistemas y tratamientos silvícolas (i.e. García-García et al., 2019; Soto-Cervantes et al., 2021). Por ejemplo, la riqueza, composición y rendimiento maderable dependen en gran medida de los sistemas silvícolas aplicados. Sin embargo, en este trabajo únicamente se evaluó el rendimiento maderable a posteriori, en predios cuya aplicación de sistemas silvícolas en su mayoría fueron el MMOM y el SICODESI. Estos sistemas ocasionaron que se establecieran mayores claros para la regeneración natural a partir de 1956 (Chapela, 2012), provocando el aumento de las dimensiones de los árboles que estuvieron bajo aprovechamiento (Figs. 7 y 8). El procedimiento empleado en este estudio se puede utilizar para realizar comparaciones de las dimensiones alcanzadas en diferentes sistemas o métodos silvícolas si se cuenta con mayor información o una muestra más uniforme.

Por otro lado, las dimensiones de las especies que se desarrollaron en dos tipos de vegetación (Figs. 7 y 8), no mostraron diferencias significativas a excepción de *Pinus douglasiana* (Figs. 7B y 8B) que presentó menores dimensiones en árboles de bosque de pino encino. Sin embargo, al ser la especie con los árboles más longevos y la única que presentó esta diferencia, se presume que este comportamiento no fue exclusivamente el resultado de haberse desarrollado en distintos tipos de vegetación, sino primordialmente por el efecto de los

aprovechamientos forestales realizados a partir de la década de 1950. Lo anterior puede considerarse como evidencia de que las prácticas de manejo forestal impactaron de forma positiva en la producción de madera al aumentar las dimensiones de los árboles en las últimas décadas.

Los resultados mostraron que el rendimiento maderable ha sido sostenido y que las mayores dimensiones se presentaron en áreas con aprovechamientos forestales. Esto coincide con los resultados encontrados por Vidal et al. (2016), quienes mostraron que las dimensiones de los árboles aumentan en áreas bajo manejo, es decir, el rendimiento es sostenible ya que el volumen se recupera después de un aprovechamiento siempre que las prácticas silvícolas se apliquen correctamente. Si el volumen comercial no se recupera al final de un ciclo de corta o si el volumen aprovechado es mayor que los incrementos, el aprovechamiento no será sostenible (Piponiot et al., 2018). De la misma forma, la intensidad de la corta y los tratamientos silvícolas posteriores al aprovechamiento también influyen en el tiempo de recuperación de las existencias de la madera (Da Cunha-Castro et al., 2021). Por lo tanto, se asume que las intensidades de corta y los tratamientos complementarios aplicados en la UMAFOR 2012, fueron correctos y suficientes para recuperar el volumen y determinar la sostenibilidad maderable. Sin embargo, hace falta investigar la velocidad máxima de crecimiento que cada especie puede alcanzar bajo las diferentes condiciones.

Por otro lado, las condiciones climáticas también influyen directamente en el desarrollo de los árboles, por lo que es fundamental considerar los mecanismos ambientales que impulsan la variación de las tasas de crecimiento (Brienen et al., 2020). Estudios recientes han demostrado que el aumento de la temperatura y las fluctuaciones de las precipitaciones causan escasez de agua y alteran el crecimiento de los árboles (Rao-Qiong et al., 2022). En el área de estudio la temperatura promedio después de 1960 se mantuvo estable mientras que la precipitación promedio anual se incrementó ligeramente (Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada [CICESE], 2022). Lo anterior

sugiere que estas variaciones en precipitación y la estabilidad en la temperatura favorecieron también al aumento de las dimensiones de la altura y el diámetro de las especies de pino.

Los resultados mostraron que los árboles alcanzaron mayores dimensiones en menor tiempo y que los mayores incrementos se presentaron en individuos de reciente establecimiento. No obstante, el crecimiento acelerado de los árboles puede tener efectos adversos, como disminuir su vida útil; es decir, los árboles alcanzan mayores dimensiones en un periodo más corto, pero la muerte puede ser prematura (Brienen et al., 2020). Cuando los árboles crecen muy rápido, la calidad de la madera disminuye y se vuelve menos densa (Sperry et al., 2008). Por otro lado, es importante señalar que las condiciones ambientales reflejadas en la calidad del sitio, tienen un efecto sobre el tiempo requerido para alcanzar una determinada producción (Del Río et al., 2016). Sin embargo, en este estudio no se evaluó el efecto de la calidad de sitio sobre el rendimiento maderable ya que la muestra no fue diseñada para ello (Tabla 2).

El rendimiento sostenido es una condición necesaria pero no suficiente para la lograr la sostenibilidad del bosque como un sistema, sino que se deben incluir otros elementos como la conservación de la estructura forestal y la composición de especies y paisaje, que son claves en los estándares del MFS (Hernández-Salas et al., 2013). Puesto que el enfoque utilizado para estimar la sostenibilidad del rendimiento maderable fue a posteriori, se tuvo que contactar a los administradores, dueños y poseedores de los predios estudiados para conocer los otros elementos. Ellos mencionaron que actualmente se pueden encontrar diversas especies en el área de estudio, entre las más importantes el pino, encino y otras hojosas; estas especies se han conservado a través del tiempo y asumen que el manejo forestal ha sido el responsable. Lo anterior se confirmó en la figura 9, ya que la estructura y composición del bosque se conservó únicamente en los predios con manejo forestal; en contraste, en las áreas sin manejo estos componentes se modificaron ligeramente al aumentar la vegetación de bosque de encino. López-Arzola (2004) menciona que el aumento del bosque de encino

se debe a que las intervenciones en el bosque no fueron suficientes para establecer claros que permitieran la regeneración y el desarrollo de los pinos. Esta evidencia confirmó el impacto positivo del manejo forestal para el mantenimiento no solo del rendimiento maderable, sino del bosque en su conjunto.

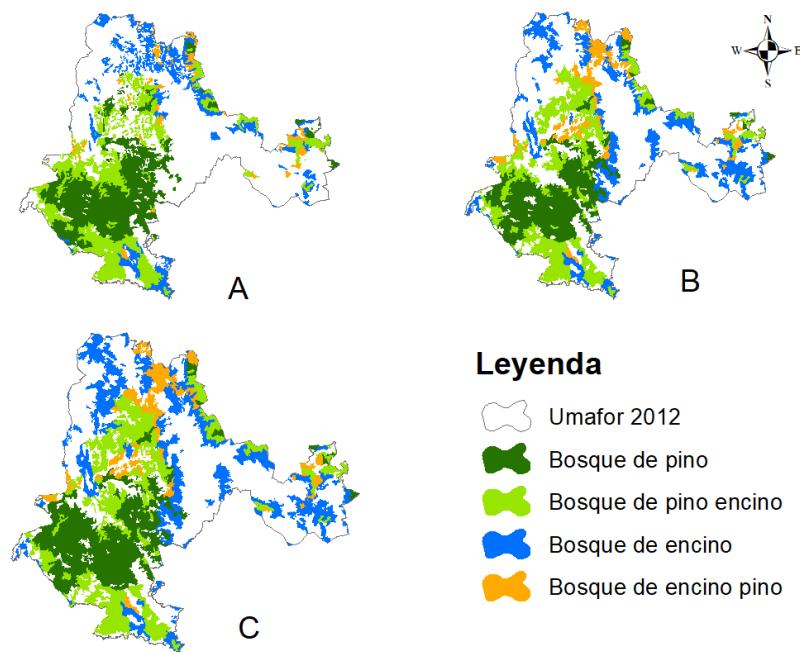


Figura 9. Clasificación de uso de suelo y vegetación. **A.** Clasificación de uso de suelo y vegetación en 1980; **B.** Clasificación de uso de suelo y vegetación en 2002; **C.** Clasificación de uso de suelo y vegetación en 2014.

Fuente: Elaboración propia con datos del INEGI (2022).

Las investigaciones sobre la medición de la sostenibilidad del rendimiento maderable, se centran en las tasas de recuperación de existencias y volumen. Picard et al. (2012) mencionan que no es la mejor manera debido a que se suele utilizar un solo índice que por sí solo no puede medir una situación multidimensional, sin embargo, estas tasas de recuperación de existencias son las más utilizadas.

El MFS puede ser evaluado en su conjunto, a través de principios, C&I que diversas instituciones han desarrollado para evaluarlos según el tipo de ecosistema forestal (Aguirre-Calderón, 2015). En México la evaluación del MFS

se realiza tomando en cuenta los aspectos silvícolas, ambientales, sociales y económicos; y es realizado por diversas instituciones que otorgan el distintivo del sello verde. Por otro lado, también se han utilizado otros C&I no institucionalizados, por ejemplo, Díaz-Balteiro et al. (2016) evaluaron y explicaron la sostenibilidad de un conjunto de plantaciones heterogéneas de eucalipto, utilizando nueve indicadores de carácter económico, ambiental y social. Estos indicadores se aplicaron a cada una de las plantaciones con el objetivo de determinar la sostenibilidad en cada una de ellas. Sin embargo, esta serie de procedimientos son complejos y tardados al momento de aplicarlos a cada una de las plantaciones. En cambio, el enfoque a posteriori para la medición de la sostenibilidad utilizada en este estudio, permite estimar el rendimiento maderable a través del tiempo en todos los árboles que presenten anillos de crecimiento. Por lo anterior, se puede utilizar en situaciones donde no se cuenta con información de monitoreo del crecimiento de los árboles o inventarios forestales; o bien ayuda a complementar la información de los resultados del monitoreo y puede ser aplicado principalmente en las comunidades tipo II según la clasificación de la CONAFOR.

3.8 Conclusiones

El rendimiento maderable ha sido sostenido para las 13 especies de pino estudiadas en la unidad de manejo forestal 2012. Los árboles que se establecieron recientemente presentaron a la misma edad, dimensiones similares o mayores que los árboles establecidos previamente, como resultado de las prácticas silvícolas aplicadas a partir de la década de 1950. Los resultados indicaron que las prácticas culturales en los bosques propiciaron mayores dimensiones de la altura y el diámetro en la masa residual, sin importar que fueron especies de lento o de rápido crecimiento o que provienen de distintas condiciones bióticas y abióticas. El procedimiento utilizado para medir el rendimiento sostenido de madera tiene un enfoque a posteriori y es útil para detectar posibles afectaciones que provocan la declinación del rendimiento maderable. Este enfoque puede complementar las estimaciones que se hacen a

partir del monitoreo de las existencias volumétricas o como una alternativa cuando no se cuenta con los registros históricos.

3.9 Referencias

- Aguirre-Calderón, O. A. (2015). Forest management in the XXI Century. *Madera y Bosques*, 21, 17–28.
- Brienen, R. J. W., Caldwell, L., Duchesne, L., Voelker, S., Barichivich, J., Baliva, M.,..., & Gloor, E. (2020). Forest carbon sink neutralized by pervasive growth-lifespan trade-offs. *Nature Communications*, 11(1), 1–10. <https://doi.org/10.1038/s41467-020-17966-z>
- Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada (CICESE). (2022) Base de datos climatológica nacional (Sistema Clicom). <http://clicom-mex.cicese.mx/mapa.html>
- Chapela, F. (2012). Estado de los bosques de México. Consejo civil mexicano para la silvicultura sostenible A.C. https://www.ccmss.org.mx/wp-content/uploads/2014/10/Estado_de_los_bosques_en_Mexico_final.pdf
- Comisión Nacional Forestal (CONAFOR). (2020). Estimación de la tasa de deforestación bruta en México para el periodo 2001-2018 mediante el método de muestreo. *Documento técnico*. https://www.conafor.gob.mx/transparencia/docs/2021/PAT_2021_CONAFOR.pdf
- Comisión Nacional Forestal (CONAFOR). (2021). Programa Anual de Trabajo 2021. *Documento técnico*. https://www.conafor.gob.mx/transparencia/docs/2021/PAT_2021_CONAFOR.pdf
- Da Cunha-Castro, T., Pereira de Carvalho, J. O., Schwartz, G., Macedo-Silva, J. N., Ruschel, A. R., Mazzei de Freitas,..., & Siqueira-Pinto, R. (2021). The continuous timber production over cutting cycles in the Brazilian Amazon depends on volumes of species not harvested in previous cuts. *Forest Ecology and Management*, 490(2021), 119124. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119124>
- Del Río, M., Pretzsch, H., Alberdi, I., Bielak, K., Bravo, F., Brunner, A.,..., & Bravo-Oviedo, A. (2016). Characterization of the structure, dynamics, and productivity of mixed-species stands: review and perspectives. *European Journal of Forest Research*, 135(1), 23–49. <https://doi.org/10.1007/s10342-015-0927-6>
- Diario Oficial de la Federación (DOF). (2015). Declaratoria de vigencia de las normas mexicanas NMX-AA-115-SCFI-2015 y NMX-AA-143-SCFI-2015. Certificación de manejo sustentable de los bosques.

- http://dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5411873&fecha=16/10/2015
- Diario Oficial de la Federación (DOF). (2018). Ley General de Desarrollo Forestal Sustentable de México. http://dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5411873&fecha=16/10/2015
- Díaz-Balteiro, L., Alfranca, O., González-Pachón, J., & Romero, C. (2016). Ranking of industrial forest plantations in terms of sustainability: A multicriteria approach. *Journal of Environmental Management*, 180(2016), 123–132. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.05.022>
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). (2020). The World's Forests. In *The State of the World's Forests 2020. Forests, biodiversity and people*. <https://doi.org/10.1515/9783035608632-002>
- García-García, S. A., Narváez-Flores, R., Olivas-García, J. M., & Hernández-Salas, J. (2019). Diversity and vertical structure of the pine-oak forest in Guadalupe y Calvo, Chihuahua. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 10(53). <https://doi.org/10.29298/rmcf.v10i53.173>
- Groenendijk, P., Bongers, F., & Zuidema, P. A. (2017). Using tree-ring data to improve timber-yield projections for African wet tropical forest tree species. *Forest Ecology and Management*, 400(2017), 396–407. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.05.054>
- Hadley-Wickham. (2011). The Split-Apply-Combine Strategy for Data Analysis. *Journal of Statistical Software*, 40(1), 1-29. <http://www.jstatsoft.org/v40/i01/>.
- Hadley-Wickham. (2016). *ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis*. Springer-Verlag New York, 2016. <https://ggplot2.tidyverse.org>
- Hadley-Wickham. (2021). *tidyr: Tidy Messy Data*. R package version 1.1.4. <https://CRAN.R-project.org/package=tidyr>
- Hadley-Wickham., Romain François., Lionel Henry., & Kirill Müller. (2021). *dplyr: A Grammar of Data Manipulation*. R package version 1.0.7. <https://CRAN.R-project.org/package=dplyr>
- Hernández-Salas, J., Aguirre-Calderón, Ó. A., Alanís-Rodríguez, E., Jiménez-Pérez, J., Treviño-Garza, E. J., González-Tagle, M. A.,..., & Domínguez-Pereda, L. A. (2013). Efecto del manejo forestal en la diversidad y composición arbórea de un bosque templado del noroeste de México. *Revista Chapingo, Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 19(2), 189–199. <https://doi.org/10.5154/r.rchscfa.2012.08.052>
- Hinojosa-Flores, I. D., Skutsch, M., & Mustalahti I. (2016). Impacts of Finnish cooperation in the Mexican policy making process: From the community forest management to the liberalization of forest services. *Forest Policy and Economics*, 73(2016), 229–238. <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2016.09.011>

- Instituto Nacional de Geografía y Estadística (INEGI). (2022). Uso de suelo y vegetación/ Clima. <https://www.inegi.org.mx>
- Jiménez-González, A., Macías-Egas, Á. F., Ramos-Rodríguez, M. P., Tapia-Zúñiga, M. V., & Blandariz, S. R. (2019). Indicadores de sostenibilidad con énfasis en el estado de conservación del bosque seco tropical. *Revista Cubana de Ciencias Forestales*, 14(2), 197–211. <http://cfores.upr.edu.cu/index.php/cfores/article/view/412>
- Linser, S., Wolfslehner, B., Bridge, S. R. J., Gritten, D., Johnson, S., Payn, T.,..., & Robertson, G. (2018). 25 years of criteria and indicators for sustainable forest management: How intergovernmental C & I processes have made a difference. *Forests*, 9(578), 1–21. <https://doi.org/10.3390/f9090578>
- López-Arzola, R. (2004). El empoderamiento del manejo forestal comunitario en Oaxaca. La unión de comunidades forestales y ejidos de Oaxaca (pp. 147–162).
- Picard, N., Gourlet-Fleury, S., & Forni, E. (2012). Stock recovery rates are not the panacea to assess timber yield sustainability: Evidence from managed Central African forests. *Forest Ecology and Management*, 281(2012), 12–22. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.06.013>
- Piponiot, C., Derroire, G., Descroix, L., Mazzei, L., Rutishauser, E., Sist, P., & Hérault, B. (2018). Assessing timber volume recovery after disturbance in tropical forests – A new modelling framework. *Ecological Modelling*, 384(2018), 353–369. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2018.05.023>
- Quiñonez-Barraza, G., Tamarit-Urias, J. C., Martínez-Salvador, M., García-Cuevas, X., De los Santos-Posadas, H. M., & Santiago-García, W. (2018). Densidad máxima y diagrama de manejo de la densidad para bosques mezclados de Durango, México. *Revista Chapingo, Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 24(1), 73–90. <https://doi.org/10.5154/r.rchscfa.2017.09.056>
- Rao-Qiong, Y., Pei-Li, F., Ze-Xin F., Shankar, P., Jie, G., Ying, N.,..., & Achim, B. (2022). Growth-climate sensitivity of two pine species shows species-specific changes along temperature and moisture gradients in southwest China. *Agricultural and Forest Meteorology*, 318 (2022), 108907. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2022.108907>
- R Core Team. (2021). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. <https://www.r-project.org/>
- Rodríguez-Franco, C., & Conje, J. (2022). The Evolution of the Dialogue and Perspectives on Sustainable Forest Management with Special Emphasis on the United States of America. *Journal of Sustainable Forestry, Ahead-of-print*, 1-45. <https://doi.org/10.1080/10549811.2022.2059687>
- Salas-Garita, C., & Soliño, M. (2021). Set of reference indicators for the evaluation of sustainable management of natural forests in Costa Rica: The relevance of the institutional dimension. *Ecological Indicators*, 121(2021), 106979.

<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106979>

- Servicio Forestal Sierra Oaxaca S.C. (2014). Estudio de Cuenca de Abastos de la Umafor 2012 “Sierra Sur, Zimatlán, Sola de Vega, Valles centrales”. Documento técnico.
- Sistema Nacional de Información y Gestión Forestal (SNIGF). (2022). UMAFORES - snigf. <https://snigf.cnf.gob.mx/umafores/>
- Soto-Cervantes, J. A., Padilla-Martínez, J. R., Domínguez-Calleros, P. A., Carrillo-Parra, A., Rodríguez-Laguna, R., Pompa-García, M.,..., & Corral-Rivas, J. J. (2021). Effect of four silvicultural treatments on timber production in a Forest in Durango Introduction. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 12(67), 56–80. <https://doi.org/10.29298/rmcf.v12i67.991>
- Sperry, J. S., Meinzer, F. C., & McCulloh, K. A. (2008). Safety and efficiency conflicts in hydraulic architecture: Scaling from tissues to trees. *Plant, Cell and Environment*, 31(2008), 632–645. <https://doi.org/10.1111/j.1365-3040.2007.01765.x>
- 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.,..., & Aguirre-Calderón, C. G. (2017). SiBiFor: Forest Biometric System for forest management in Mexico. *Revista Chapingo, Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 23(3), 437–455. <https://doi.org/10.5154/r.rchscfa.2017.06.040>
- Vidal, E., West, T. A. P., & Putz, F. E. (2016). Recovery of biomass and merchantable timber volumes twenty years after conventional and reduced-impact logging in Amazonian Brazil. *Forest Ecology and Management*, 376(2016), 1–8. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.06.003>

4 CONCLUSIONES GENERALES

El bosque de la UMAFOR 2012 ha sido sostenido en los últimos 200 años. Las principales especies forestales se han mantenido a través del tiempo, así como el rendimiento maderable de árboles de distintas vegetaciones y bajo diferentes sistemas silvícolas. Las prácticas culturales aplicadas a partir de la década de 1950 ayudaron a mantener la estructura y composición del bosque bajo manejo. Asimismo, favorecieron directamente al rendimiento maderable de las 13 especies estudiadas; es decir, los árboles de establecidos recientemente presentaron mayores dimensiones (altura y diámetro) que aquellos establecidos anteriormente, comparados a la misma edad.

5 APÉNDICES

Apéndice 1. Ecuaciones de regresión estimadas para las variables diámetro del tocón y altura de las nueve especies restantes.

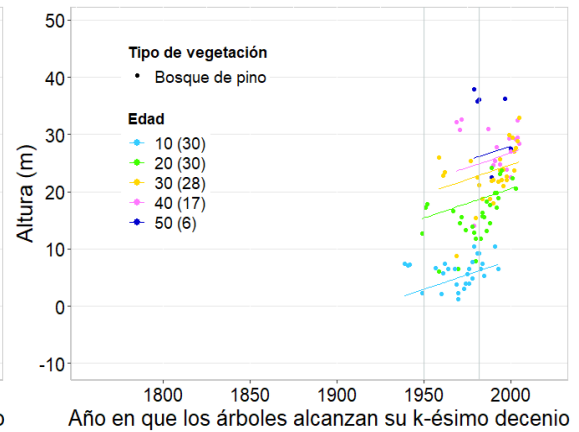
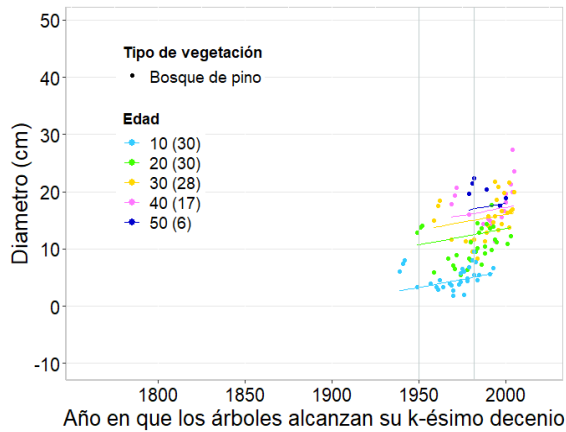
Especies	Diámetro a la sección del tocón	Altura
<i>Pinus leiophylla</i>	$\hat{d}_{kj} = 15.15 - \frac{133.65}{k} + 0.04 y_{kj}$	$\hat{h}_{kj} = 22.06 - \frac{198.01}{k} + 0.009 y_{kj}$
<i>Pinus maximinoi</i>	$\hat{d}_{kj} = 11.03 - \frac{125.87}{k} + 0.11 y_{kj}$	$\hat{h}_{kj} = 22.13 - \frac{252.09}{k} + 0.16 y_{kj}$
<i>Pinus montezumae</i>	$\hat{d}_{kj} = 15.54 - \frac{140.92}{k} + 0.07 y_{kj}$	$\hat{h}_{kj} = 22.20 - \frac{243.51}{k} + 0.18 y_{kj}$
<i>Pinus oaxacana</i>	$\hat{d}_{kj} = 10.19 - \frac{129.08}{k} + 0.14 y_{kj}$	$\hat{h}_{kj} = 16.09 - \frac{197.49}{k} + 0.14 y_{kj}$
<i>Pinus oocarpa</i>	$\hat{d}_{kj} = 16.33 - \frac{145.95}{k} + 0.06 y_{kj}$	$\hat{h}_{kj} = 22.41 - \frac{235.69}{k} + 0.15 y_{kj}$
<i>Pinus patula</i>	$\hat{d}_{kj} = 11.69 - \frac{95.76}{k} + 0.18 y_{kj}$	$\hat{h}_{kj} = 16.57 - \frac{168.19}{k} + 0.29 y_{kj}$
<i>Pinus michoacana</i>	$\hat{d}_{kj} = 8.89 - \frac{93.81}{k} + 0.07 y_{kj}$	$\hat{h}_{kj} = 9.41 - \frac{126.59}{k} + 0.11 y_{kj}$
<i>Pinus pseudostrobus</i>	$\hat{d}_{kj} = 9.47 - \frac{118.96}{k} + 0.12 y_{kj}$	$\hat{h}_{kj} = 15.15 - \frac{215.53}{k} + 0.15 y_{kj}$
<i>Pinus teocote</i>	$\hat{d}_{kj} = 8.12 - \frac{107.74}{k} + 0.11 y_{kj}$	$\hat{h}_{kj} = 14.41 - \frac{169.33}{k} + 0.08 y_{kj}$

Los $p - value$ fueron < 0.05 por lo que se rechazó H_0 , por lo tanto, las pendientes fueron no negativas.

Apéndice 2. Patrones de las pendientes por decenio de diámetros y alturas alcanzadas por árboles de la misma edad, pero establecidos en diferentes años.

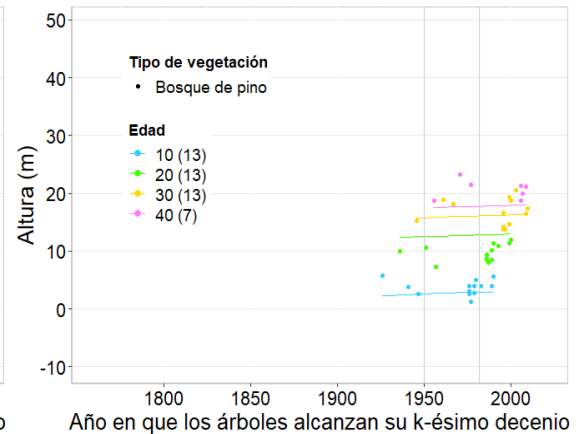
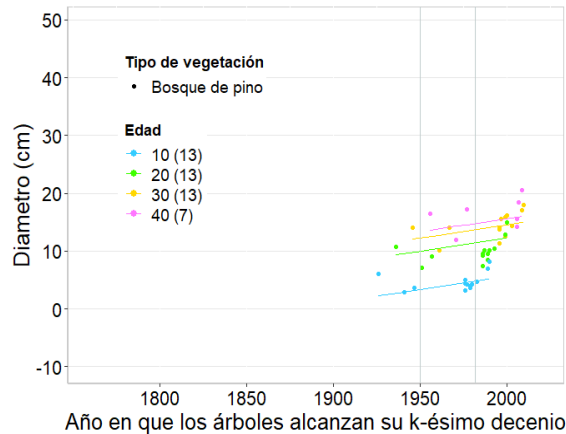
Pinus oocarpa

Calidad 2



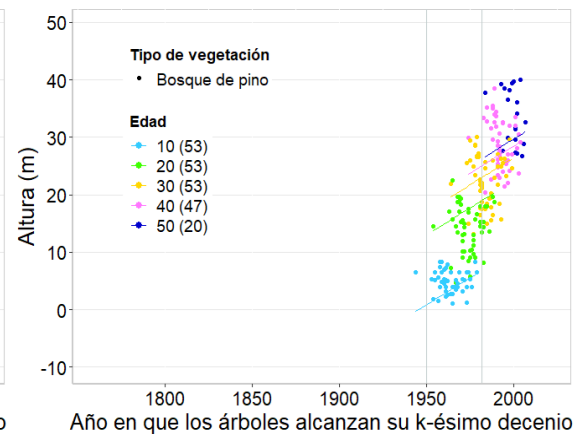
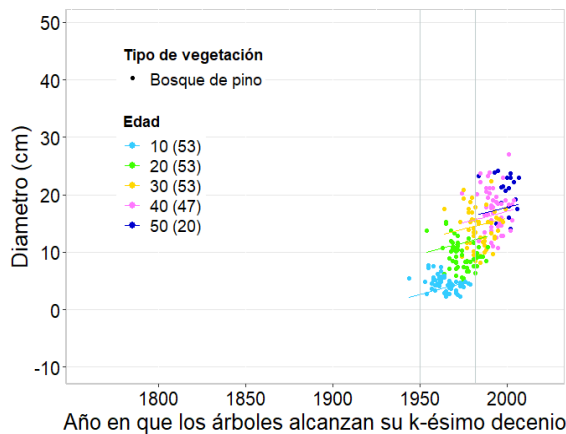
Pinus leiophylla

Calidad 2



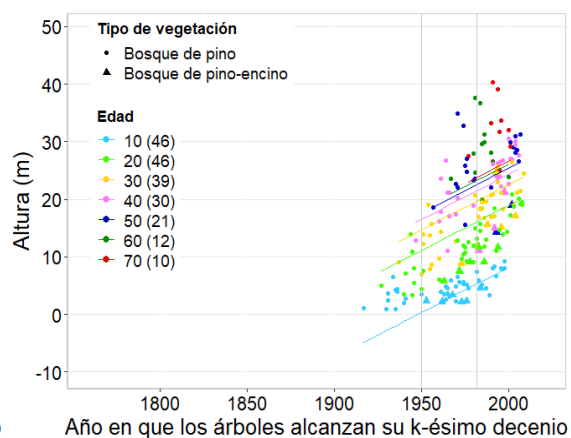
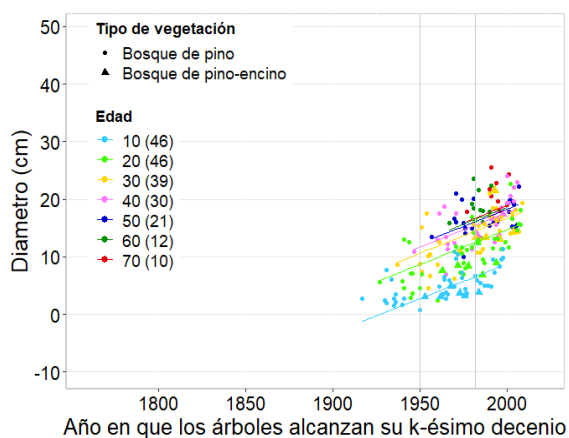
Pinus montezumae

Calidad 2



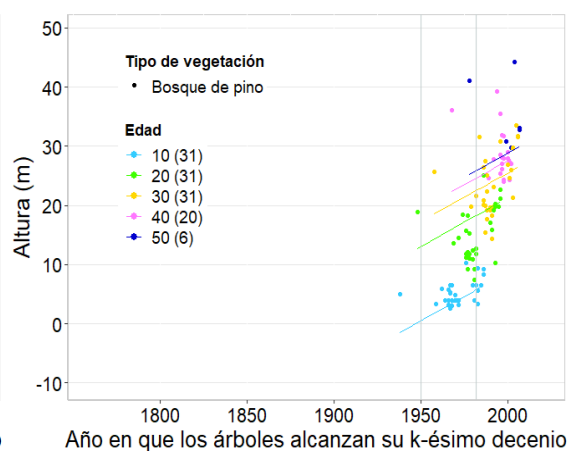
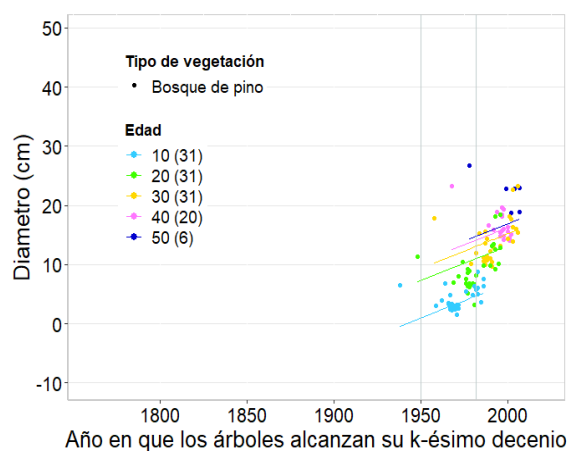
Pinus pseudostrobus

Calidad 1



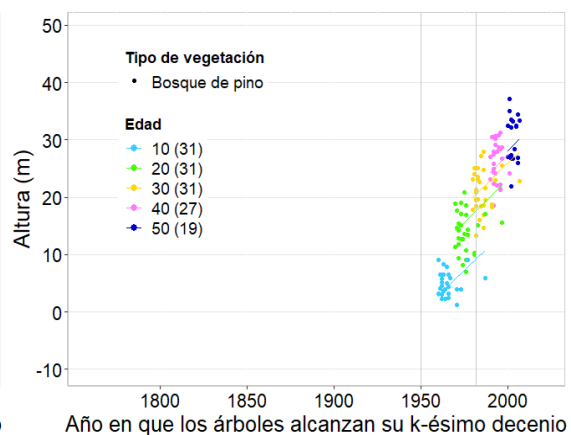
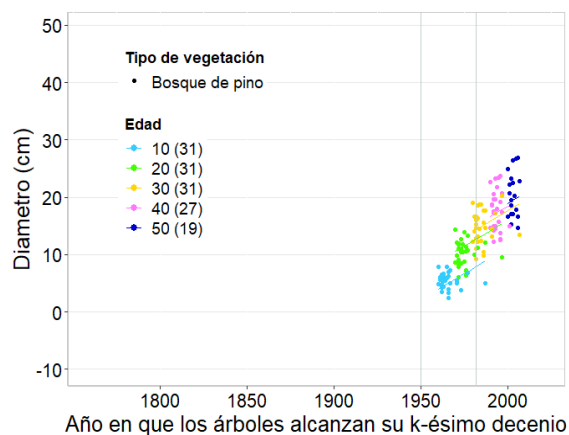
Pinus maximinoi

Calidad 2



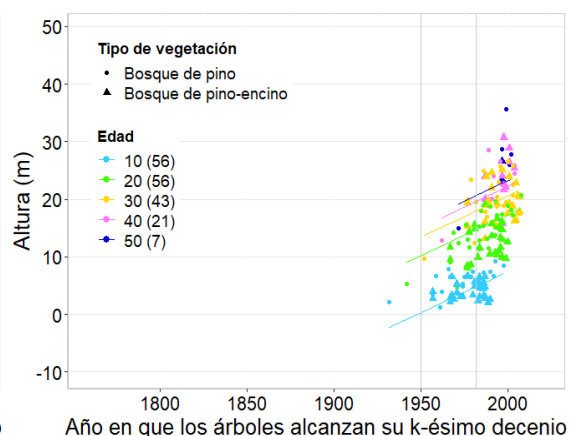
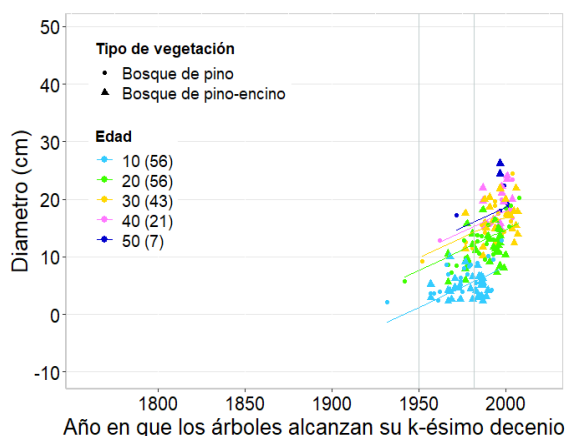
Pinus patula

Calidad 2



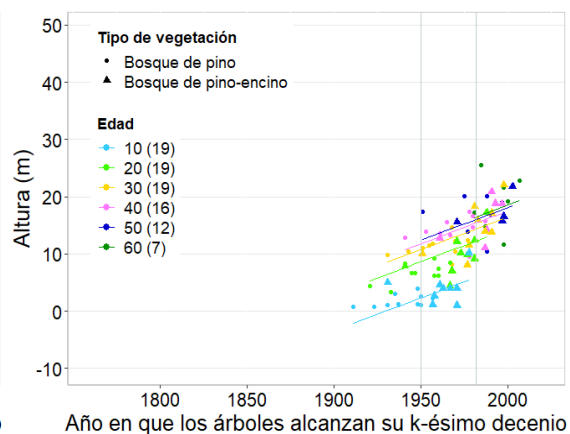
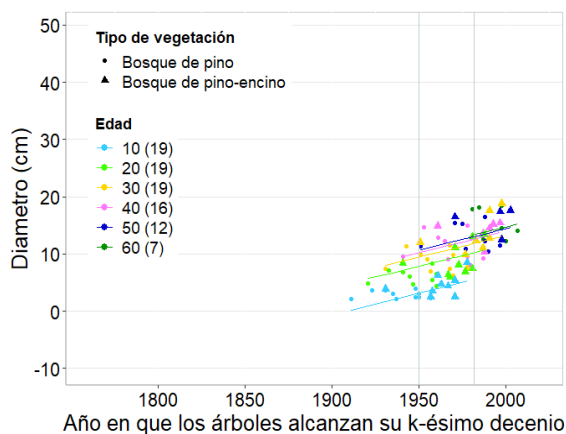
Pinus oaxacana

Calidad 2



Pinus michoacana

Calidad 3



Pinus teocote

Calidad 2

