



Universidad Nacional Autónoma de México
Posgrado en Ciencias de la Sostenibilidad
Facultad de Ciencias
Restauración Ambiental

Análisis socioecológico de dos sistemas silvícolas en los ejidos Llano Grande y Las Minillas, Puebla.

TESIS

Que para optar por el grado de
Maestro en Ciencias de la Sostenibilidad

Presenta:

RICARDO BALAM CASTRO TORRES

Tutor principal

Dr. Leopoldo Galicia Sarmiento
Instituto de Geografía-UNAM

Comité Tutor

Dra. Tuyeni Heita Mwampamba
Instituto de Investigaciones en Ecosistemas y Sustentabilidad - UNAM
Dra. M. Isabel Ramírez Ramírez
Centro de Investigaciones en Geografía Ambiental - UNAM



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

Coordinación de Estudios de Posgrado
Ciencias de la Sostenibilidad
Oficio: CEP/PCS/014/20
Asunto: Asignación de Jurado

M. en C. Ivonne Ramírez Wence
Directora General de Administración Escolar
Universidad Nacional Autónoma de México
Presente

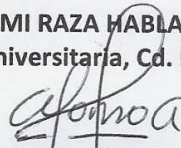
Me permito informar a usted, que el Comité Académico del Programa de Posgrado en Ciencias de la Sostenibilidad, en su quincuagésimo primera sesión del 8 de octubre del 2019, aprobó el jurado para la presentación del examen para obtener el grado de **MAESTRO EN CIENCIAS DE LA SOSTENIBILIDAD**, del alumno **Castro Torres Ricardo Balam** con número de cuenta **307017569** con la tesis titulada "Análisis socioecológico de dos sistemas silvícolas en los ejidos Llano Grande y Las Minillas, Puebla", bajo la dirección del Dr. Leopoldo Galicia Sarmiento.

PRESIDENTE: DRA. MARIANA BENÍTEZ KEINRAD
VOCAL: DRA. TUYENI HEITA MWAMPAMBA
SECRETARIO: DRA. VÉRONIQUE SOPHIE AVILA FOUCAT
VOCAL: DRA. MARÍA ISABEL RAMÍREZ RAMÍREZ
VOCAL: DR. LEOPOLDO GALICIA SARMIENTO

Sin más por el momento me permito enviarle un cordial saludo.

ATENTAMENTE,

"POR MI RAZA HABLARA EL ESPIRITU"
Cd. Universitaria, Cd. Mx., 27 de enero de 2020.


Dr. Alonso Aguilar Ibarra
Coordinador
Posgrado en Ciencias de la Sostenibilidad, UNAM

Creo en el mundo como en una margarita,
Porque lo veo. Pero no pienso en él
Porque pensar es no comprender...

El mundo no se hizo para que lo pensáramos
(Pensar es estar enfermo de los ojos)
Sino para mirarnos en él y estar de acuerdo...

No tengo filosofía: tengo sentidos...
Si hablo de la Naturaleza no es porque sepa lo que ella es,
Si no porque la amo, y la amo por eso,
Porque quien ama nunca sabe lo que ama
Ni sabe porque ama, ni lo que es amar...

Amar es la inocencia eterna,
Y la única inocencia es no pensar...

Alberto Caeiro

AGRADECIMIENTOS

A la **Universidad Nacional Autónoma de México** y a la sociedad mexicana por permitirme realizar un estudio de posgrado de la más alta calidad.

Al **Posgrado en Ciencias de la Sostenibilidad** por permitirme concretar una formación académica de alta calidad bajo la más alta exigencia, y al **Programa de Apoyo a los Estudiantes de Posgrado (PAEP)** por permitirme asistir como ponente al Encuentro de Geógrafos de América Latina (ENEG, 2019), realizado en la ciudad de Quito, Ecuador.

Al **Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT)** por la beca de estudios de posgrado otorgada bajo el CVU con número de registro 859587

Al proyecto **CONACyT**, Impactos del manejo forestal y los servicios ecosistémicos en bosques templados del centro de México. Responsable: Dr. Leopoldo Galicia Sarmiento, periodo agosto 2016 julio 2018 con clave 314, por facilitar el financiamiento de las salidas de campo.

A los ejidos **Llano Grande** y **Las Minillas** por abrirnos sus puertas y permitirnos trabajar con ellos.

Al **Instituto de Geografía** por facilitarme un espacio para desarrollar mi proyecto de tesis.

Al **Dr. Leopoldo Galicia** por ser el director de este trabajo

A la **Dra. Tuyeni Heita Mwampamba** y a la **Dra. Isabel Ramírez Ramírez** por aceptar ser miembro del Comité Tutor y del jurado.

A la **Dra. Mariana Benitez Keinrad** y a la **Dra. Sophie Ávila Foucat** por aceptar ser miembro del jurado.

AGRADECIMIENTOS PERSONALES

A Laura Oliva. Fue genial haberte conocido y consolidar una amistad tan extraordinaria. Gracias por darme la oportunidad de trabajar a tu lado, por todo lo que me has enseñado y por siempre escucharme y apoyarme en todas mis ocurrencias. Te quiero.

A mi asesor Polo, por todo el apoyo que me ofreciste, tanto en la cuestión académica como en la personal. Eres un gran asesor y amigo. Espero que esto sólo sea el principio de una larga y próspera colaboración.

A toda la gente de los ejidos Llano Grande y Las Minillas que siempre me recibieron con mucha hospitalidad y siempre estuvieron dispuestos a ayudarme en lo que necesité. Muchas gracias por todo lo que me enseñaron en cada momento que compartí con ustedes.

Al mejor cubículo del mundo, y principalmente a Laura, Eliza, Ileana, Isela y Mel por todos los seminarios y pláticas que compartí con ustedes. En cada comentario y cuestionamiento hicieron que mi trabajo fuera un resultado colectivo del cual me siento muy orgulloso. ¡Gracias a todas!

A mis amigos y profesores del Posgrado. En estos años aprendí como nunca lo había hecho.

Al Dr. Vidal por toda la ayuda que me ha ofrecido desde que empecé a estudiar el manejo forestal.

A Karina Jiménez. Sin tu trabajo de tesis no hubiera nacido en mí el amor por la ecología ni la inspiración para querer seguir explorando este tema.

A la comunidad Tlalayote por abrirme sus puertas y por ser las mejores roomies que he tenido en la vida, no tengo pruebas, pero tampoco dudas. Gran parte de este trabajo fue resultado de tener un espacio tan maravilloso como el que compartí con ustedes.

A los amigos de toda la vida por estar siempre presentes.

A mis padres por el cariño y apoyo incondicional que siempre me acompaña.

A Day. La sorpresa más grande que me pudo haber dado la vida durante el posgrado. Gracias por tú compañía, cariño y apoyo. Desde que te conocí nunca he dejado de aprender y de querer ser mejor ser humano.

CONTENIDO

RESUMEN	9
INTRODUCCIÓN	11
SERVICIOS ECOSISTÉMICOS DEL BOSQUE	14
MANEJO FORESTAL SOSTENIBLE	18
ESTRUCTURA Y COMPOSICIÓN DE UN BOSQUE MANEJADO	20
SISTEMAS SOCIOECOLÓGICOS Y MANEJO DE BOSQUES TEMPLADOS	22
MARCOS PARA ANÁLISIS DE BOSQUES COMO SOCIOECOSISTEMAS	24
EL MANEJO FORESTAL EN MÉXICO	28
Método Mexicano de Ordenamiento de Bosques Irregulares (MMOBI)	28
Método de Desarrollo Silvícola (MDS)	29
PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA	30
HIPÓTESIS Y OBJETIVOS	30
Objetivo General	31
Objetivos Particulares	31
MÉTODOS	32
Sitios de estudio	32
Llano Grande	32
Las Minillas	33
Construcción de los modelos de Sistemas Socio Ecológicos de los sitios de estudio	35
Identificación de variables socio-ecológicas para la construcción de un marco socioecológico	37
Análisis de cambio de cobertura y uso del suelo	39
Análisis de la estructura, composición y diversidad de los sistemas de manejo	40
Identificación de los servicios ecosistémicos	43
Identificación de indicadores de manejo forestal sustentable	44
RESULTADOS	46
Caracterización del sistema socio ecológico: Modelo de análisis SES	46
Caracterización del sistema de recurso (RS) en Llano Grande	47
Caracterización de las unidades de recurso (UR) en Llano Grande	48
Caracterización del sistema de recurso (RS) en Las Minillas	50
Caracterización de las unidades de recurso (UR) en Las Minillas	52
Análisis de la dinámica espacio temporal de las unidades del recurso (UR8)	53
Dinámica de la estructura forestal bajo manejo	55
Método de Desarrollo Silvícola	55
Método Mexicano de Ordenamiento de Bosques Irregulares	70
Identificación de servicios ecosistémicos	77
Servicios ecosistémicos en MDS	77
Servicios ecosistémicos del MMOBI	81
DISCUSIÓN	83
Operacionalización del marco integrado para el análisis socioecológico de los efectos del manejo forestal	84
Efectos de las Variables exógenas en las interacciones y respuestas de los SSE	84
Valor económico de la madera como conductor de cambio socioecológico	85
Servicios ecosistémicos como resultados de las interacciones socioecológicas	89
Sostenibilidad del manejo forestal en Llano Grande y las Minillas	91
La certificación del manejo forestal como instrumento económico que ha determinado la estructuración del Manejo Forestal en México.	92
CONCLUSIONES	95
BIBLIOGRAFÍA	97

ÍNDICE DE FIGURAS

<i>Figura 1 Evolución del concepto de servicios ecosistémicos y su clasificación según IPBES (2017).....</i>	<i>15</i>
<i>Figura 2 Marco teórico de Socio-ecosistemas.</i>	<i>26</i>
<i>Figura 3Estrategia silvícola empleada en el MMOBI. Elaboración propia.....</i>	<i>28</i>
<i>Figura 4 Estrategia silvícola implementada en el MDS bajo método de corta total.</i>	<i>29</i>
<i>Figura 5. Ejido Llano Grande</i>	<i>33</i>
<i>Figura 6 Ejido Las Minillas.</i>	<i>34</i>
<i>Figura 7 Marco SES adaptado para el manejo forestal templado en México</i>	<i>37</i>
<i>Figura 8 Características de los Sitios Permanente para la Evaluación de la Diversidad Florística (SPED).</i>	<i>40</i>
<i>Figura 9. Ruta metodológica para el monitoreo de los impactos del manejo forestal.....</i>	<i>42</i>
<i>Figura 10 Modelo de análisis de socioecosistemas forestales.....</i>	<i>46</i>
<i>Figura 11 Delimitación de rodales y subrodales en el Ejido Llano Grande</i>	<i>47</i>
<i>Figura 12 Abundancia relativa de las especies arbóreas del bosque en el ejido Llano Grande.....</i>	<i>50</i>
<i>Figura 13 Delimitación de rodales en el ejido Las Minillas (Fuente: Plan de manejo forestal, 2008).....</i>	<i>51</i>
<i>Figura 14 Histograma de alturas en los tratamientos silvícolas de MDS.</i>	<i>57</i>
<i>Figura 15 Histograma de DAP en los tratamientos silvícolas de MDS.....</i>	<i>58</i>
<i>Figura 16 Histograma de edades en los tratamientos silvícolas de MDS.</i>	<i>59</i>
<i>Figura 17 Histograma de biomasa en los tratamientos silvícolas de MDS.....</i>	<i>60</i>
<i>Figura 18 Histograma de alturas en los tratamientos silvícolas de MMOBI</i>	<i>71</i>
<i>Figura 19 Histograma de DAP en los tratamientos silvícolas de MMOBI.....</i>	<i>72</i>
<i>Figura 20 Histograma de biomasa en los tratamientos silvícolas de MMOBI.....</i>	<i>73</i>
<i>Figura 21 Oferta de servicios ecosistémicos posterior a la Corta de Regeneración.</i>	<i>80</i>
<i>Figura 22 Oferta de servicios ecosistémicos posterior a la Corta de Regeneración.</i>	<i>82</i>
<i>Figura 23 Operacionalización del marco integrado para el análisis de los impactos del Método de Desarrollo Silvícola en el ejido Llano Grande</i>	<i>87</i>
<i>Figura 24 Operacionalización del marco integrado para el análisis de los impactos del Método Mexicano de Ordenamiento de Bosques Irregulares en el ejido Las Minillas</i>	<i>88</i>
<i>Figura 25 Criterios e indicadores del manejo forestal, dimensión teórica, gubernamental y FSC.....</i>	<i>93</i>

ÍNDICE DE TABLAS

<i>Tabla 1 Ecuaciones alométricas empleadas para el cálculo de biomasa</i>	<i>41</i>
<i>Tabla 2 Servicios ecosistémicos relacionados con las variables analizadas en los sitios de estudio</i>	<i>43</i>
<i>Tabla 3 Categorías y variables para analizar la sustentabilidad del manejo forestal</i>	<i>44</i>
<i>Tabla 4 Descripción de las variables seleccionadas para la caracterización y análisis de los socioecosistemas forestales</i>	<i>45</i>
<i>Tabla 5 Dinámica de la cubierta forestal para dos sistemas silvícolas.</i>	<i>53</i>
<i>Tabla 6 Descripción cuantitativa de la estructura y composición arbórea correspondiente a cada tratamiento silvícola.</i>	<i>55</i>
<i>Tabla 7 Densidad del estrato arbóreo, arbustivo y herbáceo para cada tratamiento silvícola.</i>	<i>56</i>
<i>Tabla 8 Composición del estrato arbóreo, arbustivo y herbáceo de los tratamientos silvícolas del MDS.....</i>	<i>61</i>
<i>Tabla 9 Composición del estrato arbustivo y herbáceo posterior a una Corta de Liberación</i>	<i>62</i>
<i>Tabla 10. Composición arbórea, arbustiva y herbácea posterior a la primera corta de Aclareo (1A).....</i>	<i>64</i>
<i>Tabla 11 Composición arbórea arbustiva y herbácea posterior a la segunda corta de Aclareo (2A).....</i>	<i>66</i>
<i>Tabla 12 Composición arbórea arbustiva y herbácea posterior a la tercera corta de Aclareo (3A)</i>	<i>67</i>
<i>Tabla 13 Composición arbórea arbustiva y herbácea posterior a la Corta de Regeneración (CR)</i>	<i>69</i>
<i>Tabla 14 Descripción cuantitativa de la estructura y composición de cada tratamiento silvícola.</i>	<i>70</i>
<i>Tabla 15 Densidad del estrato arbóreo, arbustivo y herbáceo para cada tratamiento silvícola.</i>	<i>70</i>
<i>Tabla 16 Estado de los servicios ecosistémicos en cada tratamiento silvícola de MDS.....</i>	<i>77</i>
<i>Tabla 17 Estado de los servicios ecosistémicos en cada tratamiento silvícola de MMOBI.....</i>	<i>81</i>

RESUMEN

La comprensión de las interacciones que ocurren entre la gobernanza de los sistemas sociales y los recursos de uso común es un tema relevante debido a la necesidad de implementar sistemas de manejo sostenibles de los recursos que tengan repercusiones económicas y sociales positivas a nivel local, regional y global. Los ejidos forestales en México poseen condiciones particulares de tenencia de la tierra y de colectividad de los recursos que gestionan. Los recursos forestales en este país son importantes para la economía local y nacional, hecho que los hace ideales para analizar los procesos que influyen en la sostenibilidad de estos ecosistemas y de quienes los habitan y gestionan. De esta forma, el análisis integrado de socioecosistemas permite conocer los impactos de las prácticas de manejo sobre los múltiples servicios ecosistémicos (SE) que oferta el bosque. Este tipo de análisis es fundamental para mejorar el diseño de los sistemas silvícolas y de estrategias de manejo de paisajes funcionales con múltiples servicios.

Este proyecto plantea la construcción de un modelo conceptual para el análisis de socioecosistemas forestales a partir de la integración de tres marcos analíticos y conceptuales de referencia. Este modelo permite identificar las relaciones clave en cada socioecosistema; visualizar los factores regionales y nacionales que tienen efectos locales; e integrar información interdisciplinaria para explicar los efectos de la implementación de un método de manejo selectivo y uno de cortas totales. Para llevar a cabo esta investigación se implementó una metodología cuantitativa y cualitativa para conocer el impacto ambiental y social respectivamente. La respuesta del ecosistema ante las prácticas silvícolas fue evaluado a través de indicadores de estructura, composición y fertilidad del suelo, interpretados como servicios ecosistémicos. Este trabajo se realizó en colaboración con la Lic. Laura Sánchez Nupan, quien analizó la respuesta social ante el flujo de servicios ecosistémicos resultante de cada práctica de manejo fue evaluada por medio de encuestas, entrevistas y talleres participativos. Se analizó el nivel de organización respecto a la gestión del recurso y la percepción de los actores sobre los servicios ecosistémicos.

Los resultados de esta investigación muestran como el Método de Desarrollo Silvícola (MDS), como sistema de cortas totales orientado al aumento de la producción de madera, ha simplificado la complejidad de la estructura del bosque, principalmente en el estrato arbóreo. Por otra parte, las cortas selectivas del Método Mexicano de Ordenamiento de Bosques Irregulares (MMOBI) generan un régimen de perturbación más frecuente, pero de menor intensidad. En este sistema existe una

mayor diversidad y complejidad estructural relativa, y también una menor provisión de madera respecto al sistema de cortas totales. La simplificación del ecosistema forestal reduce su nicho ecológico y por lo tanto su potencial para generar hábitat en el bosque para una mayor diversidad de especies.

Concluimos que la sostenibilidad de los dos socioecosistemas analizados no depende únicamente del sistema silvícola implementado, ya que existen otros factores a escala local, regional y nacional que influyen sobre la percepción y el interés de los ejidatarios hacia los servicios ecosistémicos que aprovechan del bosque. A lo largo de este trabajo identificamos diferentes elementos que han facilitado u obstaculizado las condiciones para que las comunidades mejoren sus sistemas de gobernanza, la condición de sus recursos y su relación con otras instituciones. Finalmente, consideramos que este trabajo es un ejemplo del potencial que tiene la colaboración interdisciplinaria para la construcción de escenarios futuros que analicen la trayectoria de los socioecosistemas, y mejorar la toma de decisiones a diferentes niveles de gobernanza.

INTRODUCCIÓN

La superficie forestal mundial supera los 4 mil millones de hectáreas, lo que equivale al 31% de la superficie terrestre libre de hielo (FRA2015). Los ecosistemas forestales son altamente vulnerables al cambio climático (Brecka & Shahi, 2018), al cambio de uso del suelo y a la pérdida de biodiversidad (Bradshaw & Di Minin, 2019), por lo que su manejo sustentable y conservación son de los mayores desafíos científicos y de gestión en la actualidad (Messier *et al.*, 2015).

En general, el manejo forestal está basado en la extracción de madera y se centraliza en pocas especies de interés comercial, generando pérdidas de otros recursos forestales maderables y no maderables, la extinción local de especies comerciales y la reducción de la biodiversidad (Hoekstra, Boucher, Ricketts, & Roberts, 2005; Nasi & Frost, 2009). Entonces, si el mantenimiento de la diversidad es una meta importante del manejo forestal sustentable, es clave entender cómo diferentes intensidades de remoción de biomasa afectan la composición de especies y las trayectorias sucesionales en los bosques con aprovechamiento forestal maderable (Brewer, *et al.*, 2012; Franklin & Van Pelt, 2004).

En este sentido, uno de los principales problemas es que las estrategias de manejo de ecosistemas forestales se han enfocado en aumentar el flujo de provisión de un solo servicio ecosistémico (Bennett, Peterson, & Gordon, 2009), provisión de madera (Aguirre-Calderón, 2015). Sin embargo, no se ha considerado que mayoría de los casos los ecosistemas forestales proveen múltiples servicios ecosistémicos (SE) (Galicia & Zarco-Arista, 2014; Monárrez-González *et al.*, 2018) y que interactúan entre ellos en diferentes escalas espacio-temporales. Asimismo los estudios que los evalúan integradamente son escasos (Carpenter *et al.*, 2009).

El bosque templado es un ecosistema fundamental para la vida en el planeta debido al amplio rango de beneficios sociales, económicos y ambientales que ofrece. En la última década algunos autores han propuesto un cambio de paradigma en el aprovechamiento forestal, de un manejo basado estrictamente en la extracción de madera a uno multipropósito (Galicia & Zarco-Arista, 2014; Monárrez-González *et al.*, 2018, Nölte *et al.*, 2018). Este último incluye la producción de recursos forestales múltiples tanto maderables como no maderables, que además busca maximizar el potencial de almacenamiento de carbono, el mantenimiento de la biodiversidad y de la provisión

de servicios ecosistémicos que garanticen no sólo el abastecimiento de recursos sino también la regulación y el soporte de los ecosistemas (MEA, 2005).

Turner y Daily (2008); Braat y De Groot (2012) señalan el potencial del marco de servicios ecosistémicos (SE) que permite conectar el conocimiento de las funciones de los ecosistemas con el bienestar humano y el valor de la naturaleza a la sociedad. En este sentido los ecosistemas forestales proveen múltiples SE, como la creación y regulación del hábitat para la biodiversidad, la regulación del ciclo de carbono y la provisión de materias primas, entre otros beneficios (Bennett et al., 2009).

Esta variedad de SE ha sido afectada en muchos casos negativamente por las estrategias de manejo forestal implementadas en gran parte de los bosques templados occidentales (Mason & Perks, 2011), que se enfocan en potenciar la capacidad de estos ecosistemas para la provisión de madera debido al aumento en la demanda de productos forestales (Bettinger *et al.*, 2017). Si bien se han planteado estrategias silvícolas sustentables que comprenden actividades encaminadas al aprovechamiento y conservación de los recursos forestales (Aguirre-Calderón, 2015; Rubio-Camacho *et al.*, 2017), es inevitable causar disyuntivas entre los SE que resultan de las acciones de aprovechamiento. Hacer explícitas tales disyuntivas ha sido reconocido como una misión en la investigación de SE (Carpenter et al., 2009; Daily et al., 2009).

El manejo forestal puede ser analizado y clasificado de acuerdo con la intensidad con la que es aprovechado (Sing *et al.*, 2018). Por ejemplo, se ha documentado que bajo ciertas condiciones los métodos intensivos de manejo tienen beneficios como el secuestro de carbono, la retención del suelo y la disminución de riesgos a partir del aumento de la estabilidad del suelo (Duncker et al., 2012; Jandl et al., 2007). Sin embargo, las mismas prácticas silvícolas también causan perturbaciones que afectan la calidad del agua, liberan carbono del suelo y reducen la diversidad biológica (Baker et al., 2015). Asimismo, las estrategias de manejo forestal que imitan las perturbaciones naturales conllevan un menor impacto en la diversidad y estructura del arbolado (Lindenmayer *et al.*, 2006), pero traen con ello una reducción en el servicio de provisión de madera (Galicia y Zarco, 2014; Monárrez-González *et al.*, 2018) y un menor ingreso económico para los productores forestales (Nölte, Meilby, & Yousefpour, 2018).

Actualmente, la comprensión sobre las interacciones que ocurren entre el manejo de los bosques y los SE va en aumento (Kalaba, 2014). En los últimos años ha tomado más importancia la necesidad de desarrollar un acercamiento socioecológico que considere la amplia gama de actores que

participan en el diseño de los planes de manejo forestal y en la coproducción de los servicios SE derivados de ese manejo (Carpenter *et al.*, 2009). De esta forma se espera que los procesos de toma de decisión transiten de aproximaciones basadas en la gestión de un servicio específico como la provisión de madera a métodos que pongan atención a paisajes funcionales con múltiples SE como objetivo a través del análisis de socioecosistemas forestales (Galicia *et al.*, 2018; Primmer & Furman, 2012).

SERVICIOS ECOSISTÉMICOS DEL BOSQUE

Los servicios ecosistémicos es un marco conceptual que ha sido ampliamente utilizado como interpretación de los beneficios que obtiene la sociedad de las funciones de un ecosistema (Daily, 1997; Díaz *et al.*, 2006). Costanza y de Groot *et al.* (2002) distinguen entre bienes como objetos tangibles y servicios como elementos no materiales que derivan de las funciones de los ecosistemas. No obstante, la amplia diversidad de definiciones de SE, todas convergen en que son bienes o servicios que provee la naturaleza de los cuales se beneficia la humanidad de forma directa o indirecta.

Para fines de esta investigación, los SE se definen como: “los elementos y procesos de los ecosistemas que son aprovechados para producir bienestar humano directa o indirectamente” (Fischer *et al.*, 2009). Esta idea se apoya en el concepto de *capital natural*, ya que, desde un punto de vista económico los flujos del ecosistema se consideran un dividendo que la sociedad recibe del capital natural (TEEB, 2010). En este sentido, el bosque templado ofrece una gran variedad de SE como la provisión de madera o como soporte de hábitat para la biodiversidad (Tobón, 2013). Si bien el uso del marco de servicios ecosistémicos ha sido ampliamente aceptado desde un enfoque económico por su potencial para la valorización de los bienes y funciones de los ecosistemas, la propuesta más reciente es de utilizar el marco conceptual y la clasificación de las contribuciones de la naturaleza a la gente (NCP). Esta evolución del concepto responde a la necesidad de ampliar su alcance de ser una herramienta de cuantificación económica y biológica, porque es necesario integrar perspectivas de diversos actores sociales como las comunidades originarias (Díaz *et al.*, 2018) (Fig. 2).

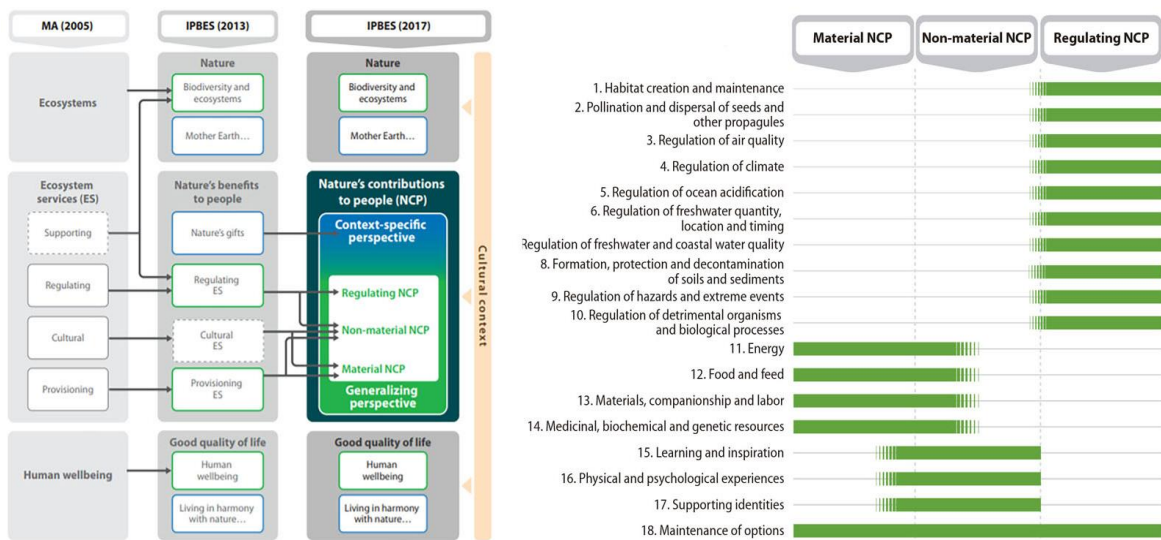


Figura 1 Evolución del concepto de servicios ecosistémicos y su clasificación según IPBES (2017). Fuente: Díaz et al. (2018)

El concepto de SE ha promovido la difusión y valorización de las funciones ecológicas, principalmente de aquellos ecosistemas que presentan un mayor impacto debido a prácticas de manejo inadecuadas o inexistentes. Por lo tanto, el desarrollo de prácticas de manejo que procuren la conservación de estos servicios es básico para garantizar la sostenibilidad de los ecosistemas. En términos pragmáticos, los SE son una forma de caracterizar a las funciones ecosistémicas del bosque dentro de la política pública y la toma de decisiones (Lindig, 2017).

Desde la aparición del concepto de SE, las principales investigaciones se enfocaban en analizar su oferta directa por un determinado ecosistema y la demanda por un cierto grupo de actores. No obstante, la complejidad que caracteriza a un ecosistema genera diferentes interacciones entre múltiples servicios. En términos de gestión de recursos es fundamental conocer la dinámica de los SE más relevantes y de forma integrada (Turkelboom et al. 2016). Cuando dos o más SE interactúan entre sí se pueden generar sinergias o disyuntivas (*trade-offs*) (Howe et al, 2014). Una sinergia es la situación mediante la cual la oferta o provisión de un SE incrementa la disponibilidad o calidad de otro servicio, por ejemplo, los servicios asociados con la fertilidad del suelo permiten una mayor captura de carbono del suelo. En contraste, las disyuntivas entre los SE son situaciones en las cuales el uso de un servicio limita o disminuye la oferta de otro. Las disyuntivas entre servicios pueden

ocurrir *in situ* o en diferentes áreas. Un ejemplo de este tipo de relación es el que ocurre entre el aprovechamiento del servicio de provisión de madera y la captación de agua (Bennett *et al*, 2009).

Los ecosistemas forestales constituyen áreas importantes para la recarga de acuíferos, ya que comúnmente se encuentran ubicados en las partes altas de una cuenca, proveen de agua tanto a la población local como a la que se localiza en las partes más bajas (Galicia y Zarco, 2014). Se estima que, en el caso de México, el 25% del agua que se infiltra a los mantos acuíferos proviene de este proceso (Torres y Guevara, 2002). Por otro lado, la silvicultura también está estrechamente relacionada con las funciones de soporte que mantienen los bosques; se ha reportado que en este ecosistema se almacena en el suelo aproximadamente el 45% del carbono terrestre y, por lo tanto, representan el sumidero primordial para las emisiones de carbón antropogénicas (Mendoza-Ponce y Galicia, 2010).

La relación que existe entre estos servicios y las prácticas de manejo varía según el sistema y los tratamientos silvícolas, las condiciones ambientales y económicas e incluso a los arreglos institucionales de cada lugar han sido documentadas para condiciones en los bosques templados de México (Aguirre-Calderón, 2015; Galicia y Zarco, 2014; Torres-Rojo *et al.*, 2016). El manejo forestal es un conjunto de prácticas que orientan a los dueños de los bosques hacia el aprovechamiento de uno o más SE (Monárrez-González *et al.*, 2018). Tradicionalmente, los planes de manejo tienen como objetivo principal promover la producción de madera y su rentabilidad económica en detrimento de otros servicios (Galicia y Zarco, 2014).

Uno de los efectos más evidentes de las prácticas intensivas de manejo es la pérdida de biodiversidad. En este aspecto Hernández-Salas *et al.* (2013) documentaron casos de manejo forestal en México donde la diversidad arbórea ha sido desplazada en abundancia por las especies de mayor valor productivo y de mayor tasa de crecimiento, además de presentarse una dominancia de especies animales generalistas de bajo valor de conservación sobre otras especies locales (Challenger, 1998). También en términos de biodiversidad existe una disyuntiva entre la priorización de una o dos especies por su valor comercial, ya que se han sustituido bosques mixtos por bosques secundarios dominados principalmente por el género *Pinus* (González Espinosa *et al.*, 2006). Esta última relación se complementa con el proceso de acidificación del suelo el cual tiene una relación directa con la conversión de bosques mixtos a bosques de *Picea*, *Pinus* y *Pseudotsuga* (Francke, 1991).

En cuanto a las sinergias que se producen entre los servicios que ofrecen los bosques templados destaca la regulación de los ciclos de nutrientes, carbono y agua, reflejados en una mayor fertilidad del suelo, el incremento de la productividad primaria, una mayor disponibilidad de materias primas como la madera misma, el agua y alimento (Pérez-Verdín *et al.*, 2011, Dymond *et al.*, 2012), además de mejorar los servicios culturales como la recreación o la belleza escénica (MEA, 2005). A pesar de las sinergias que han sido descritas, las disyuntivas predominan en bosques bajo manejo de cortas totales y con poca diversificación de actividades económicas (Galicia y Zarco-Arista, 2014). La identificación y evaluación de las interacciones entre SE son actividades fundamentales para la construcción de esquemas de manejo forestal que se encaminen hacia la sustentabilidad, no sólo en términos ecológico del bosque, sino del bienestar de las sociedades que los habitan.

MANEJO FORESTAL SOSTENIBLE

El manejo de los recursos forestales se define como las “decisiones y actividades implementadas para el aprovechamiento de los recursos que ofrece el bosque, de forma ordenada y que busca satisfacer las necesidades de la sociedad actual, sin comprometer su permanencia para las generaciones futuras” (Aguirre-Calderón, 2015:17). También se puede entender como el proceso de gestión llevado a cabo por una organización social específica, guiados por objetivos claros y con actividades técnicas implementadas para la obtención de recursos maderables y no maderables (Zerecero y Pérez, 1981; Jardel, 2012). De acuerdo con estas definiciones, el manejo forestal implicó la introducción de prácticas silvícolas, las cuales representan la manipulación de la vegetación en el bosque con el fin de alcanzar un determinado objetivo (Puettmann *et al.*, 2016). Las prácticas de manejo forestal consideran factores económicos, ecológicos y sociales, orientados a la cosecha de madera y a la conservación de los servicios ecosistémicos que provee el bosque (Aguirre-Calderón, 2015). En sus inicios el aprovechamiento de los bosques apenas consideraba el volumen disponible de madera. Sin embargo, ante la rápida pérdida del recurso, los criterios fueron modificados con el fin de perpetuar el aprovechamiento de sus bienes y servicios (Puettmann *et al.*, 2016). Ante este problema se adoptaron medidas como la selección de especies de rápido crecimiento y el establecimiento de periodos de corta. Sin embargo, las consideraciones forestales seguían concentradas en el volumen de biomasa disponible y descuidaban otros aspectos relacionados con la estructura y funciones del bosque (Galicia y Zarco, 2014)

El concepto *manejo sostenible* se refiere al uso, desarrollo y protección de los recursos, tanto naturales como físicos, a una tasa que permite a las personas y comunidades proveerse de bienestar social, económico y cultural en beneficio de su salud y seguridad, mientras mantiene su potencial original a lo largo del tiempo (FAO, 2015). Esto implica la necesidad de diseñar estrategias que consideren no sólo aspectos del ecosistema *per se*, sino a la dinámica y necesidades de la población con la que interactúan, por lo tanto, que cuenten con la capacidad de adaptar los cambios de esta dinámica a través del tiempo (Gilberto *et al.*, 2013). En este contexto, se identifica el concepto de *manejo adaptativo*, el cual es un enfoque que busca integrar la parte operativa del manejo con el aprendizaje sobre los recursos naturales, reduciendo la incertidumbre sobre esta actividad a través del proceso del manejo mismo (Holling, 1986).

La tendencia científica y práctica actual busca diseñar sistemas y métodos de manejo integrales, participativos y con múltiples usos, sin dejar de lado la utilidad de otros productos forestales no maderables con el objetivo de mejorar la calidad de vida de la sociedad y del ecosistema aprovechado (Gadow *et al.*, 2000; Davis *et al.*, 2001). Estas circunstancias dieron origen al concepto de Manejo Forestal Sostenible (MFS), el cual no sólo busca asegurar la producción de bienes y servicios forestales sino conservar las condiciones ecológicas del bosque lo más parecido posible al ecosistema natural (Aguirre-Calderón, 2009). Por lo tanto, el MFS engloba la gestión y uso de los ecosistemas forestales de forma tal que se conserve su diversidad biológica, mantenga niveles de productividad constantes para satisfacer la demanda y necesidades locales, mantenga su capacidad de regeneración y pueda cumplir con sus funciones ecológicas a largo plazo.

A pesar de que el aprovechamiento forestal en México ha transitado del manejo selectivo a prácticas más intensivas (Aguirre-Calderón, 2009), existe una tendencia dominada por la escuela silvícola europea y la dinámica del mercado. En la mayoría de los casos los cambios del sector forestal se han realizado a través de mecanismos nacionales que han abarcado desde vedas forestales en áreas naturales protegidas, hasta programas de pagos por servicios ambientales como incentivos para la conservación de estos ecosistemas (Perevochtchikova, 2014). De acuerdo con este contexto, es necesario hacer énfasis en conocer los impactos socioecosistémicos de las formas predominantes de manejo de bosques en México y conocer qué medidas implementar para asegurar su sostenibilidad.

ESTRUCTURA Y COMPOSICIÓN DE UN BOSQUE MANEJADO

El manejo forestal implica la pérdida total o parcial de la cubierta forestal traducida en apertura de claros y en la pérdida de densidad de la vegetación (Lindenmayer, 2002). Los tratamientos silvícolas abarcan distintos grados de perturbación en el bosque, por ejemplo, el aclareo puede ser puntual y abrir claros apenas reconocibles por métodos de fotointerpretación; eliminar estratos o especies en particular, o eliminar completamente rodales del bosque, dejando grandes superficies desprovistas de árboles (Long *et al.*, 2010).

El dosel comprende la región de las copas y partes superiores de los árboles de un bosque y se considera uno de los principales elementos de la estructura del bosque para describir el funcionamiento de un ecosistema (McElhinny *et al.*, 2005). El dosel es la parte superior de un ecosistema forestal que consiste en el agregado de hojas y ramas de los árboles, arbustos o ambos (Parker, 1995). La estructura del dosel varía en el espacio (horizontal y vertical) y tiempo, es decir, en su posición, extensión, cantidad, tipo y conectividad. Korhonen *et al.* (2006) considera que el dosel es un indicador ecológico multipropósito, el cual es útil para distinguir diferentes hábitats de plantas y animales, evaluar el microclima del piso forestal y las condiciones lumínicas (Rincker, 2004). Por ejemplo, el dosel puede afectar la gama del espectro de luz que se transmite, y así beneficiar a ciertas especies sobre otras (O'Hara, 2014), influyendo en los procesos de regeneración y crecimiento del estrato arbóreo y sotobosque (Spies, 1998).

Los impactos del manejo forestal sobre el bosque varían de acuerdo con los diferentes tratamientos de un sistema silvícola. En los sistemas regulares (cortas totales) se lleva a cabo la extracción total del arbolado en un solo tratamiento, proceso que tiende a homogeneizar la estructura, edad y composición de los árboles del bosque (Woodcock *et al.*, 2015). Por otro lado, prácticas menos intensivas como la corta selectiva, característica de sistemas silvícolas irregulares, al extraer progresivamente a los árboles más viejos ocasiona consecuencias como la pérdida del hábitat para varias especies de invertebrados (Brunet *et al.* 2010) y modifica la estructura del bosque a nivel de paisaje (Cannon *et al.*, 1994), e incluso causa la mortalidad de otras especies herbáceas y arbóreas (Woodcock *et al.*, 2015). De esta forma se hace evidente la importancia de conocer con un amplio nivel de detalle las consecuencias de cada tratamiento silvícola sobre la estructura del bosque.

Si bien la estructura ha sido ampliamente estudiada desde la dasonomía con el fin de mejorar la capacidad productiva de los bosques (Imaña y Encinas, 2008), es preciso evaluar la estructura y

composición de este ecosistema con el fin de conocer mejor las presiones a las que se encuentran sometidos y de esta forma conocer la calidad y cantidad de servicios ecosistémicos que ofrecen además de la provisión de madera (Benavides y Fernández, 2012). La complejidad estructural está compuesta por una gran variación, diversidad y heterogeneidad en los ecosistemas forestales a través del tiempo y espacio y es a partir del reconocimiento de la importancia de estos aspectos que es posible conocer mejor la dinámica de los ecosistemas forestales manejados (Messier *et al.*, 2014). En el contexto del manejo forestal los bosques han sido sometidos a un proceso de simplificación estructural para facilitar su aprovechamiento sistemático (Noss, 1999), por lo tanto, es fundamental analizar los indicadores que describen su nivel de complejidad y así conocer los impactos del manejo forestal sobre estos ecosistemas (Franklin *et al.*, 2000).

SISTEMAS SOCIOECOLÓGICOS Y MANEJO DE BOSQUES TEMPLADOS

El concepto de sistemas socioecológicos se refiere a un concepto holístico, sistémico e integrador entre las actividades humanas y la dinámica de los ecosistemas. Este enfoque de estudio permite desarrollar estrategias alternativas de gestión de los recursos naturales para un diseño de planes de manejo y políticas públicas adecuado a cada tipo de sistema socio-ecológico y escala (Anderies, Janssen, & Ostrom, 2004; Gunderson & Holling, 2002; Norberg & Cumming, 2008). Sin embargo, este enfoque ha sido escasamente desarrollados para los ecosistemas forestales mexicanos.

México posee casi el 2% del total de bosques templados en el mundo, distribuidos en el 17% de su territorio nacional (Challenger & Soberón, 2008). De acuerdo con la Evaluación de los Recursos Forestales Mundiales (FAO, 2015), México es el país número 12 en cuanto a superficie forestal total. Estos datos demuestran el amplio potencial y responsabilidad que tiene México en el campo del manejo y conservación forestal, ya que este ecosistema también ocupa el primer lugar en cuanto al total de especies de plantas registradas en el país con el 25% (CONABIO, 2011).

En cuanto al aprovechamiento forestal, México es reconocido a nivel mundial por el régimen de propiedad social que predomina en sus bosques (Bray & Merino-Pérez, 2002), ya que 51% de éstos se encuentran bajo la categoría de ejidos o comunidades forestales (Cubbage, 2013). La investigación de procesos de gestión y gobernanza de comunidades forestales a partir del uso y aprovechamiento de los recursos forestales y servicios ecosistémicos es relevante (López Barrera, Velázquez, & Merino, 2009). Igual de importante es la relación que tienen estos procesos con el flujo de servicios ecosistémicos resultado de las estrategias silvícolas implementadas: el Método Mexicano de Ordenamiento de Bosques Irregulares (MMOBI) y el Método de Desarrollo Silvícola (MDS), sistemas de cortas selectivas (menor intensidad) y de cortas totales (mayor intensidad) respectivamente. En este contexto, el aprovechamiento forestal en México se encuentra en la disyuntiva de cubrir el enorme déficit de producción maderable que persiste en el país y la tarea de proteger al mismo tiempo la diversidad biológica y la provisión de los servicios ecosistémicos de nuestros bosques (Galicia & Zarco-Arista, 2014; Thompson & Christophersen, 2008).

Si bien la producción forestal como actividad económica depende principalmente de la producción de madera, todos los demás elementos del ecosistema que se dejan de lado cumplen un papel fundamental en las funciones ecológicas del bosque (Galicia & Zarco, 2014). Más allá de la provisión de biomasa, es importante analizar las estrategias de manejo implementadas y sus impactos en

otros SE, que pueden servir como indicadores de sostenibilidad del manejo forestal (Galicia *et al.*, 2018).

Existe una amplia variedad de enfoques, marcos conceptuales y métodos para abordar el estudio de socioecosistemas manejados (Binder *et al.*, 2013). Este trabajo se realizó con base en el marco propuesto por McGinnis & Ostrom (2014) que permite la integración de diferentes marcos conceptuales, como el de SE (Díaz *et al.*, 2018) y el de manejo adaptativo (Gunderson & Holling, 2001). El resultado de este proceso se tradujo en servicios ecosistémicos que fueron analizados como respuesta de las decisiones de manejo y como factores que conducen la organización y toma de decisiones en el sistema de gobernanza local.

Este trabajo hace una interpretación del conjunto de interacciones que se desarrolla en un sistema socioecológico forestal a través del análisis de los efectos de dos sistemas silvícolas con diferentes intensidades de corta. Cada uno implementado en un caso de estudio particular, bajo condiciones físico-geográficas y socioeconómicas distintas, pero anidados en las mismas reglas constitucionales. Por lo que este estudio aporta conocimiento de utilidad como referencia en la implementación de estrategias de manejo forestal comunitario sustentable, programas de pago por servicios ambientales y mecanismos de certificación de manejo forestal sustentable, entre otros.

MARCOS PARA ANÁLISIS DE BOSQUES COMO SOCIOECOSISTEMAS

Diversos especialistas se han interesado en estudiar el manejo de bosques manejados desde la perspectiva de los sistemas socioecológicos complejos (Messier *et al.*, 2013; Williams, 2016). Dentro de este enfoque existen elementos que caracterizan a los bosques como socioecosistemas complejos y que deben considerarse en el manejo forestal (Sabatini *et al.*, 2015; Messier *et al.*, 2013). Estos incluyen a la capacidad del bosque de adaptarse a las presiones externas, donde la heterogeneidad y diversidad de especies son vitales para mantener las funciones ecosistémicas; la jerarquía de las escalas espacio-temporales; la memoria del bosque para mantener sus funciones incluso después de profundas perturbaciones; su capacidad de auto-organizarse; la incertidumbre existente respecto a cambios en el sistema, y finalmente, la importancia de entender que los cambios son una constante en todos los sistemas (Messier *et al.*, 2013).

La complejidad no es una característica exclusiva de los sistemas ecológicos, ya que los sistemas sociales también son complejos (Levin *et al.*, 2013). La incertidumbre es un elemento fundamental de la complejidad y hace referencia a la imposibilidad de predecir los resultados de las interacciones entre sistemas sociales y ecológicos, principalmente cuando los arreglos institucionales son muy variados (Benavides-Solorio *et al.*, 2008).

El estudio de los socioecosistemas ha sido abordado desde diferentes perspectivas (Ávila-Foucat y Perevochtchikova, 2018). Holland (1992 y 2006), Gunderson y Holling (2002) lo enfocaron desde el estudio de los sistemas complejos adaptativos. En este enfoque se plantea el concepto de ciclo adaptativo con el cual se describen los procesos a través de los cuales un sistema complejo se auto-regula como resultado de la influencia de factores externos interactuando con su dinámica interna (Holling, 1986). Esta perspectiva ha sido empleada para comprender los mecanismos de adaptación de ecosistemas, sistemas sociales, instituciones y socioecosistemas (Walker *et al.*, 2006). En cuanto a las interacciones entre los sistemas sociales y ecológicos, Berkes y Folke (1998) definieron como las interacciones entre las prácticas de manejo de un recurso y los mecanismos de la sociedad organizada establecen diferentes niveles de resiliencia. Posteriormente, Ostrom (2009) propone un marco generalizado de socioecosistemas en donde integra sus principios de “Análisis de Desarrollo Institucional” (McGinnis, 2011) para proponer un marco analítico donde las reglas e instituciones formales y no formales regulan las interacciones entre el sistema social y ecológico (Ostrom, 2009). A partir de estos antecedentes se han publicado diversos trabajos en donde se visualizan a los

socioecosistemas como una integración de la organización social y la gestión de recursos naturales con los recursos naturales interconectados a través del flujo de servicios ecosistémicos (Martín-López *et al.*, 2011; Laterra *et al.*, 2015; Perevochtchikova, 2018).

El marco de Sistemas socioecológicos de Ostrom

El marco de análisis de sistemas socioecológicos (SSE) propuesto por Ostrom (2009) está diseñado para el estudio de instituciones, la organización social y gobernanza, y las interacciones entre sistemas sociales y ecológicos. Con esta base, Ostrom (2009) y McGinnis y Ostrom (2014) proponen un marco para el diagnóstico sistemático de la estructura, interacciones y resultados para socioecosistemas. Para este análisis se han propuesto un grupo de variables principales para el estudio de la gobernanza del sistema. De acuerdo con este marco, en los SSE existe una serie de subsistemas clave y cada uno de ellos afecta y es afectado por las interacciones y resultados que se producen en cada momento y lugar concreto, al mismo tiempo que se produce una interacción con sistemas políticos, socioeconómicos y ecológicos de diferentes escalas (Perevochtchikova, 2018).

Las primeras versiones del marco SSE se presentaron en el 2007 a partir del marco de Análisis y Desarrollo Institucional (Institutional Analysis and Development, IAD) orientado al análisis de políticas y diseñado como una herramienta para simplificar el análisis y comprensión de la complejidad que representan las instituciones (McGinnis y Ostrom, 2014). El marco SSE fue propuesto con base en el IAD para clasificar y estructurar la información y el conocimiento (Leslie *et al.*, 2015). Este marco cuenta con una estructura multinivel basado en 8 subsistemas de primer nivel (Fig. 1). Las interacciones (I) entre las unidades de recurso (RU) el sistema del recurso (RS), el sistema de gobernanza (GS) y los actores (A) producen resultados (O). Estas interacciones están subsumidas en un contexto social, económico y político (S) y tienen relación con otros ecosistemas (ECO).

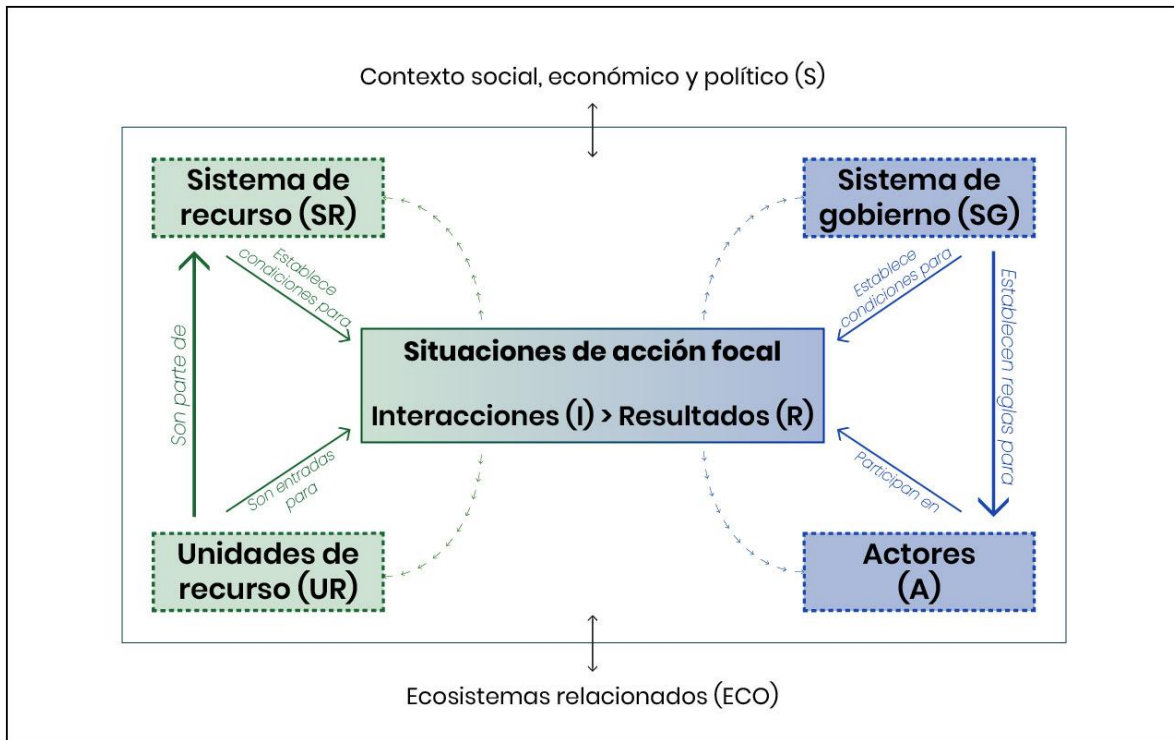


Figura 2 Marco teórico de Socio-ecosistemas. Fuente: Ostrom (2007)

McGinnis y Ostrom (2014) propusieron 53 variables de segundo orden para describir las principales características de cada subsistema. Si bien los elementos de cada SSE son diferentes en cada caso, este marco tiene la capacidad de ser adaptado y de aumentar el número de variables de acuerdo con las necesidades de cada investigación. Adicionalmente, estos sistemas pueden ser descompuestos en múltiples niveles conceptuales dependiendo de la pregunta de investigación o de las políticas públicas que se estén investigando (Ostrom, 2007). Este marco ha sido empleado en el análisis de recursos comunes, principalmente los pesqueros y forestales (Epstein *et al*, 2013; Leslie *et al.*, 2015). La utilidad primordial de este marco se encuentra en la siguiente definición:

“Un marco que permite a los investigadores de diversas disciplinas académicas trabajando en diferentes sectores de recursos en áreas geográficas diversas, condiciones biofísicas y ámbitos temporales compartir un vocabulario común para la construcción y prueba de teorías alternativas y modelos que determinan que influencias en los procesos y resultados son especialmente críticas en entornos empíricos específicos” (McGinnis y Ostrom, 2014: 2).

De esta forma, entendiendo los SSE como ecosistemas afectados por uno o más sistemas sociales, este marco permite delimitar la profundidad del análisis en función de la pregunta de investigación, el tipo de sistema que se estudia y las escalas temporales y espaciales de análisis. Al ofrecer un lenguaje común y una forma sistemática y robusta de clasificar los componentes de un SSE, este marco es una herramienta con alto potencial para el diseño de instrumentos de recolección de datos, el desarrollo de trabajo de campo y el análisis de los resultados sobre la sostenibilidad de sistemas socioecológicos complejos a través de la comparación entre casos exitosos y fallidos (Ostrom, 2009).

El presente trabajo está basado en este marco teórico-analítico, que a través de una investigación interdisciplinaria integra elementos de los subsistemas social y ecológico a diferentes escalas espaciales y temporales. El estudio permite validar la utilidad del marco de socioecosistemas para integrar información que en un principio de naturaleza contrastante.

EL MANEJO FORESTAL EN MÉXICO

En México se han implementado diversos sistemas silvícolas regulares e irregulares respondiendo a las tendencias y métodos europeos principalmente (Puettmann *et al.*, 2016). En la actualidad predominan dos: el Método Mexicano de Ordenación de Bosques Irregulares (MMOBI) y el Método de Desarrollo Silvícola (MDS) como método regular.

Método Mexicano de Ordenamiento de Bosques Irregulares (MMOBI)

El primer antecedente de manejo forestal en México es el Método Mexicano de Ordenamiento de Montes (MMOM) que se implementó en 1940 (Jardel, 1985). El objetivo de este método es mantener las características de composición y estructura del bosque tanto en edad, tamaño, volumen y riqueza (Jardel, 1985). La cosecha de madera se lleva a cabo a través de cortas selectivas reguladas por un volumen máximo a extraer, el cual es del 30 al 40% de la existencia de madera (Johnson *et al.*, 2002). El ciclo de corta suele ser de 10 años y los tratamientos que considera el MMOBI son: tala de árboles enfermos, plagados, deformados y dañados con el objetivo de mejorar la sanidad del bosque (Fig. 8) (Jardel, 1985). Este sistema se considera inadecuado para especies intolerantes a la sombra, como el género *Pinus* el cual contiene las especies más aprovechadas para la producción de madera en México (Galicia *et al.*, 2018); sin embargo, es un sistema que favorece a especies de latifoliadas que suelen tener un menor valor en el mercado de madera mexicano (Chapela, 2012).

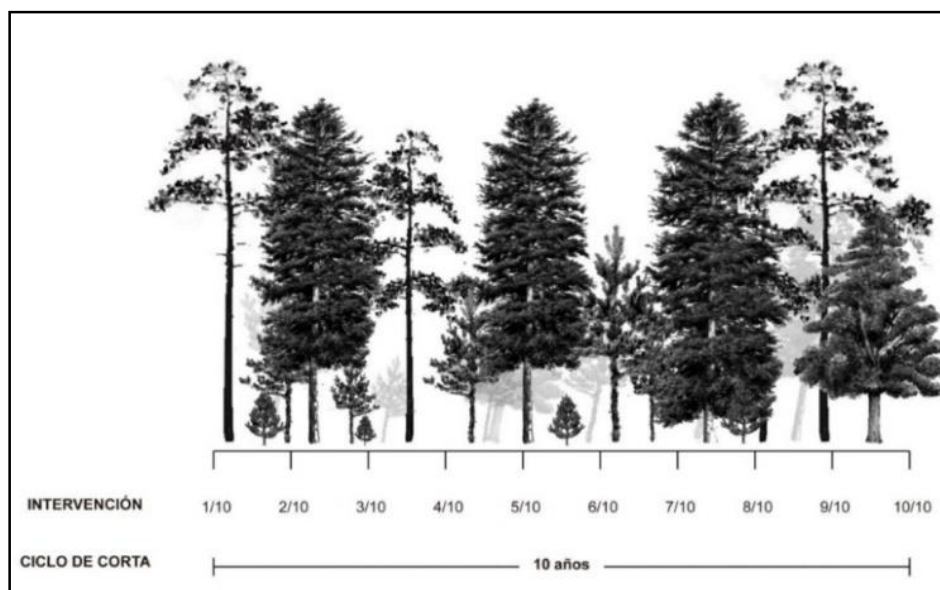


Figura 3 Estrategia silvícola empleada en el MMOBI. Elaboración propia.

Método de Desarrollo Silvícola (MDS)

En la década de los setenta con el objetivo de manejar las áreas forestales coetáneas (constituidas por una o pocas especies con edad y tamaño similares) se desarrolló e implementó el MDS (Fischer, 1993), sistema bajo el cual se encuentran aprovechados más de la mitad de los bosques manejados en México (SEMARNAT, 2001). En este sistema la corta es selectiva y fija y con una intensidad mayor respecto al MMOBI. Este sistema se enfoca en el aprovechamiento de pocas especies e incluso llega a ser mono específico, teniendo consecuencias negativas sobre el nivel de complejidad estructural de los rodales (Van Pelt y Franklin, 1999), y positivas sobre la tasa de regeneración de la vegetación a nivel de sotobosque a partir de la apertura de claros (Van Pelt y Franklin, 1999; Wilson, 2009). El sistema se basa en la aplicación de cinco tratamientos: corta de regeneración, corta de liberación y tres cortas de aclareo.

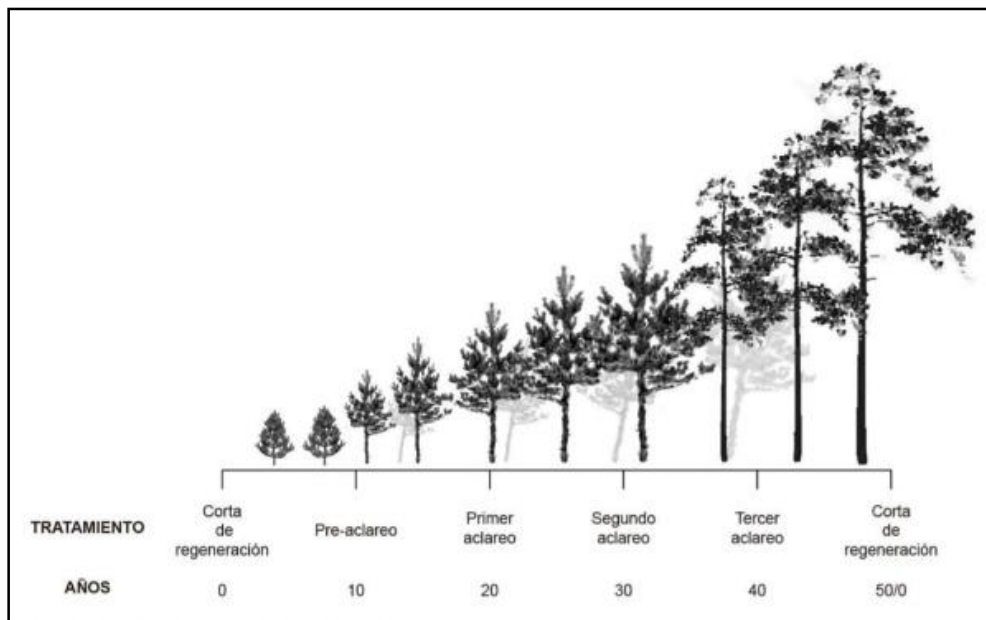


Figura 4 Estrategia silvícola implementada en el MDS bajo método de corta total. Elaboración propia.

La primera se refiere a la corta de árboles sin incluir a los árboles semilleros. La segunda etapa redistribuye el incremento en los árboles con mayor potencial maderable, y la tercera se refiere a la formación de aclareos con el fin de imitar los efectos de los incendios forestales para propiciar la regeneración de pinos, disminuir las competencias y reproducir procesos de sucesión natural (Bray y Merino, 2004). Existen diversos tratamientos silvícolas dentro del MDS, cada una aplicada sobre rodales completos del bosque.

PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

El aprovechamiento de los bosques y sus recursos es un tema que se ha encaminado hacia el manejo forestal sustentable (MFS). Su objetivo es aprovechar los servicios ecosistémicos que brinda el bosque, lo que implica mantener su estructura y funcionamiento (Aguirre-Calderón, 2015). Por lo tanto, es necesario un enfoque de manejo adaptativo que integre aspectos ecológicos, económicos y sociales del territorio. Bajo este contexto, algunos ejidos como Llano Grande y Minillas han implementado un plan de manejo forestal con el objetivo de aprovechar su bosque de manera sostenible (Cruz, 2013). Sin embargo, estos sistemas de manejo dan prioridad a parámetros silvícolas como el volumen de biomasa para definir la cantidad de madera permitida para la extracción, dejando en segundo plano aspectos relacionados con la estructura, la composición y las funciones del bosque. Si bien la producción forestal como actividad económica depende principalmente de la provisión de madera del fuste, todos los demás elementos del ecosistema que se dejan de lado cumplen un papel fundamental en las funciones ecológicas del bosque, y más allá de la provisión de biomasa, es importante desarrollar estrategias de manejo que consideren la calidad del hábitat y la dinámica de nutrientes del suelo, entre otras funciones, como indicadores de sostenibilidad del manejo forestal.

HIPÓTESIS Y OBJETIVOS

La hipótesis de este trabajo es que los sistemas de manejo forestal que sólo contemplan parámetros silvícolas orientados al volumen de madera que se cosecha y que no consideren otros aspectos relevantes para la dinámica ecológica del ecosistema, como la cubierta del dosel o la estructura y composición del bosque, presentan problemas para la sostenibilidad del ecosistema en que son implementados debido a que comprometen las funciones ecológicas del bosque. De estas últimas dependen la provisión de servicios ecosistémicos y el bienestar de las comunidades que los habitan y aprovechan. Por lo tanto, se espera que un sistema de aprovechamiento con alta intensidad de cosecha tenga un flujo menos diverso de servicios ecosistémicos y, por lo tanto, menor nivel de sostenibilidad. De acuerdo con esta hipótesis, se plantean los siguientes objetivos:

Objetivo General

Conocer los impactos de dos métodos de manejo silvícola sobre la estructura de la vegetación, la configuración espacial del bosque, los servicios ecosistémicos asociados, y su potencial de sostenibilidad.

Objetivos Particulares

1. Generar modelos conceptuales de los componentes y la dinámica de dos sistemas de manejo forestal bajo el enfoque de socioecosistemas.
2. Determinar el grado y extensión del impacto de dos sistemas de manejo silvícola sobre la dinámica de cambio de cobertura y uso del suelo.
3. Determinar el impacto de dos sistemas de aprovechamiento forestal sobre la estructura, la diversidad y la composición de especies del bosque
4. Evaluar el grado de sostenibilidad de dos sistemas de aprovechamiento forestal con base en el estado de los servicios ecosistémicos asociados al bosque manejado.

MÉTODOS

Sitios de estudio

La región noroccidental del estado de Puebla destaca por su actividad forestal, cubriendo aproximadamente el 50% de la producción de madera total del estado (CONAFOR, 2014). Más del 80% de la superficie boscosa se encuentran en planes de manejo forestal regulado, principalmente bajo régimen de propiedad ejidal (Guerra, 2012). El manejo forestal que se lleva a cabo en esta región se basa en los dos sistemas de manejo forestal más importantes a nivel nacional: MDS y MMOBI (Jiménez, 2016). Para esta investigación, se seleccionaron dos ejidos que tienen implementado el MDS y MMOBI desde hace más de 30 años como modelo para analizar sus impactos ecológicos y sociales.

Llano Grande

Llano Grande se localiza en el municipio de Chignahuapan, Puebla, aunque una pequeña porción también corresponde al municipio de Tlaxco, Tlaxcala. Forma parte de la región “Chignahuapan-Zacatlán” la cual tiene la mayor producción de madera en el estado de Puebla con la mitad de producción forestal del estado, lo que equivale al 4% de la producción de madera del país (CONFAOR, 2014). Tiene una superficie de 2,360 ha y una destacada actividad forestal a nivel estatal.

Se ubica dentro de la cuenca Chignahuapan-Zacatlán, la cual se compone de rocas ígneas extrusivas, principalmente toba ácida (29%), andesita (22%), basalto (19%), y riolita (9%). De acuerdo con CONABIO (1998), el clima de la región oscila entre 12°C y 18°C durante todo el año. Presenta una estación seca y un aumento significativo de precipitación en el verano. La precipitación mínima es de 600mm y la máxima de 900 mm. El clima de esta zona está clasificado como templado subhúmedo. Las condiciones climáticas y geológicas mencionadas han desarrollado la presencia de suelos con alto contenido de materia orgánica clasificados como phaeozem (39%) y de origen volcánico como andosoles (35%). En menor medida se encuentran luvisoles (6%) y planosoles (3%) (Guizar, 2016).

En cuanto a la vegetación presente en el sitio, está claramente marcada por las prácticas de manejo forestal, ya que en el estrato arbóreo predomina *Pinus patula* (64%) y *Abies religiosa* (16%), ambas especies con madera de alta tasa de crecimiento y valor comercial. En menor medida se encuentran *Quercus rugosa* (9.9%) y otras especies como *P. ayacahuite*, *P. teocote* y *Alnus arguta* (4.5%)

(Jiménez, 2017; Solís, 2017). En cuanto al estrato arbustivo las especies dominantes son *Alnus jorullensis* y *Arbutus xalapensis* (Guizar, 2016). En Llano Grande se ha aprovechado el bosque de forma sistemática desde 1982 y en la actualidad se realiza por medio del MDS con turnos de 50 años entre cada cosecha (Cruz, 2007).

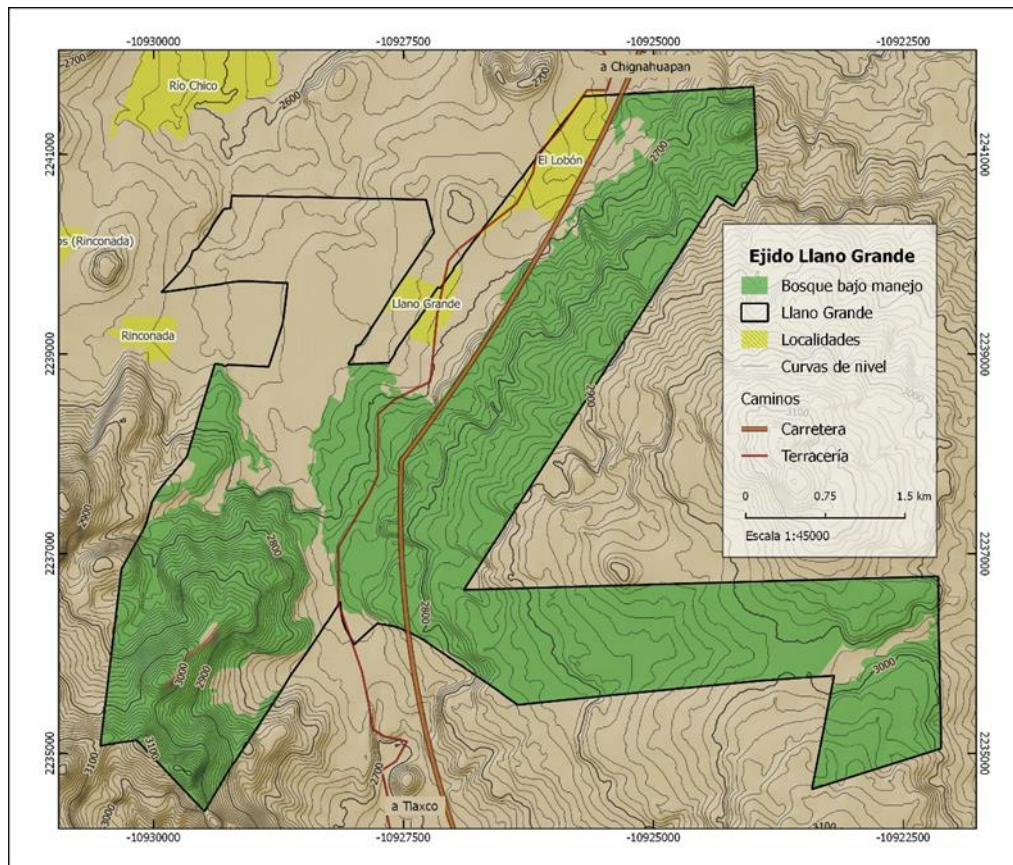


Figura 5. Ejido Llano Grande. Elaboración propia con base en RAN, 2012 y Plan de Manejo Forestal de Llano Grande (2016)

Las Minillas

Las Minillas es un ejido del municipio de Ixtacamaxtlán, Puebla, que presenta una pequeña porción dentro del municipio de Terrenate, Tlaxcala. Su extensión es de 1160 ha. Fisiográficamente forma parte de la Sierra Norte de Puebla, por lo tanto, el relieve de esta zona es montañoso e irregular. La altitud va de los 2800 msnm a los 3400 msnm, por lo que se encuentran dos tipos de clima en el ejido: templado sub húmedo en las partes bajas y templado semifrío subhúmedo en las partes altas.

Las principales especies vegetales en este ejido son: *Abies religiosa*, *Arbutus xalapensis*, *Cupressus lindeleyi*, *Pinus patula*, *Pinus pseudostrobus* y *Pinus rudis*.

Este ejido tiene una historia forestal de aproximadamente 30 años bajo el sistema MMOBI, con una intervención continua y la permanencia constante de la cobertura forestal. Las Minillas es un ejido con 295 habitantes (INEGI, 2010) en el cual predominan las actividades forestales y agrícolas.

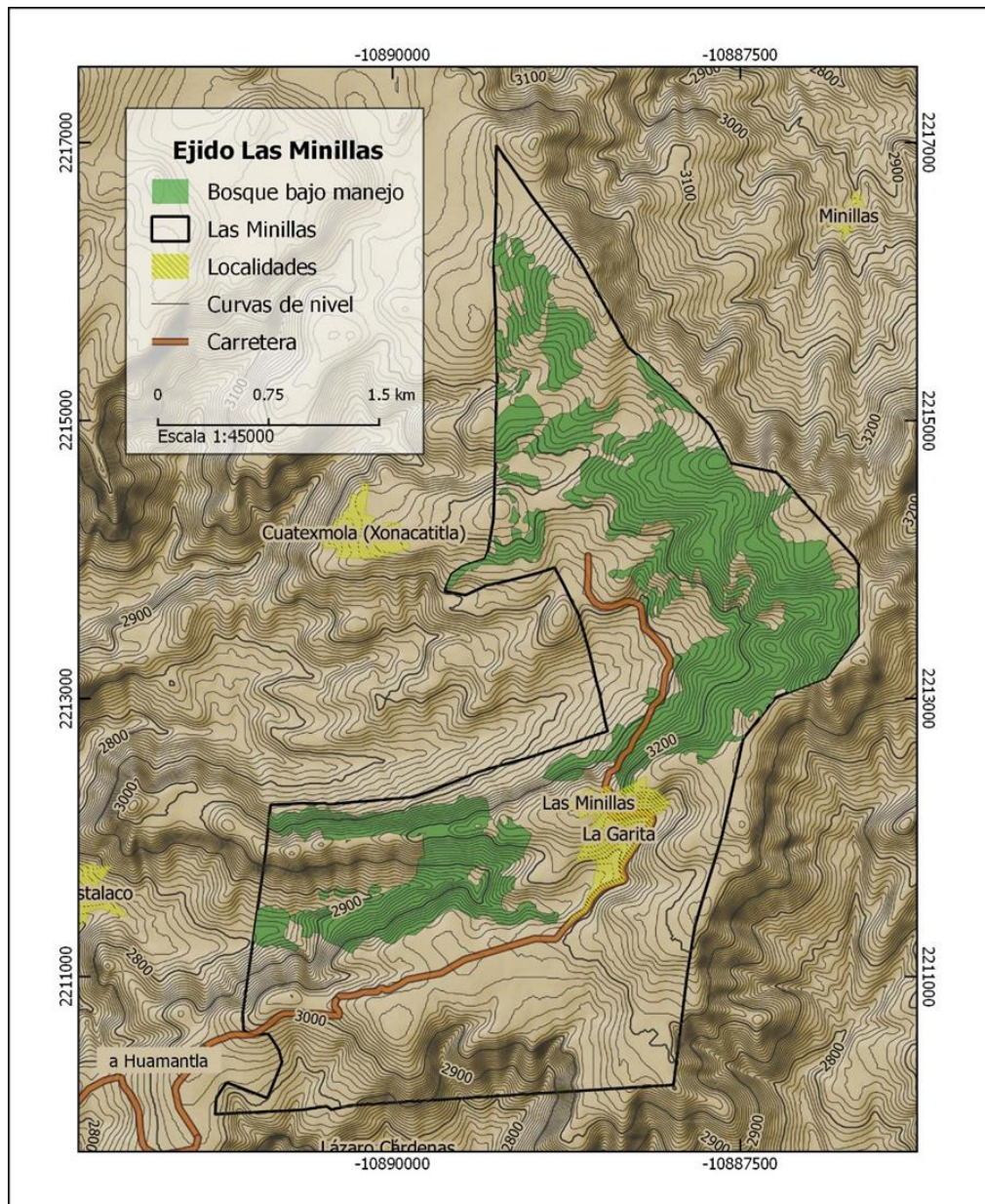


Figura 6 Ejido Las Minillas. Elaboración propia con base en INEGI, 2010 y RAN, 2012.

Construcción de los modelos de Sistemas Socio Ecológicos de los sitios de estudio

La presente investigación surge como una propuesta para evaluar las variables ambientales y sociales que representen la sostenibilidad de los sistemas silvícolas implementados bajo los objetivos del MFS. Si bien se han realizado estudios del bosque desde un enfoque ecológico o de la gestión de sus recursos de acuerdo con las características particulares que lo ubican como un recurso de uso común por excelencia (Ostrom, 1999), es indispensable acercarse a este sistema desde una perspectiva interdisciplinaria que integre sus elementos ecológicos, sociales y económicos para promover el manejo sustentable de estos ecosistemas (Merino *et al.*, 2012). Además, es viable emplear el marco conceptual de servicios ecosistémicos para representar las interacciones entre el sistema de recursos y el sistema de gobernanza. Al ofrecer un lenguaje común y una forma sistemática y robusta de clasificar los componentes de un SSE, se empleó el marco de socioecosistemas propuesto por McGinnis y Ostrom (2014) como herramienta con alto potencial para el diseño de instrumentos de recolección de datos, el desarrollo de trabajo de campo y el análisis de los resultados sobre la sostenibilidad de sistemas socioecológicos complejos. Por lo tanto, este proyecto está basado en este marco analítico con el fin de poder realizar una investigación interdisciplinaria que integre los elementos de los subsistemas social y ecológico a diferentes escalas espaciales y temporales. Para esto se eligió el marco conceptual de servicios ecosistémicos con el fin de representar las interacciones que ocurren entre el sistema social y ecológico, lo que le brinda un amplio potencial para conocer el impacto de la gobernanza y el manejo de recursos sobre el ecosistema (Nassl y Löffler, 2015). Este marco tiene la ventaja de evidenciar los impactos de las actividades humanas en los sistemas ecológicos y el potencial de cuantificar los flujos que se presentan en ellos (Binder *et al.*, 2013).

Para documentar los dos sistemas silvícolas se aplicaron dos pasos específicos, (i) reconocer cómo es aprovechado y conservado el ecosistema forestal en ambos sistemas, y (ii) analizar la respuesta ecológica del bosque ante el manejo que se le da a través de algunos indicadores ambientales. Para describir la dinámica y composición de los sistemas forestales se planteó un enfoque documental para caracterizar las reglas constitucionales y operativas que guían las prácticas de manejo a nivel nacional y un enfoque cualitativo e interpretativo del conocimiento que tienen los productores sobre el bosque. La caracterización de los sistemas silvícolas se realizó a partir de fuentes de información documental como los planes de manejo forestal de ambos ejidos y fuentes de

información primaria como entrevistas exploratorias, entrevistas semiestructuradas y talleres participativos que se detallan a continuación.

Las entrevistas exploratorias permitieron establecer un primer acercamiento con los actores involucrados en el manejo forestal en ambos ejidos. Este paso se basó en conversaciones orales con habitantes de las localidades durante las primeras salidas de campo. Estas pláticas se establecieron con actores que tuvieran algún cargo en la asamblea ejidal y permitió establecer los actores clave para las entrevistas de mayor profundidad. Posteriormente las entrevistas semiestructuradas estuvieron enfocadas en conocer las generalidades sobre la conservación y el aprovechamiento que los productores tienen sobre el ecosistema, además de otros elementos importantes como la historia ambiental del sitio, el uso del suelo, las cuestiones relacionadas con la tenencia de la tierra, así como la identificación de conflictos y otras situaciones que ponen en riesgo la sustentabilidad de los sistemas. Esta etapa de entrevistas se desarrolló en dos fases, primero se aplicaron formatos estructurados a los técnicos forestales de ambos ejidos y a seis miembros de CONAFOR y SEMARNAT del estado de Puebla. En la segunda fase se entrevistó a cinco habitantes de cada ejido.

Identificación de variables socio-ecológicas para la construcción de un marco socioecológico

El marco SSE es un marco conceptual y analítico que ofrece una guía para analizar la dimensión social y ecológica de un sistema (Binder *et al.*, 2013). Delgado-Serrano y Ramos, (2015); Escalante-Semerana *et al.*, (2013); Leslie *et al.*, (2015) lo han ajustado como herramienta de planeación y manejo para ser usada por académicos, tomadores de decisiones y actores locales. Con base en los marcos de análisis socioecológicos revisados por Binder *et al.* (2013), este marco fue seleccionado debido a que tiene un balance entre elementos sociales y ecológicos, y permite la integración y comparación de conocimiento multidisciplinario (Leslie *et al.*, 2015). Adicionalmente, permite analizar y comparar información cuantitativa y cualitativa, por lo tanto, es ideal para entender los sistemas de aprovechamiento forestal (Ávila-Foucat y Perevochtchikova, 2018). Para fines de esta investigación se delimitó el SSE de acuerdo con los límites administrativos de cada ejido. La caracterización de las variables se realizó por medio de cuatro fuentes de información primarias: 1) revisión bibliográfica sobre los bosques templados en México; 2) datos estadísticos oficiales; 3) información obtenida en campo en trabajos previos en estos sitios, y 4) entrevistas a actores clave de los ejidos y con conocimiento sobre el sistema y las unidades de recurso.

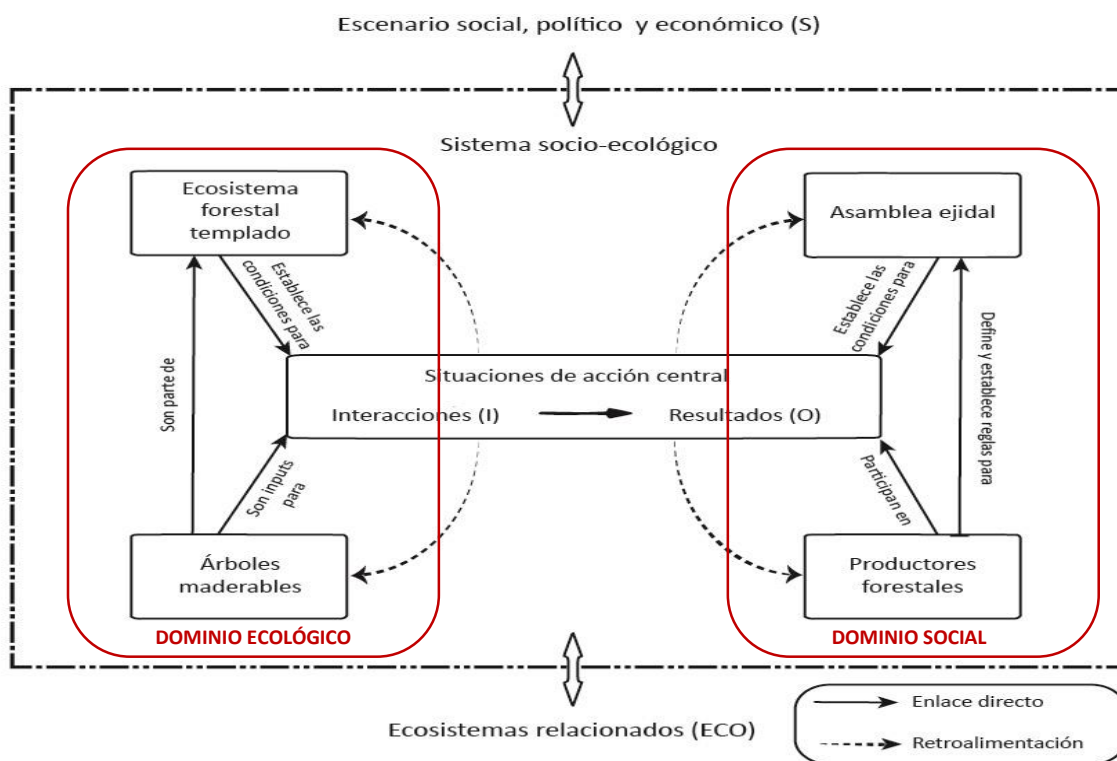


Figura 7 Marco SES adaptado para el manejo forestal templado en México

McGinnis y Ostrom (2014) proponen 3 niveles de variables para la caracterización de socioecosistemas. En primer lugar, se caracterizaron los socioecosistemas con base en las variables de primer nivel propuestas por Ostrom (2009) que incluyen: Sistema de recurso (RS) que representan a los ecosistemas forestales en los que se aprovechan especies maderables; Unidad de recurso (RU) que incluye a los árboles maderables; Sistema de gobierno (GS) caracterizada por la asamblea ejidal, y un grupo de Actores (A) el cual considera a los productores forestales involucrados. En segundo lugar, se propusieron nuevas variables de segundo o tercer nivel de acuerdo con los hallazgos en la revisión documental y la información de las entrevistas. Además de representar una base para el trabajo interdisciplinario, el marco SES permite ordenar el universo de variables que componen al socio ecosistema y, por lo tanto, la identificación de variables que describen mejor la dinámica del mismo.

Como parte de las actividades que se llevaron a cabo para caracterizar las variables socio-ecológicas, se realizaron entrevistas semiestructuradas a actores clave en el manejo forestal, principalmente a miembros de la asamblea ejidal y a actores que trabajan en la producción de madera, 10 entrevistas para Llano Grande y 5 para Las Minillas. Las entrevistas estaban enfocadas en conocer la percepción sobre los impactos del manejo forestal y el nivel de conocimiento que los actores tienen sobre las actividades de aprovechamiento y de conservación. El objetivo de estas entrevistas fue conocer cuáles son las actividades que se implementan en los ejidos para el aprovechamiento, el nivel de conocimiento y percepción que tienen los productores sobre los sistemas silvícolas; la percepción que tienen sobre la conservación del ecosistema forestal, y las medidas de monitoreo que se llevan a cabo. Esta actividad responde al objetivo final de esta investigación que es conocer las interacciones que existen entre el sistema ecológico y social a partir de las prácticas de manejo que se implementan.

Análisis de cambio de cobertura y uso del suelo

Para el objetivo de conocer el impacto de dos sistemas de manejo sobre la dinámica de cambio de uso del suelo se realizó una clasificación de las coberturas a escala de paisaje con base en imágenes de satélite SENTINEL-2 (Borrass, Kleinschmit, & Winkel, 2017) con 15 m de resolución que se procesaron con el software QGIS 2.18 y el plugin Semi Automatic Classification con el fin de realizar una clasificación supervisada de la misma. La temporalidad de las imágenes es estacional (invierno y verano) desde enero de 2013, por lo que se realizó una evaluación de 10 fechas distintas desde invierno de 2013 hasta verano de 2018. El procesamiento de las imágenes en estas fechas generó información espacial representativa de cada tratamiento silvícola, lo cual permitió identificar los impactos del manejo, operacionalizado en términos de estructura horizontal del bosque en hectáreas de pérdida o recuperación de vegetación. En primer lugar, se realizó la corrección atmosférica de las imágenes, así como el recorte ráster para trabajar con la superficie correspondiente al área de los ejidos (Sedano, 2011). En segundo lugar, se realizó una clasificación de presencia/ausencia de cubierta en áreas que representan el estado del bosque posterior a cada tratamiento silvícola. Una vez generados los mapas de coberturas se incorporaron al mismo sistema de información geográfica.

A partir de la tabulación cruzada de los mapas de cubierta (Pontius y Cheuk, 2005) se obtuvieron mapas de cambio de cubierta, así como la superficie ganada o perdida por cada trayectoria. A partir de estas superficies se calcularon las tasas anuales de cambio correspondientes a cada periodo, las cuales permitieron observar la proporción de los cambios (Camacho-Sanabria *et al.*, 2015).

Para obtener las tasas anuales de cambio (TAC) se utilizó la fórmula de deforestación de la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO, 1996):

$$r = \left[1 - \frac{S_1 - S_2}{S_1} \right]^{1/n} - 1,$$

en la cual r significa tasa anual de cambio, S_1 representa el área de una cobertura determinada en el tiempo 1, y S_2 representa el área de la cobertura en el tiempo 2. Las variables de respuesta en

esta etapa de la investigación fueron superficie en hectáreas (ha) de cubierta forestal perdida o recuperada, y las tasas de cambio correspondientes (ha año^{-1}).

Análisis de la estructura, composición y diversidad de los sistemas de manejo

Para esta etapa de la investigación, se tienen medidas dasométricas de sitios experimentales establecidos dentro del bosque para la conservación e investigación. Estos sitios forman parte del proyecto “Evaluación del impacto del aprovechamiento forestal sobre la biodiversidad en bosques templados de Puebla”, en el que se obtuvieron las variables dasométricas (Jímenez, 2016) y de composición del bosque (Santibañez, 2016), así como los indicadores de fertilidad del Suelo (Solís, 2016). Los sitios tienen una dimensión de 30 x 30 m, incluyendo una franja de protección de 5 m y un área útil de 400 m² (Fig. 6), con la finalidad de monitorear la diversidad vegetal por estrato arbóreo, arbustivo y herbáceo (Santibañez Andrade, Argüero, & Martínez-Orea, 2015).

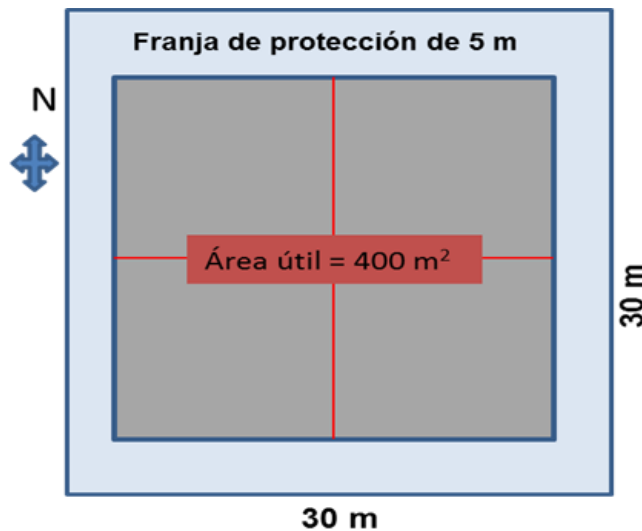


Figura 8 Características de los Sitios Permanente para la Evaluación de la Diversidad Florística (SPED).

Las variables dasométricas monitoreadas en los sitios, y empleadas en esta investigación, fueron: densidad del sitio (número de árboles ha^{-1}), área basal ($\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$), altura y diámetro promedio para cada sitio. La biomasa arbórea del rodal (Mg ha^{-1}) se obtuvo por medio de las ecuaciones alométricas correspondientes a las especies arbóreas de cada rodal (Tabla 2). Se obtuvo la riqueza y abundancia de los estratos arbóreo, arbustivo y herbáceo, y se calculó el Índice de Diversidad Verdadera (IDV) (Moreno, Barragán, Pineda, & Pavón, 2011) con el fin de conocer el grado de diversidad alfa que mantiene cada tratamiento.

Tabla 1 Ecuaciones alométricas empleadas para el cálculo de biomasa

Especie	Ecuación	Referencia
<i>Pinus patula</i>	$B = 0.0357 DN^{2.6916}$	Díaz-Franco et al., 2007
<i>Pinus montezumae</i>	$B = 0.0195 DN^{2.7519}$	Carrillo-Anzúres et al., 2014
<i>Abies religiosa</i>	$B = 0.0713 DN^{2.5104}$	Avendaño-Hernández et al., 2009
<i>Cupressus lindleyi</i>	$B = 0.5266 DN^{1.7712}$	FAO, 2013
<i>Quercus laurina</i>	$B = 0.2830 (DN * AT)^{0.8070}$	Ayala-López, 2001
<i>Quercus rugosa</i>	$B = 0.0706 (DN)^{2.4077} + 0.004 (DN)^{3.0799}$	Silva-Arredondo y Nívar-Cháidez, 2010

La amplia temporalidad del manejo forestal (50 años) no permite hacer una evaluación directa de cada tratamiento para cada sitio, por lo tanto, los datos disponibles describen los impactos de cada tratamiento en un solo año debido a que la división en rodales se realiza considerando que todos los años se realice un tratamiento diferente en cada rodal, lo que permite hacer una cronosecuencia de los impactos de cada ciclo aun con pocas fechas de imágenes. Esta caracterización se realizó a través de una revisión de los planes de manejo obtenidos de los prestadores de servicios técnicos forestales. En cuanto a los sitios MMOBI, el ciclo de corta es de 10 años. En este sistema se aplican cortas selectivas individuales de acuerdo a los requerimientos mínimos de edad y volumen.

Con las siguientes variables obtenidas en campo se elaboró una base de datos: diámetro a la altura del pecho (DAP), altura, especie y la edad de cada individuo. De acuerdo con el área de los sitios de muestreo (400 m²), se multiplicó el número de árboles en cada sitio por 25 para obtener la densidad de individuos por ha. Es posible hacer esta extrapolación debido a que los sitios seleccionados representan condiciones homogéneas del rodal analizado.

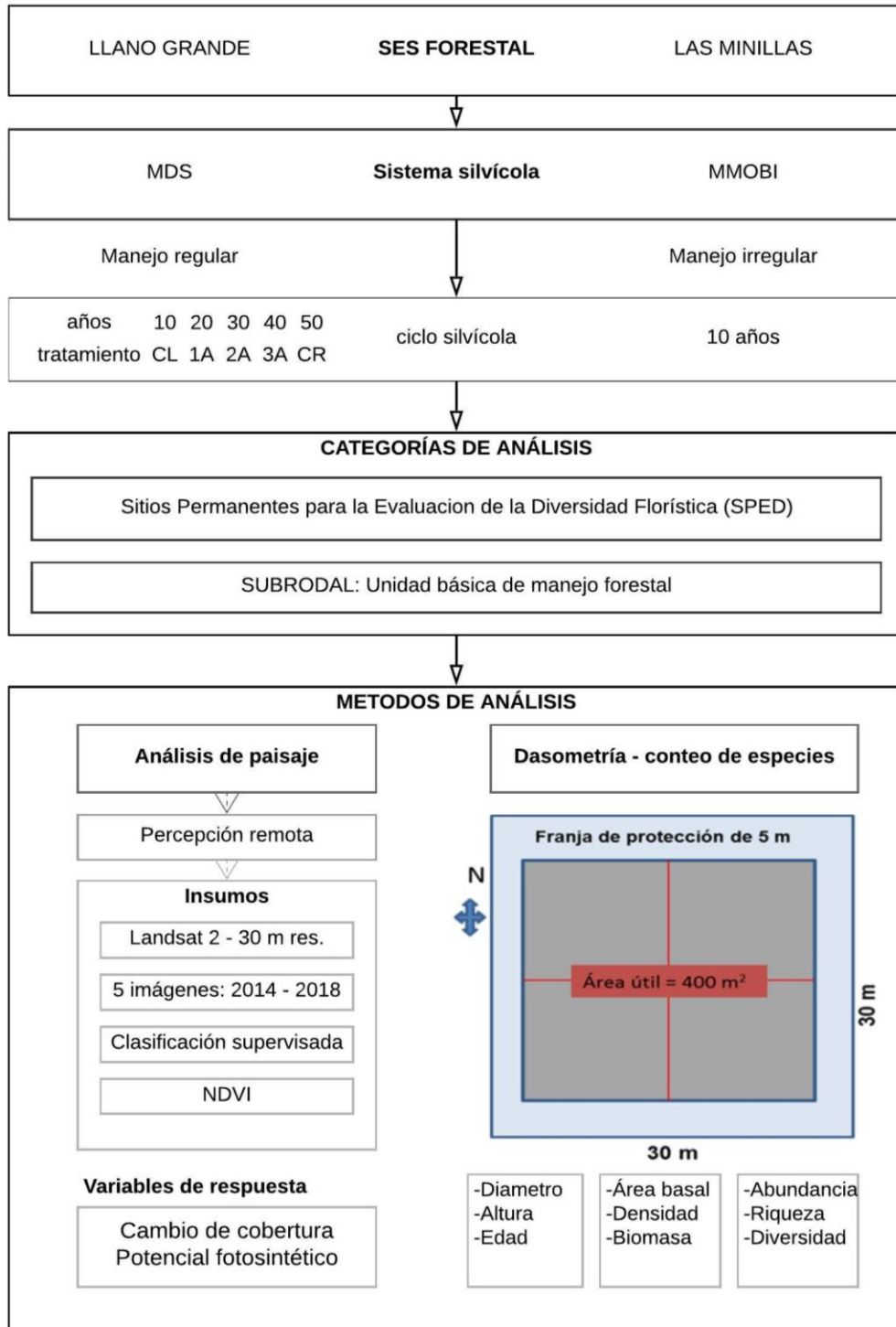


Figura 9. Ruta metodológica para el monitoreo de los impactos del manejo forestal. El ciclo silvícola de ambos sistemas es de 50 años; sin embargo, en el caso del MDS existen 5 etapas que se desarrollan cada 10 años (CL – Corta de Liberación; 1A – 1er Aclareo; 2A – 2do Aclareo; 3A – Tercer Aclareo; CR – Corta de Regeneración)

Identificación de los servicios ecosistémicos

Con base en la clasificación propuesta por Díaz et al. (2018), se interpretaron los datos con los indicadores de la Tabla 3. Las variables dasométricas como proxys del servicio de creación y mantenimiento de hábitat (Messier et al., 2014); la capacidad de regular el clima de un bosque se asoció con la cantidad de Carbono que captura y almacena la vegetación en forma de biomasa (IPCC, 2002), y la fertilidad del suelo está asociada con el desarrollo de los ciclos biogeoquímicos del C, N y P, por lo que la disponibilidad de estos elementos en el suelo es el proxy para medir este servicio ecosistémico (Balvanera & Cotler, 2009) (Tabla 3).

Al finalizar la identificación y cuantificación de los servicios, se realizó una ponderación de máximos y mínimos (Schuschny, 2009) para normalizar los datos de cada indicador con el fin de representar los servicios ecosistémicos de forma analógica. Los datos para la identificación de los servicios de formación de suelos y el almacén subterráneo de carbono, fueron obtenidos como parte del proyecto CONACyT mencionado (Solís, 2016).

Tabla 2 Servicios ecosistémicos relacionados con las variables analizadas en los sitios de estudio

Categoría del servicio	Indicador	Tipo de Servicio ecosistémico		
		Material	No material	De Regulación
Creación y mantenimiento de hábitat	Estructura, composición y diversidad			X
Regulación climática	Secuestro y almacenamiento de carbono			X
Formación y protección de suelos	Fertilidad del suelo			X
Energía	Producción de leña	X	X	
Materiales	Provisión de madera	X		

Identificación de indicadores de manejo forestal sustentable

Finalmente, para cumplir con el objetivo de evaluar la sostenibilidad de las prácticas de manejo en cada sistema silvícola, fue necesario definir las variables que componen al manejo forestal sustentable. Se basó en la propuesta de Higman et al. (2013) quienes realizaron un análisis de diferentes indicadores para la clasificación de variables que certifiquen el MFS, las cuáles están descritas en la Tabla 3.

Tabla 3 Categorías y variables para analizar la sustentabilidad del manejo forestal

Categorías	Variables
Marco legal y político	Cumplimiento con legislación y regulación
	Derechos de uso y tenencia
	Compromiso de organización y política forestal
Producción óptima y sostenida de productos forestales	Planeación del manejo (planes de manejo)
	Cosecha sostenida
	Monitoreo de los efectos del manejo
	Protección del bosque ante actividades ilegales
	Viabilidad económica
Protección del medio ambiente	Análisis y evaluación del impacto
	Conservación de biodiversidad
	Sostenibilidad ecológica
	Uso de químicos
Bienestar de la gente	Gestión de desechos
	Procesos de consulta y participación
	Evaluación de impacto social
Consideraciones extra específicamente para el estudio de plantaciones forestales	Reconocimiento de cultura y derechos
	Planeación de la plantación
	Selección de especies
	Manejo del sitio y del suelo
	Manejo de plagas
	Conservación y restauración de la cubierta forestal natural

Fuente: Higman et al. (2013).

Estas variables fueron elaboradas a partir de los parámetros establecidos por los organismos que se encargan de la certificación del manejo forestal sustentable a nivel mundial (Higman et al., 2013): el Consejo de Administración Forestal (FSC por sus siglas en inglés), y la Organización Internacional de las Maderas Tropicales (ITTO por sus siglas en inglés) en el documento *Criterios e Indicadores para el Manejo Forestal Sustentable de Bosques Tropicales Naturales* (ITTO,2003). Debido a la inexistencia de plantaciones forestales en los sitios de estudio no se consideraron las variables de la última categoría propuesta por Higman *et al.* (2013) en este trabajo.

Tabla 4 Descripción de las variables seleccionadas para la caracterización y análisis de los socioecosistemas forestales

1er nivel	2do nivel	3er nivel	Descripción		
Sistema de recurso (SR)	SR1 Sector	SR1a	Uso del suelo	Forestal	
		SR1b	Objetivo del manejo	Subdivisión para aprovechamiento y conservación	
	SR2	Límites del sistema		Establecido en el PMF	
	SR3	Tamaño del sistema		Establecido en el PMF	
	SR4	Infraestructura construida		Elementos para el aprovechamiento y conservación del bosque	
	SR5	Productividad del sistema	SR5a	Ecológica	Biomasa (kg)
			SR5b	Económica	Valor monetario (\$)
	SR6	Manejo del sistema	SR6a	MDS	Manejo regular
			SR6b	MMOBI	Manejo irregular
SR7	Predictibilidad de la dinámica		Teórica de acuerdo con los métodos de manejo		
SR8	Características de almacenaje		Modo de almacenaje del recurso		
SR9	Localización		Dentro del ejido		
Unidad del recurso (UR)	UR1	Movilidad		No son unidades con movilidad	
	UR2	Tasa de crecimiento		Patrones de crecimiento por especie	
	UR3	Tasa de reposición		Temporalidad del ciclo silvícola	
	UR4	Interacciones entre unidades	UR4a	Cubierta	Variables de composición y estructura del ecosistema
			UR4b	Diámetro (DAP)	
			UR4c	Altura	
			UR4d	Volumen	
			UR4e	Abundancia	
			UR4f	Riqueza	
	UR5	Valor económico		Valor monetario por especie	
UR6	Número de unidades		Estimación de número de individuos		
UR7	Características distintivas	UR7a	Endemismos	Especies con categoría especial de conservación (IUCN)	
		UR7b	Prioridad de conservación		
UR8	Distribución espacial y temporal	UR8a	Densidad	Variables que representan la dinámica del paisaje	
		UR8b	Cobertura		

RESULTADOS

Caracterización del sistema socio ecológico: Modelo de análisis SES

El modelo teórico para el análisis del manejo de socioecosistemas permitió analizar y comprender las interacciones entre el dominio ecológico y social de cada uno de los sistemas forestales en múltiples escalas espaciotemporales. En este modelo las prácticas de manejo están clasificadas en aprovechamiento y conservación, y en ambos casos estas actividades generan un nuevo estado del ecosistema bajo manejo (Fig. 10).

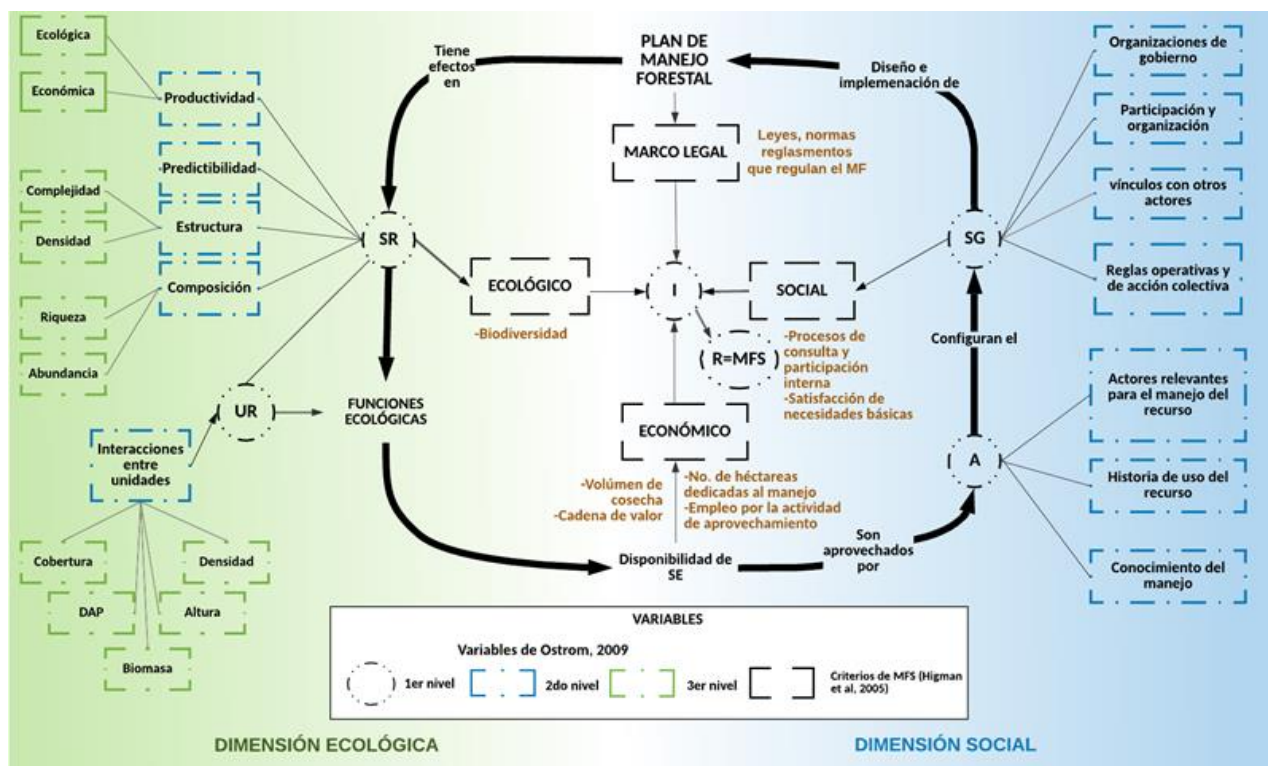


Figura 10 Modelo de análisis de socioecosistemas forestales. Este modelo proporciona la estructura general para interpretar el conjunto de interacciones que se desarrollan en un socioecosistema forestal bajo manejo. Es una representación gráfica de la integración del marco analítico de socioecosistemas (Ostrom, 2009), el marco conceptual de servicios ecosistémicos (Díaz et al., 2014) y los criterios del Manejo Forestal Sustentable (Higman et al., 2013) bajo la perspectiva del manejo adaptativo (Gunderson y Holling, 2002). En la parte superior de la figura se ubica el plan de manejo que es interpretado como la materialización de un proceso de toma de decisiones específico y de las reglas que lo regulan. Del lado izquierdo se encuentran las variables representativas de los impactos del manejo sobre el sistema y unidades del recurso, los cuales generan una determinada oferta de servicios ecosistémicos (parte inferior del modelo). La forma en que la cantidad y calidad de estos servicios es percibida y valorada por los actores que los aprovechan, influye en un nuevo proceso de toma de decisiones sobre la gestión del recurso, formando así un ciclo de manejo adaptativo.

Caracterización del sistema de recurso (RS) en Llano Grande

Con base en las variables que propone Ostrom para el análisis de los socioecosistemas, la RS1 que corresponde al sector forestal se subdividió en producción forestal en maderable y no maderable. De acuerdo con el plan de manejo se estima una producción de 17,817 m³ de madera; sin embargo, el mismo plan no considera la producción de no maderables. Los límites del sistema (RS2) están representados en la extensión de la propiedad, el tipo de propiedad es ejidal, por lo que los límites están establecidos en el Registro Agrario Nacional (RAN).

La subdivisión interna utilizada para el aprovechamiento forestal es la de rodales y subrodales (Fig 12), una división más específica está establecida en función de los diferentes usos que se le da al territorio dentro del ejido y está contenido en el programa de ordenamiento ejidal y en el plan de manejo. La superficie total del ejido es de 2,304 ha, mientras que la superficie bajo manejo es de 1,531.3 ha, la cual se divide en áreas de conservación y aprovechamiento restringido (271.9 ha), producción (1,374.2 ha) y áreas para otros usos (697.3 ha).

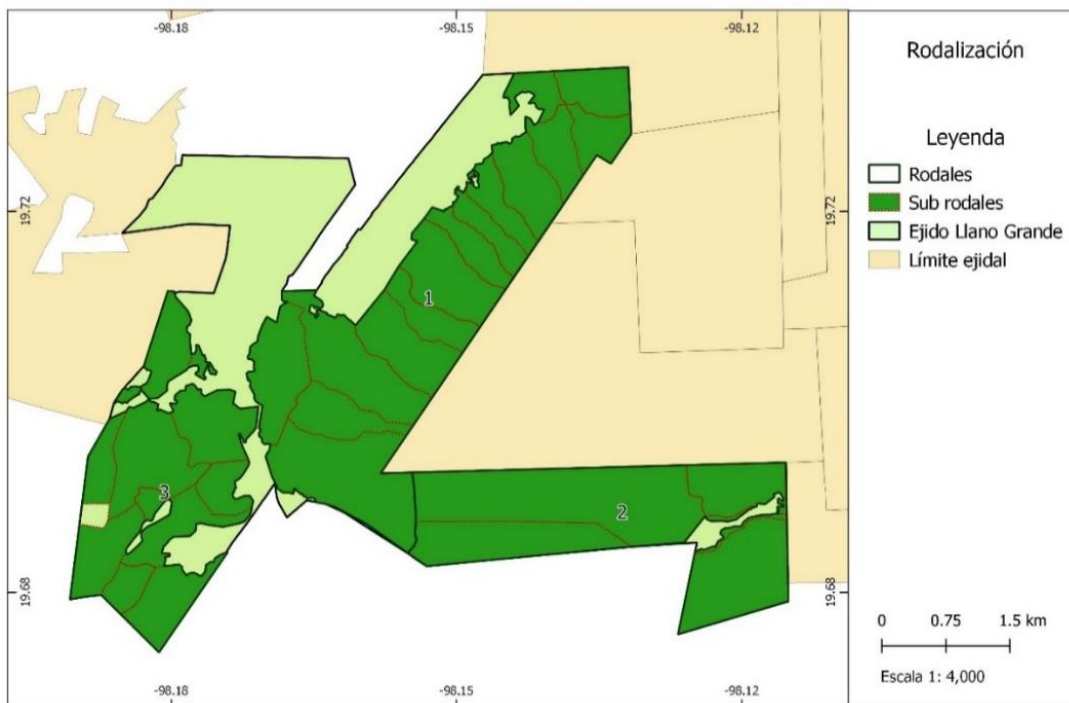


Figura 11 Delimitación de rodales y subrodales en el Ejido Llano Grande

En cuanto a la infraestructura construida dentro del sistema de recursos (RS4) se documentó la presencia de elementos enfocados en el aprovechamiento y conservación del bosque. Por ejemplo, se identificó un aserradero para transformar la madera y otorgarle un valor agregado; caminos para el paso de camiones de carga y las patrullas de vigilancia, una caseta de vigilancia y diferente señalización. La productividad del sistema (RS5) fue clasificada desde una perspectiva ecológica y económica (RS5a y RS5b). Desde la perspectiva ecológica, encontramos que la biomasa media del estrato arbóreo del bosque fue de 262.97 kg ind ha⁻¹ (148.7), de los cuáles se estima un volumen de 0.48 m³ de madera por individuo.

En cuanto al tipo de manejo que se le da al sistema de recurso en Llano Grande es de tipo MDS, excepto por 202 ha que se encuentran bajo el método selectivo, ya que de acuerdo con la NOM-152 (SEMARNAT, 2006) el bosque a más de 3000 msnm no puede ser intervenido por cortas totales. De acuerdo con el técnico forestal, hasta el 2013 se llevaba a cabo el sistema MDS bajo el método de árboles padre; sin embargo, con la implementación del último plan de manejo se comenzó la aplicación del método de cortas totales. La dinámica del bosque en Llano Grande (RS8) se puede considerar como predecible debido al manejo regular que se encuentra implementado. En cuanto a las características de almacenaje (RS9) se realiza in situ en el bosque como madera potencial o en el aserradero una vez cosechada y transformada. Finalmente, la localización del recurso (RS10) es en su totalidad dentro del ejido Llano Grande.

Caracterización de las unidades de recurso (UR) en Llano Grande

La unidad de análisis para este subsistema fue definida por los árboles que componen al bosque debido a que representan los organismos a través de los cuales se lleva a cabo el manejo forestal, por lo tanto, la movilidad de la unidad (RU1) quedó establecida como nula, al menos mientras los individuos permanecen plantados dentro del sistema de recurso. La tasa de crecimiento de los individuos (RU2) varía de cada especie y de las condiciones ambientales dónde se desarrollen. *Pinus patula*, *P. montezumae*, *P. teocote* y *Abies religiosa* son las especies predominantes en el aprovechamiento, mientras que *Quercus rugosa*, a pesar de estar presente en el bosque no es considerada en el plan de manejo para su aprovechamiento comercial debido a la dificultad de su transformación en el aserradero. La tasa de reposición (RU3) planteada en el plan de manejo es de 50 años, que es el tiempo de duración del ciclo silvícola.

La variable de las interacciones entre unidades del recurso (RU4) está caracterizada por los indicadores de estructura y composición seleccionados para llevar a cabo la evaluación de los impactos del manejo forestal. La cobertura media del dosel es de 73.64%; el diámetro medio de los individuos es de 14.48 cm (± 7.28); la altura de 11.06 m (± 6.2); la biomasa de 262.97 kg (± 148.77), la riqueza es de 13 especies, la abundancia relativa tiene un claro predominio de *Pinus patula* con el 76.02% del total de individuos, seguido por *Abies religiosa* (12.78%) y *Quercus laurina* (4.68%) (tabla 4).

El valor económico de la unidad del recurso varía en función de la especie (RU5), de acuerdo con las entrevistas a los ejidatarios encargados del aprovechamiento, las especies del género *Pinus patula* y *Abies religiosa* son las especies de mayor valor económico con un aproximado de 1500\$ rollo por m³, mientras que el género *Quercus* es percibido como de poco valor económico debido a los costos de inversión tan elevados que significan su transformación. De acuerdo con la estimación elaborada a partir del muestreo en campo, la proporción de individuos (RU6) es de 81.12% para el género *Pinus*; 12.78% de *Abies*; 5.43% de *Quercus*, y 0.67% de las especies de menor abundancia relativa (Tabla 4). Las especies arbóreas del ejido Llano Grande no presentan características distintivas (RU7) relevantes como endemismos o alguna categoría de riesgo según la lista roja de la Unión Internacional para la Conservación (IUCN). Finalmente, respecto a la distribución espacial y temporal de las unidades del recurso (RU8), la cobertura del bosque media obtenida del análisis de las imágenes de satélite es de 1,095 ha, lo que representa el 71.63% del total de superficie bajo manejo, mientras que la densidad media es de 871.9 ind ha⁻¹.

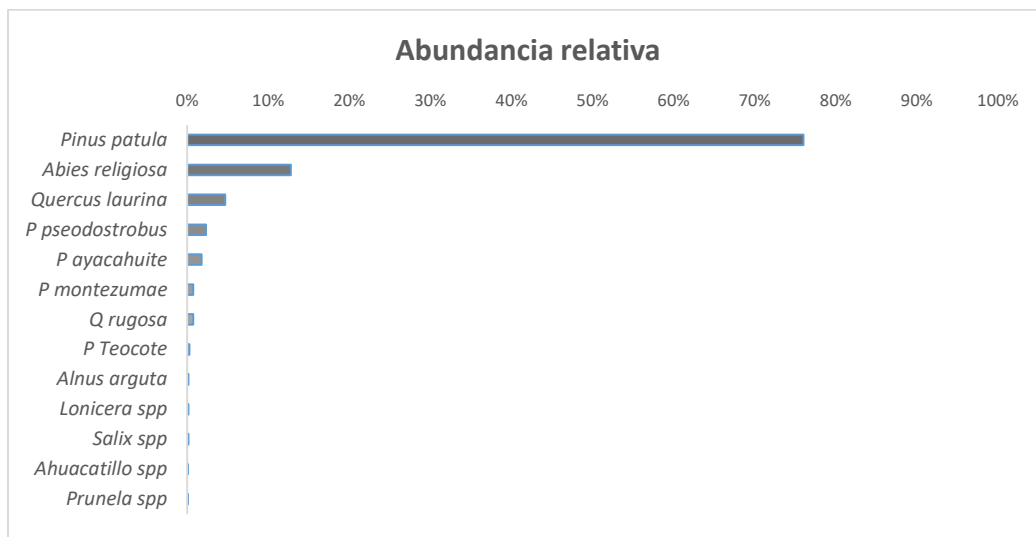


Figura 12 Abundancia relativa de las especies arbóreas del bosque en el ejido Llano Grande

Caracterización del sistema de recurso (RS) en Las Minillas

La RS1 corresponde al sector forestal maderable con una producción de 3,542 m³ de madera al año; sin embargo, de acuerdo con las entrevistas, en el ejido Minillas hay un mayor aprovechamiento de productos forestales no maderables respecto a Llano Grande, principalmente para el consumo de hongos comestibles. De acuerdo con el plan de manejo de Minillas, los límites del sistema (RS2) están representados por los límites del ejido, el tipo de propiedad es ejidal, por lo que los límites están establecidos en el Registro Agrario Nacional (RAN).

La subdivisión interna utilizada para el aprovechamiento forestal es la de rodales y subrodales (Fig 16), una división más específica está establecida en función de los diferentes usos que se le da al territorio dentro del ejido y está contenido en el programa de ordenamiento ejidal y en el plan de manejo. De acuerdo con el plan de manejo, la superficie total del ejido es de 1,178.9 ha; sin embargo, de acuerdo con el Registro Agrario Nacional, la superficie es de 1,160.9 ha. De este territorio la superficie bajo manejo es de 576.2 ha, la cual se divide en áreas de protección (193.2 ha), producción (380.3 ha) y para otros usos (2.7 ha).

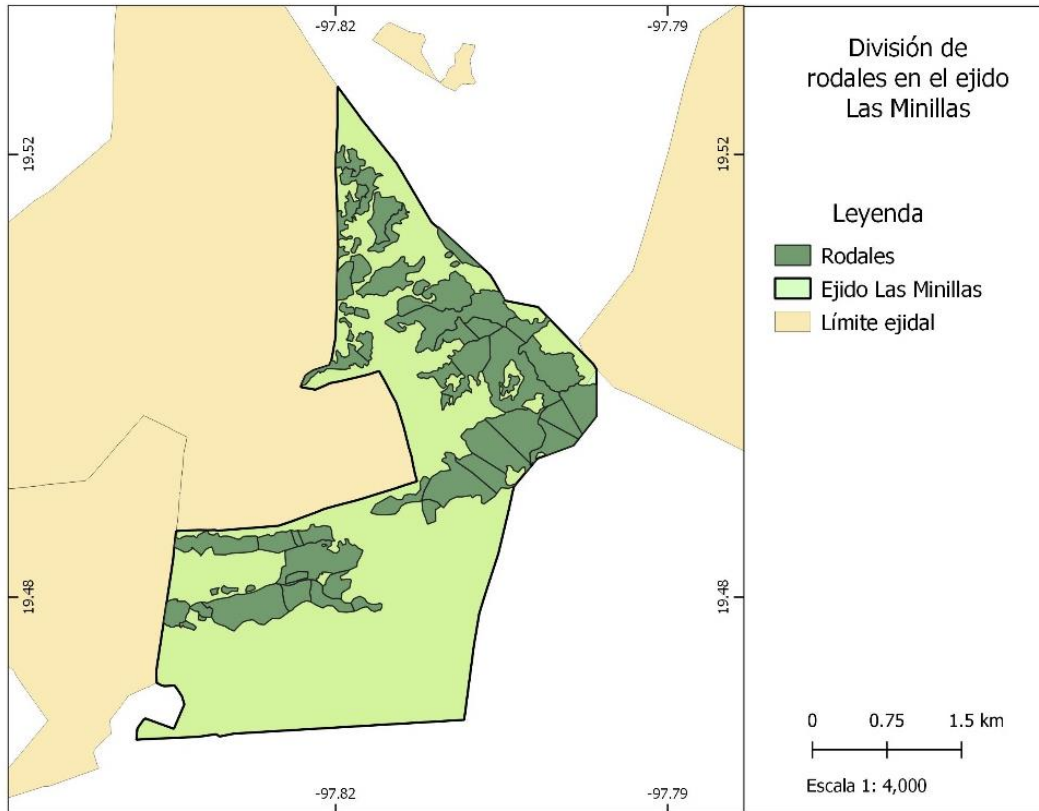


Figura 13 Delimitación de rodales en el ejido Las Minillas (Fuente: Plan de manejo forestal, 2008)

En cuanto a la infraestructura construida dentro del sistema de recursos (RS4) se documentó la presencia de elementos enfocados en el aprovechamiento y conservación del bosque como caminos y brechas cortafuegos, una caseta de vigilancia y diferente señalización; sin embargo, no hay aserradero que permita la transformación de la madera. La productividad del sistema (RS5) fue clasificada en ecológica y económica (RS5a y RS5b); la cantidad media de biomasa en el estrato arbóreo del bosque fue de 237.412 kg (515.48), de los cuáles se estima un volumen de 0.47 m³ de madera por individuo y una utilidad potencial de 1100\$ por m³. De acuerdo con la NOM-152 (SEMARNAT, 2006) no está permitido hacer cortas totales a una altitud mayor a 3000 msnm, por lo tanto, el tipo de manejo que se le da al sistema de recurso en Minillas es MMOBI. Una de las características de este sistema de aprovechamiento es que pretende imitar las condiciones naturales de regeneración y estructura del bosque, por lo que teóricamente, la dinámica del bosque en Minillas (RS8) es más parecida a la de un bosque maduro. En cuanto a las características de almacenaje (RS9) se realiza in situ en el bosque como madera potencial. Finalmente, la variable de localización (RS10) es auto explicativa ya que el bosque manejado se localiza en su totalidad dentro del ejido Las Minillas.

Caracterización de las unidades de recurso (UR) en Las Minillas

La movilidad de la unidad (RU1) queda limitada a la dispersión de las semillas de los árboles. La tasa de crecimiento de los individuos (RU2) varía de cada especie y de las condiciones ambientales dónde se desarrollen. En este sentido existe una clara dominancia de *Abies religiosa* con una abundancia relativa de 74.25%. La segunda especie más abundante con 18.02% es *Pinus pseudostrubos*. La tasa de reposición (RU3) planteada en el plan de manejo es de 50 años y el ciclo silvícola de diez años. La variable de las interacciones entre unidades del recurso (RU4) está caracterizada por los indicadores de estructura y composición seleccionados para llevar a cabo la evaluación de los impactos del manejo forestal. La cobertura del dosel media es de 94.61% (7.02); el diámetro medio de los individuos es de 16.35 cm (15.7); la altura es de 12.3 m (8.69); la biomasa se estimó en 237.41 kg (515.48), la riqueza arbórea es de 6 especies, la abundancia relativa tiene un claro predominio de *A. religiosa* con el 74.25% del total de individuos, seguido por *P. pseudostrubos* (18.02%) y *Cupressus lindleyi* (3.99%) (Tabla 5). El valor económico de la unidad del recurso varía en función de la especie (RU5), de acuerdo con las entrevistas a los ejidatarios encargados del aprovechamiento, *A. religiosa* es la especie de mayor valor económico con un aproximado de 1,300\$ rollo por m³, mientras que el género *Quercus* es percibido como de poco valor económico. De acuerdo con la estimación elaborada a partir del muestreo en campo, la proporción de individuos (RU6) es de 74.25% para el género *Abies*; 18.02% de *Pinus*; y 7.73% para otros géneros. Las especies arbóreas del ejido Las Minillas no presentan características distintivas (RU7) relevantes como endemismos o alguna categoría de riesgo según la lista roja de la Unión Internacional para la Conservación (IUCN). Finalmente, respecto a la distribución espacial de las unidades del recurso (RU8), la cobertura del bosque media obtenida del análisis de las imágenes de satélite es de 359.76 ha (25.27) lo que representa el 94.2% del total de superficie bajo manejo, mientras que la densidad media es de 752.5 ind ha⁻¹.

Análisis de la dinámica espacio temporal de las unidades del recurso (UR8)

Para el caso de MDS se planteó que la cobertura presentaría una dinámica de muchos contrastes debido a la pérdida de grandes extensiones de la cubierta en cada tratamiento. Sin embargo, la clasificación de cubiertas en Llano Grande demuestra un aumento de 187.4 ha desde el año 2013 al 2018, que equivale al 72.53% de cobertura en la primera mitad del año 2013 a 86.92% para la primera mitad del año 2018. Estos datos equivalen a una recuperación de 187.4 ha (14.39%) en 5 años. Es decir, que a pesar de tener una dinámica de cortas extensivas en superficies muy grandes se mantiene una cobertura arbórea homogénea con un máximo de cobertura en el semestre 2017-2 de 95.39% y un mínimo de 72.53% en 2013-1. La dinámica de tasa de cambio hace evidente un patrón de pérdida y recuperación de la cobertura por efecto de la época húmeda y seca (Tabla 5). Es importante señalar que el porcentaje de cobertura cambia cuando la resolución de las imágenes aumenta, es decir, se observa un mayor porcentaje de cubierta a partir del periodo 2015-2 que es el último analizado con imágenes de 30m de resolución.

Tabla 5 Dinámica de la cubierta forestal para dos sistemas silvícolas.

		2014-1*	2015-1*	2015-2*	2016-1	2016-2	2017-1	2017-2	2018-1	2018-2
MDS	% cobertura	82.25	80.64	73.06	84.41	91.73	90.13	95.39	86.92	84.35
	Tasa		-0.99	-4.81	7.48	4.25	-0.88	2.88	-4.54	-1.49
MMOBI	% cobertura	97.18	79.41	97.78	98.57	97.19	97.69	87.82	98.68	93.26
	Tasa	-	-9.72	11.27	0.25	-0.7	0.39	-5.17	6	-2.79

**Imágenes Landsat 8. Resolución de 30m*

En el caso de Minillas, la cubierta también se mantiene constante con una media de 94.17 % (6.54), el menor porcentaje en el periodo 2015-1 (79.41%) y el mayor de 98.68% en 2018-1 (Tabla 8). Con excepción de la reducción del 9.72% entre 2014 y 2015, los datos indican que la corta selectiva no se hace evidente en la reducción de la cobertura forestal arbórea, al menos a una resolución de pixel de 15 m. Es decir, que la recuperación de la cubierta de una estación a otra se podría explicar con la apertura de claros que provoca la cosecha selectiva y la consecutiva expansión del dosel que en poco tiempo vuelve a cubrir la superficie visible en la resolución de las imágenes analizadas. Esto representa que, no obstante, el método de clasificación identifique la cubierta forestal no es posible conocer la densidad del bosque con estos métodos. En cuanto a la dinámica temporal de las tasas de cambio de cobertura en el caso de Minillas se observa un patrón opuesto a los datos obtenidos

para Llano Grande. Un elemento que puede explicar ese patrón es el momento de corta en cada sistema de aprovechamiento, mientras que en Llano Grande realizan la cosecha en las primeras semanas del año, en Minillas hacen las cosechas paulatinamente a lo largo del año.

Dinámica de la estructura forestal bajo manejo

Método de Desarrollo Silvícola

En el MDS la altura promedio de todos los individuos fue de 11.06 ± 6.20 m (σ), el área basal de 14.48 ± 7.28 cm, la edad media de 19 ± 3.8 años, la biomasa de 262.97 ± 148.7 kg y la densidad de 871.9 individuos por ha (ind ha^{-1}); sin embargo, de acuerdo con la dinámica de este sistema silvícola es necesario descomponer los resultados en cada uno de los tratamientos que lo constituyen para tener una mejor descripción de la estructura y composición de los rodales bajo manejo (Tabla 8).

Tabla 6 Descripción cuantitativa de la estructura y composición arbórea correspondiente a cada tratamiento silvícola.

Tratamiento silvícola	Años después de la cosecha	Altura total (m)	DAP (cm)	Edad (años)	Biomasa (Mg ha^{-1})	Densidad (ind ha^{-1})	Cobertura (%)	IDV	
CL	<10	0	0	0	0	0	20.04 (5.29)	0	
MDS	1A	10-20	10.967 (4.92)	14.786 (7.33)	14.1 (6.7)	76.3 (1.14)	1,712.5	89.94 (26.98)	1.696
	2A	20-30	19.147 (4.69)	24.028 (8.44)	22.2 (6.8)	121.9 (1.42)	950.0	93.03 (15.09)	1.830
	3A	30-40	12.323 (9.71)	15.512 (15.71)	18.7 (20.1)	100.4 (1.11)	1,262.5	97.02 (49.84)	4.288
CR	>40	12.844 (11.52)	18.103 (20.10)	22.2 (23.6)	75.3 (1.12)	912.5	68.19 (32.84)	3.052	

Descripción de los tratamientos: Corta de Liberación (0-10 años); 1A, primer aclareo (10-20 años); 2A, segundo aclareo (20-30 años); 3A, tercer aclareo (30-40 años); CR, Corta de regeneración (40-50 años); IDV: Índice de Diversidad Verdadera.

Los rodales a los que se les aplicó una primera corta de aclareo presentaron la mayor densidad arbórea (1,725 ind ha⁻¹), arbustiva (1,025 ind ha⁻¹) y la menor densidad herbácea (400 ind ha⁻¹). Los datos de la segunda corta de aclareo tienen una densidad arbórea de 975 ind ha⁻¹ y la arbustiva de 825 ind ha⁻¹, lo cual sugiere una disminución en la densidad arbórea de 44% y de 19% en la densidad arbustiva, no obstante, el estrato herbáceo recuperó una tercera parte de su densidad (600 ind ha⁻¹). La densidad vegetal total disminuyó 24% respecto del tratamiento anterior (2400 ind ha⁻¹). Posterior a la tercera corta de aclareo, el estrato arbóreo presenta una densidad similar a la de 2A (925 ind ha⁻¹). También en este tratamiento la densidad arbustiva fue la más baja reportada (525 ind ha⁻¹), no obstante, el estrato herbáceo recuperó el 60% de su densidad y así se registró el valor más alto de todos los tratamientos analizados (1,000 ind ha⁻¹). La densidad vegetal total de este tratamiento se mantuvo constante respecto a 2A (2,450 ind ha⁻¹). Finalmente, en la corta de regeneración se reportó la densidad total más alta (3,175 ind ha⁻¹), la densidad arbórea fue de 1,275 ind ha⁻¹, la arbustiva de 975 ind ha⁻¹, y la herbácea de 925 ind ha⁻¹ (Tabla 7).

Tabla 7 Densidad del estrato arbóreo, arbustivo y herbáceo para cada tratamiento silvícola.

Tratamiento	Ar	Ab	H	Total	Ar	Ab	H
	Densidad (ind ha ⁻¹)				Porcentaje		
CL	0	740	1450	2190	0	33.79%	66.21%
1A	1725	1025	400	3150	54.76%	32.54%	12.70%
2A	975	825	600	2400	40.63%	34.38%	25.00%
3A	925	525	1000	2450	37.76%	21.43%	40.82%
CR	1275	975	925	3175	40.16%	30.71%	29.13%

Ar: Estrato arbóreo, Ab: Estrato arbustivo, H: Estrato herbáceo

Los rodales donde se aplicó la primera corta de aclareo registraron el menor promedio de altura (10.97 ± 4.92 m) como consecuencia de la sustitución de la masa forestal. El segundo aclareo registró la mayor altura promedio (19.15 ± 4.69 m) y una distribución asimétrica con 63% de individuos con alturas entre 20 y 25 metros. Los valores del tercer aclareo (12.32 ± 9.71 m) y de la corta de regeneración (12.84 ± 11.52 m) son similares a 1A, sin embargo, para 3A el 61.9% de los individuos reportan alturas entre 0 y 10 m, mientras que para CR es el 71.9% tiene alturas menores de 10 metros (Fig. 8).

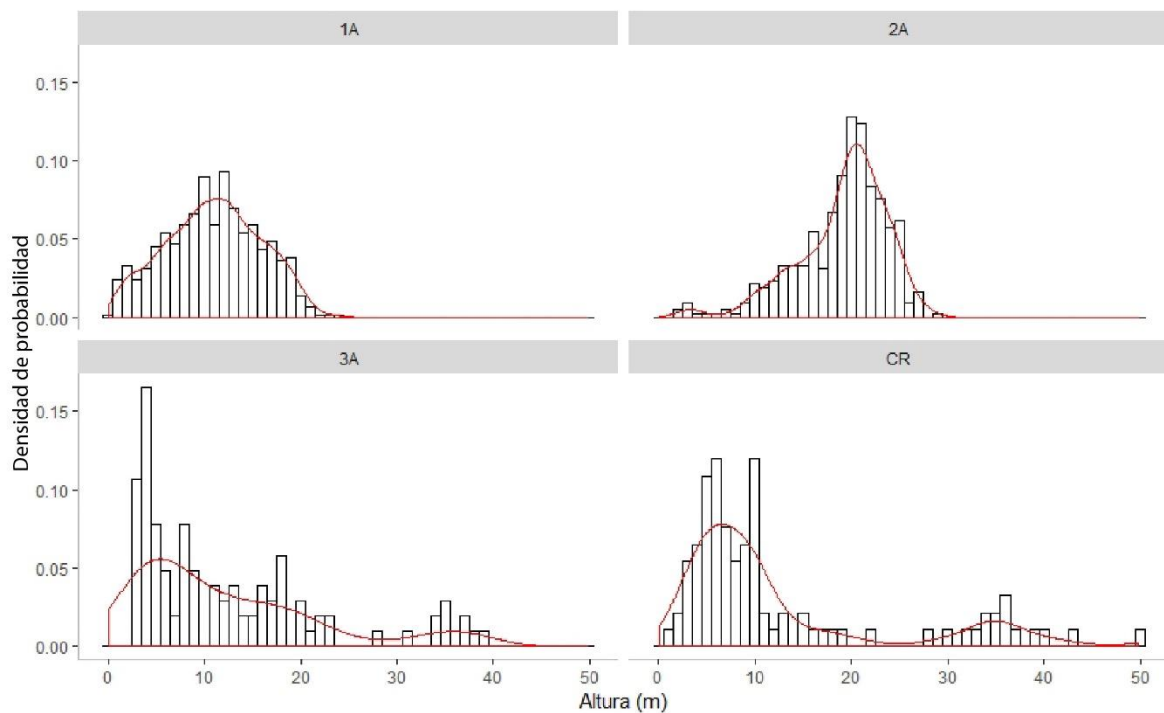


Figura 14 Histograma de alturas en los tratamientos silvícolas de MDS.

El tratamiento 1A reportó el DAP promedio más bajo (14.79 ± 7.33 cm) y el tratamiento 2A el más alto (24.03 ± 8.44 cm). El diámetro promedio disminuyó 36% después de la aplicación del tercer aclareo (15.51 ± 15.71 cm) y una vez que fue aplicada la corta de regeneración registró un aumento de 14% (18.11 ± 20.1 cm). Los tratamientos 3A y CR presentan DPA similares en el 3A el 68.5% de los individuos registraron un DAP entre 0 y 25 cm, mientras que en CR el 67.8% de los individuos tienen un DAP menor a 25 m (Fig. 9).

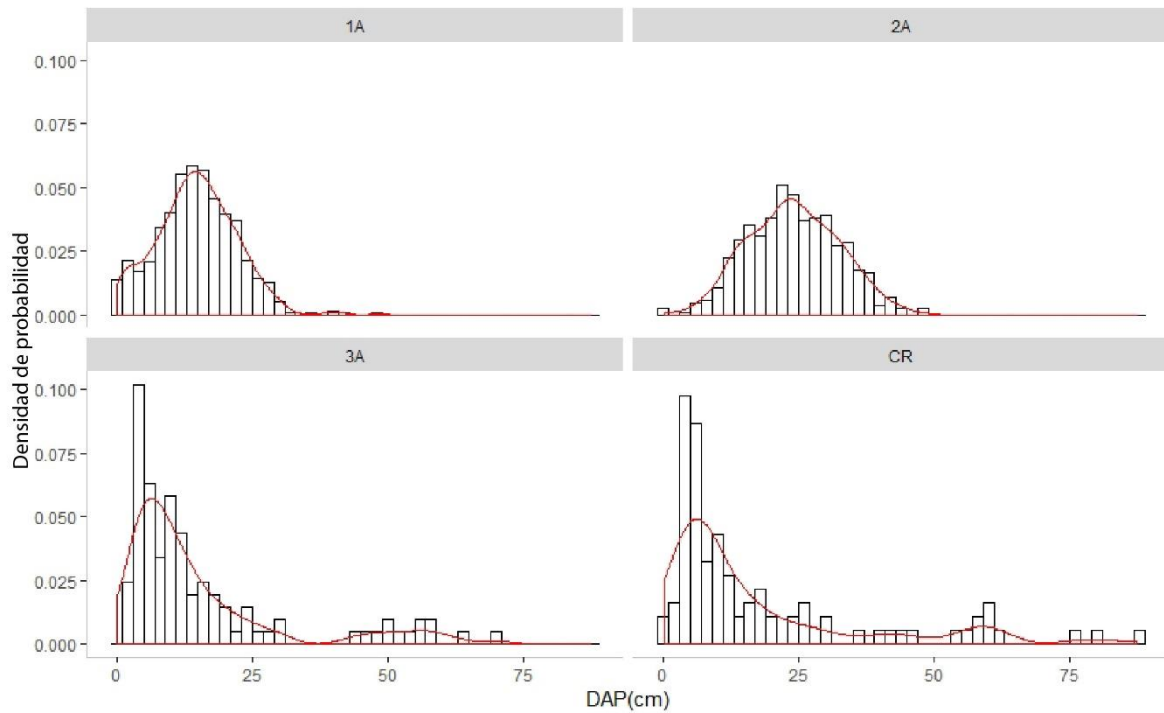


Figura 15 Histograma de DAP en los tratamientos silvícolas de MDS.

El promedio de edad calculada en el primer aclareo es de 14 ± 7 años y en el segundo aclareo es de 22 ± 7 años, en ambos casos es consistente con la edad de los rodales (10 a 20 años y 20 a 30 años respectivamente). Estos mismos tratamientos presentan una edad similar, alrededor del 48% de individuos tiene una edad 25 años. El promedio de edad disminuyó 14% después de la aplicación del tercer aclareo (19 ± 20 años) y al igual que en la corta de regeneración se presenta una distribución asimétrica de edades con el 68.9% de individuos con una edad promedio de 19 ± 20 años. El tratamiento CR, al igual que en la 2A, presenta un promedio de edad de 22 años, el mayor registrado en todos los tratamientos analizados, no obstante, la CR presentó la desviación estándar más alta (± 24 años) lo que representa el mayor contraste en la edad de los individuos presentes en estos tratamientos (Fig. 10).

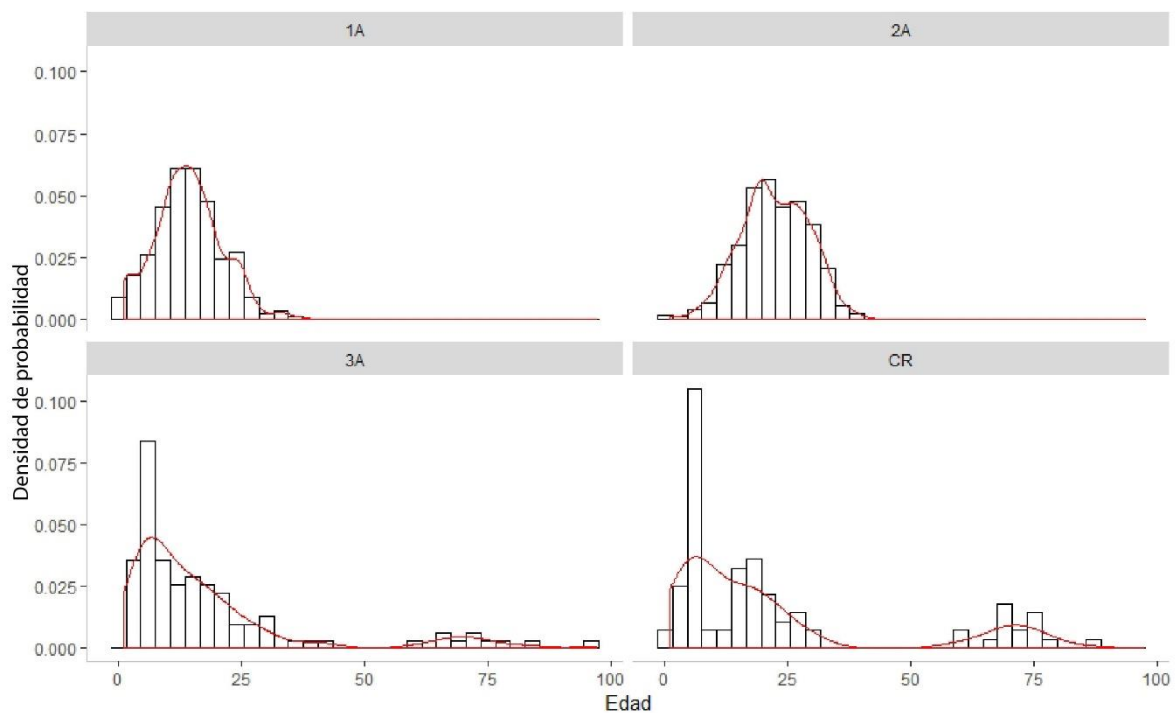


Figura 16 Histograma de edades en los tratamientos silvícolas de MDS.

La biomasa total fue de $76.31 \pm 1.15 \text{ Mg ha}^{-1}$ en los rodales donde se aplicó la primera corta de aclareo, con una media de $79.5 \pm 103.9 \text{ kg ind}^{-1}$. La distribución de los datos en este tratamiento indica que el 60% de los individuos tienen biomasa menor a 80 kg ind^{-1} . Los rodales donde fue aplicada la segunda corta de aclareo presentan la mayor biomasa de todos los tratamientos analizados ($121.88 \text{ Mg ha}^{-1} \pm 1.42$), la distribución de los datos en la 2A sugiere que alrededor del 62.1% de los individuos con biomasa menor a la media ($240.1 \pm 201.1 \text{ kg ind}^{-1}$). La biomasa estimada para los rodales donde se aplicó la tercera corta de aclareo es de ($100.43 \pm 9.18 \text{ Mg ha}^{-1}$, indicando que disminuyó 18 %; asimismo, 75.2% de los individuos tiene una biomasa de $292.3 \pm 637 \text{ kg ind}^{-1}$. La biomasa acumulada en el último tratamiento previo a la cosecha (CR) se redujo 25% ($75.28 \pm 1.10 \text{ Mg ha}^{-1}$). Para estos rodales se presentó el mayor incremento en el promedio de biomasa por individuo ($476.9 \pm 990.4 \text{ kg ind}^{-1}$), de los cuales el 75% presentaron una biomasa menor a $476.9 \text{ kg ind}^{-1}$, cifra que representa una alta concentración de individuos juveniles (Fig. 13).

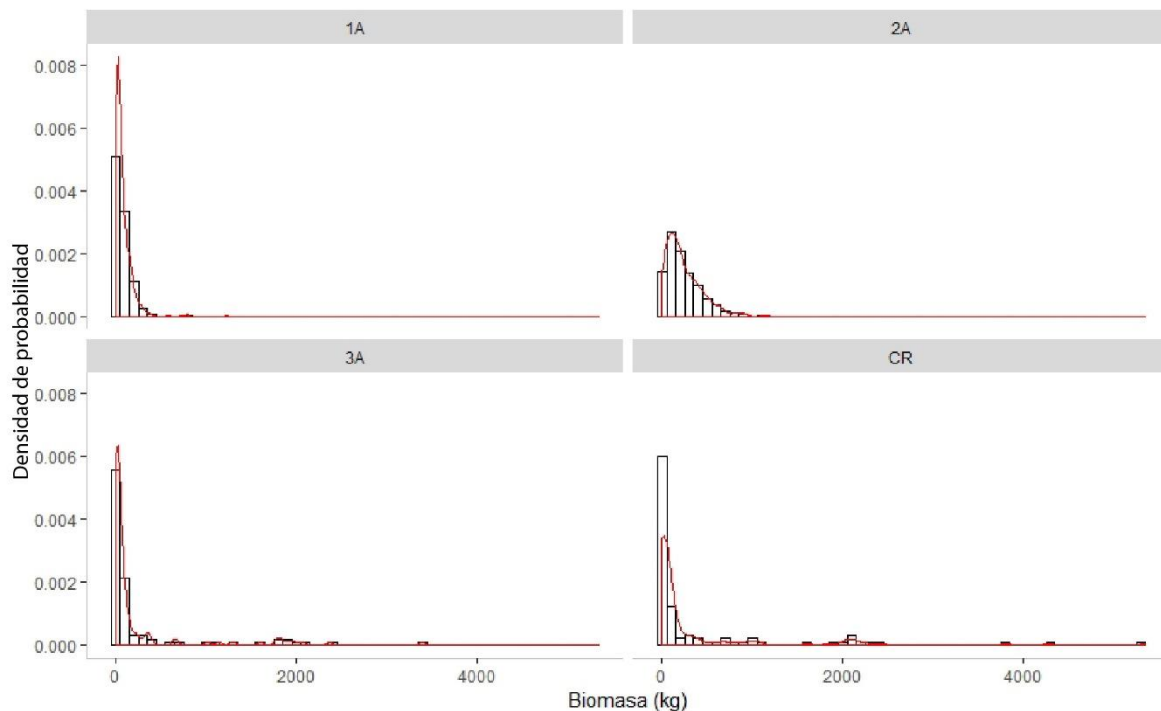


Figura 17 Histograma de biomasa en los tratamientos silvícolas de MDS.

La Corta de Liberación es el tratamiento en el que se lleva a cabo la cosecha de madera, es decir, dónde se realiza una corta total de los individuos del rodal. Debido a esto, la abundancia y riqueza del estrato arbórea es cero; sin embargo, se reportó la presencia de individuos en el estrato arbustivo y herbáceo, en los que se registró una riqueza de 22 especies y abundancia de 141 individuos arbustivos, y riqueza de 29 especies y abundancia total de 290 individuos en el estrato herbáceo (Tabla 9).

Tabla 8 Composición del estrato arbóreo, arbustivo y herbáceo de los tratamientos silvícolas del MDS

Estrato	Índice	Tratamiento silvícola				
		CL	1A	2A	3A	CR
Arbóreo	<i>Riqueza</i>	0	5	7	7	7
	<i>Abundancia</i>	0	581	421	103	92
	<i>Dominancia</i>	0.000	0.761	0.756	0.271	0.439
	<i>Uniformidad</i>	0%	34%	26%	61%	44%
	<i>Diversidad verdadera</i>	0.000	1.696	1.830	4.288	3.052
Arbustivo	<i>Riqueza</i>	21	24	21	15	20
	<i>Abundancia</i>	141	450	336	42	390
	<i>Dominancia</i>	0.121	0.110	0.112	0.195	0.117
	<i>Uniformidad</i>	55%	52%	56%	59%	55%
	<i>Diversidad verdadera</i>	11.546	12.394	11.695	8.8285	11.076
Herbáceo	<i>Riqueza</i>	25	36	32	17	31
	<i>Abundancia</i>	257	505	561	102	459
	<i>Dominancia</i>	0.132	0.073	0.066	0.100	0.089
	<i>Uniformidad</i>	46%	52%	62%	73%	51%
	<i>Diversidad verdadera</i>	11.522	18.678	19.92	12.43	15.706

Tabla 9 Composición del estrato arbustivo y herbáceo posterior a una Corta de Liberación

Spp	ARBUSTIVO		HERBÁCEO		
	Abundancia		Nombre	Abundancia	
	Total	Relativa		Total	Relativa
<i>Lonicera sp</i>	31	21.99%	<i>Geranium sp.</i>	67	23.10%
<i>Ribes spp.</i>	23	16.31%	<i>Ceudonafalio sp.</i>	45	15.52%
<i>Prunus cerotina</i>	22	15.60%	<i>Eragrostis sp.</i>	29	10.00%
<i>Quercus berberis</i>	10	7.09%	<i>Lonicera sp.</i>	25	8.62%
<i>Senecio spp salianus</i>	9	6.38%	<i>Arbusto 3</i>	17	5.86%
<i>Pinus patula</i>	7	4.96%	<i>Festuca</i>	16	5.52%
<i>Rubus ulmifolius</i>	7	4.96%	<i>Fresilla</i>	15	5.17%
<i>Bacharis spp.</i>	6	4.26%	<i>Hierba 5</i>	10	3.45%
<i>Pernetia spp.</i>	3	2.13%	<i>Polygonum</i>	8	2.76%
<i>Senecio spp.</i>	3	2.13%	<i>Ribes</i>	8	2.76%
<i>Cestrum spp.</i>	3	2.13%	<i>Alchemilla</i>	6	2.07%
<i>Eupatorium deltoindium</i>	3	2.13%	<i>Musgo</i>	6	2.07%
<i>Smilax spp.</i>	2	1.42%	<i>Capulín</i>	4	1.38%
<i>Phytolacca spp.</i>	2	1.42%	<i>Cestrum</i>	3	1.03%
<i>Acaena elongata</i>	2	1.42%	<i>Jarilla</i>	3	1.03%
<i>Pinus pseodotrobus</i>	1	0.71%	<i>Plumajilla</i>	3	1.03%
<i>Festuca spp.</i>	1	0.71%	<i>Smilax</i>	3	1.03%
<i>Poligonium spp.</i>	1	0.71%	<i>Cardosanto</i>	2	0.69%
<i>Salvia spp.</i>	1	0.71%	<i>Chimaphylla</i>	2	0.69%
<i>Abies religiosa</i>	1	0.71%	<i>Parchiquelite</i>	2	0.69%
<i>Galium spp.</i>	1	0.71%	<i>Pernettya</i>	2	0.69%
			<i>Phytolacca</i>	2	0.69%
			<i>Senecio</i>	2	0.69%
			<i>Endina</i>	1	0.34%
			<i>Galium</i>	1	0.34%
			<i>Plantago</i>	1	0.34%
			<i>Quercus berberis</i>	1	0.34%
Total	141	100%	Total	290	100%

La diversidad arbórea registrada en 1A fue la más baja de todos los tratamientos analizados, ya que, a pesar de presentar una riqueza de 5 especies, la abundancia relativa de *P. patula* es de 86.75%, lo cual representa dominancia monoespecífica en estos rodales (Tabla 10). En este tratamiento se ha sustituido el proceso de regeneración natural por la siembra directa de la especie maderable utilizada para la producción forestal, proceso que responde al objetivo del sistema de aprovechamiento de mantener una estructura y composición homogéneas. En el estrato arbustivo se reportó una riqueza de 27 especies, una abundancia total de 461 individuos y una abundancia relativa dominada por *Lonicera spp.* (21.3%) y *Ribes spp.* (14.9%). El estrato herbáceo registró una riqueza de 39 especies, abundancia total de 529 individuos y abundancia relativa dominada por *Alchemilla* (13.2%), *Plantago* (10.4%) y *Musgo* (9.8%).

Tabla 10. Composición arbórea, arbustiva y herbácea posterior a la primera corta de Aclareo (1A)

ARBÓREO			ARBUSTIVO			HERBÁCEO		
Spp.	Abundancia		Spp	Abundancia		Nombre	Abundancia	
	Total	Relativa		Total	Relativa		Total	Relativa
<i>P. patula</i>	504	86.75%	<i>Lonicera spp</i>	98	21.26%	<i>Alchemilla</i>	71	13.42%
<i>Abies religiosa</i>	50	8.60%	<i>Ribes spp</i>	69	14.97%	<i>Plantago</i>	55	10.40%
<i>Pinus ayacahuite</i>	9	1.55%	<i>Cestrum spp</i>	45	9.76%	<i>Musgo</i>	52	9.83%
<i>P. montezumae</i>	9	1.55%	<i>Quercus laurina</i>	45	9.76%	<i>Festuca</i>	43	8.13%
<i>P. pseudostrobus</i>	9	1.55%	<i>Bacharis spp</i>	31	6.72%	<i>Geranium</i>	42	7.94%
			<i>Prunus serotina</i>	30	6.51%	<i>Eragrostics</i>	38	7.18%
			<i>Prunela spp</i>	28	6.07%	<i>Pernetia</i>	30	5.67%
			<i>Senecio spp</i>	15	3.25%	<i>Lonicera</i>	20	3.78%
			<i>Quercus berberis</i>	14	3.04%	<i>Smilax</i>	16	3.02%
			<i>Smilax spp</i>	12	2.60%	<i>Cestrum</i>	14	2.65%
			<i>Senecio spp</i>	10	2.17%	<i>Fresilla</i>	14	2.65%
			<i>Pernetia spp</i>	9	1.95%	<i>Chimaphylla</i>	11	2.08%
			<i>Salix occilephs</i>	9	1.95%	<i>Quercus berberis</i>	11	2.08%
			<i>Hierba compuesta</i>	6	1.30%	<i>Ribes</i>	11	2.08%
			<i>Rubus ulmifolius</i>	6	1.30%	<i>Senecio</i>	9	1.70%
			<i>Salvia spp</i>	5	1.08%	<i>Ceudonafalio</i>	6	1.13%
			<i>Eupatorium deltoindium</i>	4	0.87%	<i>Galium</i>	6	1.13%
			<i>Monina spp</i>	4	0.87%	<i>Salvia</i>	6	1.13%
			<i>Pinus patula</i>	4	0.87%	<i>Capulin</i>	5	0.95%
			<i>Quercus rugosa</i>	4	0.87%	<i>Fresilla</i>	5	0.95%
			<i>Festuca spp</i>	2	0.43%	<i>Prunela</i>	5	0.95%
			<i>Phitocatenium spp</i>	2	0.43%	<i>Quercus laurina</i>	5	0.95%
			<i>Cnicus benedictus</i>	1	0.22%	<i>Grostics</i>	4	0.76%
			<i>Eragrostis spp</i>	1	0.22%	<i>Garrapatilla</i>	3	0.57%
						<i>Palmilla</i>	3	0.57%
						<i>Bacharis</i>	2	0.38%
						<i>Eupatorium Deltoindium</i>	2	0.38%
						<i>Sidbortia</i>	2	0.38%
						<i>Repents</i>	2	0.38%
						<i>Cardosanto</i>	1	0.19%
						<i>Darchiquelite</i>	1	0.19%
						<i>Jarilla</i>	1	0.19%
						<i>Morita</i>	1	0.19%
						<i>Riñonera</i>	1	0.19%
						<i>Salix occilephs</i>	1	0.19%
						<i>Zarzamora</i>	1	0.19%
Total	581	100%	Total	461	100%	Total	529	100%

La riqueza arbórea registrada en el tratamiento 2A es de 7 especies con una abundancia de 421 individuos: 135 árboles de *Pinus patula* y 12 de *Pinus teocote*. El índice de diversidad verdadera calculado fue de 1.69, es decir que 2 especies de árboles son las más representativas del estrato arbóreo en estos sitios (Tabla 8). En el estrato arbustivo se reportó una riqueza de 24 especies, una abundancia total de 352 individuos y una abundancia relativa dominada por *Lonicera spp.* (17.6%) y *Cestrum spp.* (17.1%). El estrato herbáceo registró una riqueza de 42 especies, abundancia total de 387 individuos y abundancia relativa dominada por *Musgos* (20.2%), *Plantago* (15.5%) y *Pernetia* (14.9%) (Tabla 11).

Tabla 11 Composición arbórea arbustiva y herbácea posterior a la segunda corta de Aclareo (2A)

ARBÓREO			ARBUSTIVO			HERBÁCEO		
Spp.	Abundancia		Spp	Abundancia		Nombre	Abundancia	
	Total	Relativa		Total	Relativa		Total	Relativa
<i>P. patula</i>	365	86.70%	<i>Lonicera spp</i>	62	17.61%	<i>Musgo</i>	78	20.16%
<i>P. pseudostrobus</i>	18	4.28%	<i>Cestrum spp</i>	60	17.05%	<i>Plantago</i>	60	15.50%
<i>Abies religiosa</i>	12	2.85%	<i>Senecio spp</i>	40	11.36%	<i>Pernetia</i>	58	14.99%
<i>P. ayacahuite</i>	12	2.85%	<i>Bacharis spp</i>	39	11.08%	<i>Geranium</i>	37	9.56%
<i>Quercus laurina</i>	9	2.14%	<i>Quercus laurina</i>	23	6.53%	<i>Festuca</i>	35	9.04%
<i>P. Teocote</i>	3	0.71%	<i>Prunus cerotina</i>	20	5.68%	<i>Eragrostics</i>	32	8.27%
<i>Q. rugosa</i>	2	0.48%	<i>Ribes spp</i>	20	5.68%	<i>Cestrum</i>	25	6.46%
			<i>Prunela spp</i>	19	5.40%	<i>Alchemilla</i>	22	5.68%
			<i>Hierba compuesta</i>	15	4.26%	<i>Fresilla</i>	20	5.17%
			<i>Quercus berberis</i>	10	2.84%	<i>Lonicera</i>	18	4.65%
			<i>Salvia spp</i>	10	2.84%	<i>Capulin</i>	17	4.39%
			<i>Salix occilephis</i>	8	2.27%	<i>Chimaphylla</i>	16	4.13%
			<i>Rubus ulmifolius</i>	5	1.42%	<i>Sidbortia Repents</i>	16	4.13%
			<i>Smilax spp</i>	4	1.14%	<i>Hierba 1</i>	13	3.36%
			<i>Phytolacca spp</i>	3	0.85%	<i>Salvia</i>	13	3.36%
			<i>Alnus arguta</i>	2	0.57%	<i>Bacharis</i>	11	2.84%
			<i>Eragrostis spp</i>	2	0.57%	<i>Palmilla</i>	11	2.84%
			<i>Festuca spp</i>	2	0.57%	<i>Prunela</i>	11	2.84%
			<i>Pernetia spp</i>	2	0.57%	<i>Fresilla</i>	10	2.58%
			<i>Quercus rugosa</i>	2	0.57%	<i>Ribes</i>	9	2.33%
			<i>Acaena elongata</i>	1	0.28%	<i>Hierba C.</i>	8	2.07%
			<i>Pernetia spp</i>	1	0.28%	<i>Mirto</i>	8	2.07%
			<i>Poligonium spp</i>	1	0.28%	<i>Smilax</i>	8	2.07%
						<i>Cilantrillo</i>	6	1.55%
						<i>Trebol</i>	5	1.29%
						<i>Parchiquelite</i>	4	1.03%
						<i>Pachiquelite</i>	3	0.78%
						<i>Phytolacca</i>	3	0.78%
						<i>Quercus berberis</i>	3	0.78%
Total	421	100%	Total	352	100%	Total	387	100%

La riqueza arbórea registrada en el tratamiento 3A es de 7 especies con una abundancia total de 103 individuos en dónde se reportaron las siguientes especies dominantes: 34 árboles de *Abies religiosa* (33%), 30 de *Quercus laurina* (29.1%) y 28 de *Pinus patula* (27.2%). El índice de diversidad verdadera calculado fue el más alto (4.28), es decir que 4 especies de árboles son representativos del estrato arbóreo en este tratamiento (Tabla 8). En el estrato arbustivo se reportó una riqueza de 15 especies, una abundancia total de 42 individuos y una abundancia relativa dominada por *Lonicera spp.* (40.5%). El estrato herbáceo registró una riqueza de 18 especies, abundancia total de 102 individuos y abundancia relativa dominada por *Chimaphylla* (18.6%) y *Plantago* (15.7%) (Tabla 12).

Tabla 12 Composición arbórea arbustiva y herbácea posterior a la tercera corta de Aclareo (3A)

ARBÓREO			ARBUSTIVO			HERBÁCEO		
Spp.	Abundancia		Spp	Abundancia		Spp	Abundancia	
	Total	Relativa		Total	Relativa		Total	Relativa
<i>Abies religiosa</i>	34	33.01%	<i>Lonicera spp</i>	17	40.48%	<i>Chimaphylla</i>	19	18.63%
<i>Quercus laurina</i>	30	29.13%	<i>Senecio spp</i>	3	7.14%	<i>Plantago</i>	16	15.69%
<i>Pinus patula</i>	28	27.18%	<i>Cestrum spp</i>	3	7.14%	<i>Musgo</i>	9	8.82%
<i>Q. rugosa</i>	5	4.85%	<i>Monina spp</i>	3	7.14%	<i>Salvia</i>	9	8.82%
<i>Alnus arguta</i>	2	1.94%	<i>Salvia spp</i>	3	7.14%	<i>Smilax</i>	9	8.82%
<i>Lonicera</i>	2	1.94%	<i>Prunus cerotina</i>	2	4.76%	<i>Eupatorium Deltoindium</i>	7	6.86%
<i>Salix</i>	2	1.94%	<i>Quercus laurina</i>	2	4.76%	<i>Lonicera</i>	7	6.86%
			<i>Quercus rugosa</i>	2	4.76%	<i>Alchemilla</i>	5	4.90%
			<i>Quercus berberis</i>	1	2.38%	<i>Capulin</i>	3	2.94%
			<i>Eupatorium deltoindium</i>	1	2.38%	<i>Eragrostics</i>	3	2.94%
			<i>Smilax spp</i>	1	2.38%	<i>Galium</i>	3	2.94%
			<i>Ribes spp</i>	1	2.38%	<i>Pernetia</i>	3	2.94%
			<i>Plantago spp</i>	1	2.38%	<i>Senecio</i>	3	2.94%
			<i>Berbernia spp</i>	1	2.38%	<i>Cestrum</i>	2	1.96%
			<i>Prunela spp</i>	1	2.38%	<i>Ceutrum</i>	1	0.98%
						<i>Cilantrillo</i>	1	0.98%
						<i>Festuca</i>	1	0.98%
						<i>Palmilla</i>	1	0.98%
Total	103	100%	Total	42	100%	Total	102	100%

La riqueza arbórea registrada en el tratamiento CR es de 7 especies con una abundancia total de 92 individuos, tratamiento en el que predomina *Abies religiosa* con abundancia de 57 individuos (61.9% de abundancia relativa). El índice de diversidad verdadera calculado fue menor al de 3A (3.05), es decir que 3 especies arbóreas son representativas del estrato arbóreo en este tratamiento (Tabla 8). En el estrato arbustivo se reportó una riqueza de 23 especies, una abundancia total de 395 individuos y una abundancia relativa dominada por *Lonicera spp.* (22.3%), *Prunela spp.* (11.9%), *Ribes spp.* (11.9%) y *Senecio spp* (11.7%). El estrato herbáceo registró una riqueza de 39 especies, abundancia total de 496 individuos y abundancia dominada por *Chimaphylla* (18.4%) (Tabla 13).

Tabla 13 Composición arbórea arbustiva y herbácea posterior a la Corta de Regeneración (CR)

ARBÓREO			ARBUSTIVO			HERBÁCEO		
Spp.	Abundancia		Spp	Abundancia		Spp	Abundancia	
	Total	Relativa		Total	Relativa		Total	Relativa
<i>Abies religiosa</i>	57	61.96%	<i>Lonicera spp</i>	88	22.28%	<i>Chimaphylla</i>	91	18.35%
<i>Quercus laurina</i>	17	18.48%	<i>Prunela spp</i>	47	11.90%	<i>Eragrostics</i>	59	11.90%
<i>Pinus patula</i>	13	14.13%	<i>Ribes spp</i>	47	11.90%	<i>Ribes</i>	44	8.87%
<i>Q. rugosa</i>	2	2.17%	<i>Senecio spp</i>	46	11.65%	<i>Plantago</i>	36	7.26%
<i>Ahuacatillo</i>	1	1.09%	<i>Eupatorium deltoindium</i>	38	9.62%	<i>Alchemilla</i>	25	5.04%
<i>P. pseudostrobus</i>	1	1.09%	<i>Prunus cerotina</i>	24	6.08%	<i>Festuca</i>	24	4.84%
<i>Prunela</i>	1	1.09%	<i>Quercus berberis</i>	22	5.57%	<i>Musgo</i>	23	4.64%
			<i>Cestrum spp</i>	19	4.81%	<i>Capulin</i>	21	4.23%
			<i>Pernetia spp</i>	10	2.53%	<i>Geranium</i>	19	3.83%
			<i>Salix occilephis</i>	10	2.53%	<i>Prunela</i>	19	3.83%
			<i>Bacharis spp</i>	9	2.28%	<i>Pernetia</i>	18	3.63%
			<i>Quercus laurina</i>	9	2.28%	<i>Lonicera</i>	14	2.82%
			<i>Smilax spp</i>	5	1.27%	<i>Cestrum</i>	11	2.22%
			<i>Hierba compuesta</i>	4	1.01%	<i>Aguacatillo</i>	8	1.61%
			<i>Sinforicarpus</i>	4	1.01%	<i>Fresilla</i>	8	1.61%
			<i>Monina spp</i>	3	0.76%	<i>Ceudonafalio</i>	7	1.41%
			<i>Salvia spp</i>	2	0.51%	<i>Eupatorium Deltoidium</i>	7	1.41%
			<i>Alnus arguta</i>	1	0.25%	<i>Phytolacca</i>	6	1.21%
			<i>Eragrostis spp</i>	1	0.25%	<i>Sinforicarpus</i>	5	1.01%
			<i>Hierba Comp.</i>	1	0.25%	<i>Smilax</i>	5	1.01%
			<i>Quercus rugosa</i>	1	0.25%	<i>Galium</i>	2	0.40%
						<i>Garrapatilla</i>	2	0.40%
						<i>Bacharis</i>	1	0.20%
						<i>Cardosanto</i>	1	0.20%
						<i>Cilantrillo</i>	1	0.20%
						<i>Fresilla</i>	1	0.20%
						<i>Palmilla</i>	1	0.20%
						<i>Perlilla</i>	1	0.20%
						<i>Prunus cerotina</i>	1	0.20%
						<i>Quercus berberis</i>	1	0.20%
						<i>Zarzamora</i>	1	0.20%
Total	92	100%	Total	395	100%	Total	493	100%

Método Mexicano de Ordenamiento de Bosques Irregulares

Para el caso del MMOBI la altura promedio de todos los individuos fue de 20.85 m (± 6.44), el diámetro normal de 29.89 cm (± 12.56), una biomasa total estimada de 7.62 Mg ha⁻¹, y una densidad promedio de 541.67 ind ha⁻¹; si bien las cortas se realizan cada 10 años, se analizaron sitios que representaran el estado de la estructura en 3 periodos posteriores a la cosecha: Corta de Selección Reciente de 2 años (CSr); Corta de Selección Intermedia (CSi) 6 años posterior a la cosecha, y sin embargo, y Corta de Selección Final (CSf), etapa 8 años posterior a la cosecha (Tabla 15).

Tabla 14 Descripción cuantitativa de la estructura y composición de cada tratamiento silvícola.

	Tratamiento silvícola	Años después de la cosecha	Altura total (m)	DN (cm)	Biomasa (kg ha ⁻¹)	Densidad (ind ha ⁻¹)	IDV
MMOBI	CSr	2	28.74	38.78	7623.45	450	1.0
			8.86	14.20			
	CSi	6	16.17	22.64	8093.18	850	1.0
			3.25	9.54			
	CSt	8	17.64	28.24	8754.72	1100	1.93
			7.19	13.93			

Descripción de los tratamientos: Corta Selectiva Reciente (CSr), 2 años posterior a la cosecha; Corta Selectiva Intermedia (CSi), 6 años posterior a la cosecha; Corta Selectiva Tardía (CSt), 8 años posterior a la cosecha.

De acuerdo con los datos se estimó una densidad de 450 ind ha⁻¹ en la etapa reciente (CSr); un aumento de más de 3 veces para la etapa intermedia (CSi) con 850 ind ha⁻¹, y otro aumento de 30% a 550 ind ha⁻¹ en la etapa previa a la cosecha (CSt). En cuanto al estrato arbustivo se reportó una densidad de 500 ind ha⁻¹ en CSr, una disminución del 65% en CSi con 175 ind ha⁻¹ y finalmente una densidad 3 veces mayor en CSt con 600 ind ha⁻¹. El estrato herbáceo presentó una densidad de 325 ind ha⁻¹ en CSr, 425 ind ha⁻¹ en CSi, y finalmente de 275 ind ha⁻¹ en CSt. (Tabla 15).

Tabla 15 Densidad del estrato arbóreo, arbustivo y herbáceo para cada tratamiento silvícola.

Tratamiento	Ar	Ab	H	Total	Ar	Ab	H
	Densidad (ind ha ⁻¹)				Porcentaje		
CSr	450	500	325	1275	35.3%	39.2%	25.5%
CSi	850	175	425	1450	58.6%	12.1%	29.3%
CSt	1100	600	275	1975	55.7%	30.4%	13.9%

Ar: Estrato arbóreo, Ab: Estrato arbustivo, H: Estrato herbáceo

La altura media del tratamiento reciente fue 28.74 ± 8.86 m; 16.17 ± 3.25 m en el intermedio, y 17.64 ± 7.19 m en la etapa tardía. La altura promedio de los árboles en este sistema fue 20.85 ± 6.43 m.

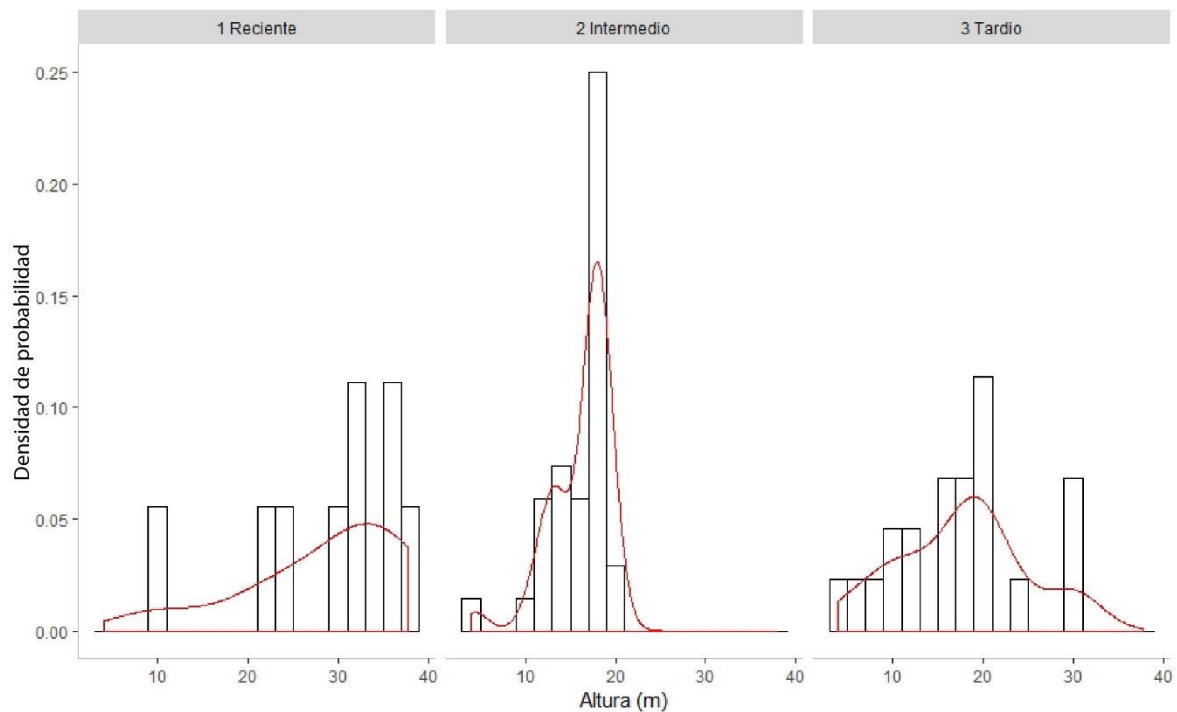


Figura 18 Histograma de alturas en los tratamientos silvícolas de MMOBI

De acuerdo con los datos analizados en la etapa reciente (CSr) posterior a una corta selectiva el diámetro normal reportado fue de 38.78 cm (± 14.2); posteriormente en la etapa intermedia (CSi) disminuyó a 22.64 cm (± 8.44), y finalmente aumentó a 28.24 cm (± 13.93) en la etapa final previa a la cosecha (CSt). El DAP promedio en este sistema fue 29.89 ± 12.19 cm.

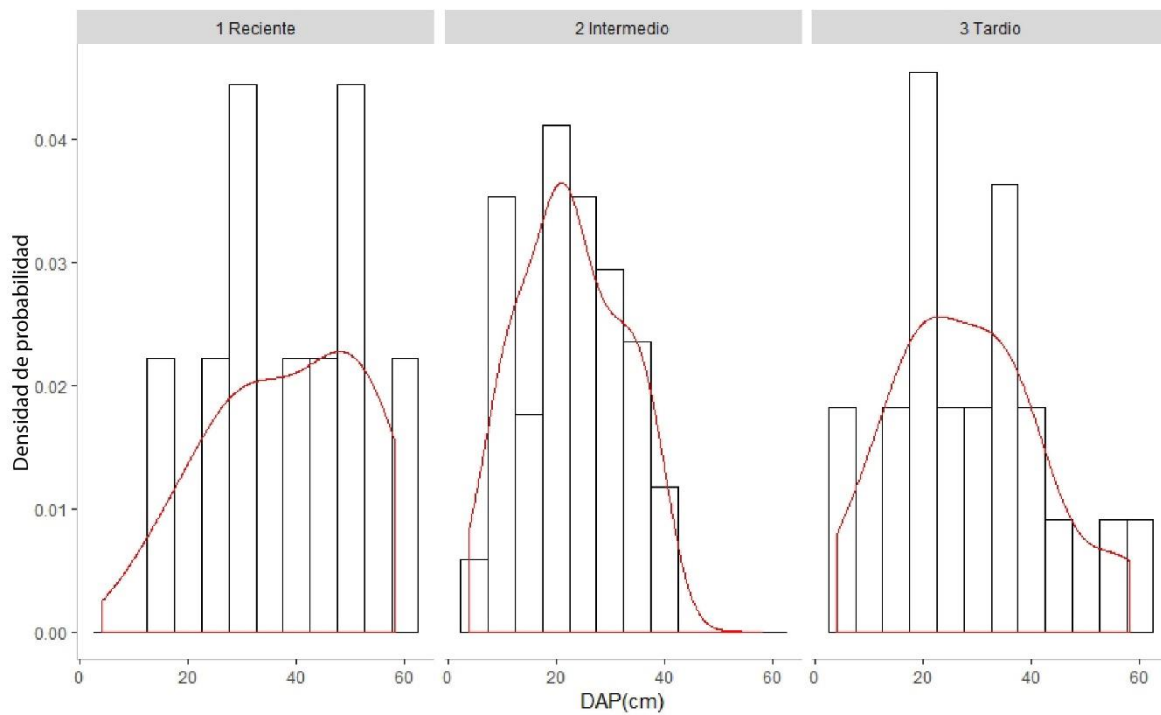


Figura 19 Histograma de DAP en los tratamientos silvícolas de MMOBI

Se calculó una biomasa total de 95.29 Mg ha^{-1} para la etapa CSr; $101.16 \text{ Mg ha}^{-1}$ para la etapa intermedia (CSi), y 96.93 Mg ha^{-1} en la etapa previa a la cosecha (CSt). Por otro lado, en la etapa reciente se reportó una biomasa individual promedio de $1047.01 \pm 593.97 \text{ kg ind}^{-1}$, en la etapa intermedia de $238.03 \pm 206.25 \text{ kg ind}^{-1}$, y en la etapa final de $352.48 \pm 501.51 \text{ kg ind}^{-1}$.

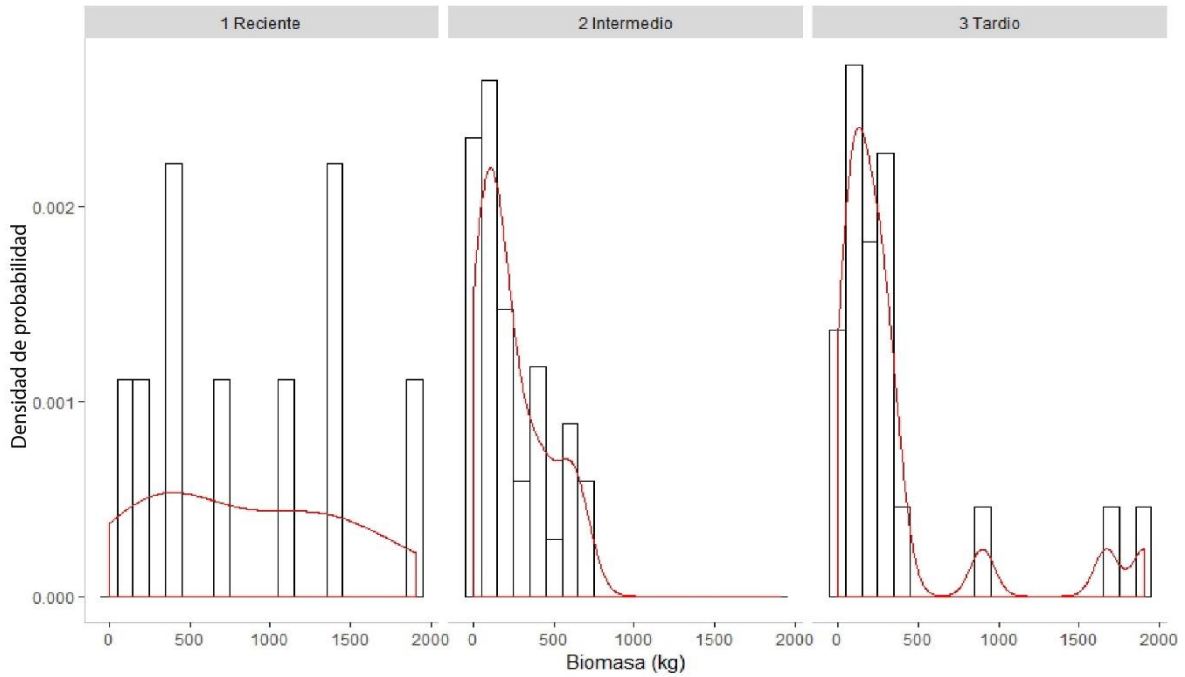


Figura 20 Histograma de biomasa en los tratamientos silvícolas de MMOBI

La riqueza arbórea registrada en los sitios de corta selectiva fue monoespecífica (*Abies religiosa*) para la etapa Reciente e Intermedia con abundancia total de 9 y 34 individuos respectivamente, mientras que en la etapa Tardía se reportó una riqueza de 2 especies y adundancia total de 22 individuos: *Cupressus lindeleyi* con abundancia relativa de 63.64% y *Abies religiosa* con abundancia relativa de 36.36%. En los sitios CSr se reportó una riqueza de 7 especies arbustivas y una abundancia total de 40 individuos con dominancia de *Alchemilla sp* (52.5%) y *Senecio sinuatus* (30%). En cuanto al estrato herbáceo la riqueza fue de 9 especies y la abundancia total de 102 individuos con dominancia de *Brachipodium mexicanum* (35.3%), *Hypnum spp.* (18.6%), *Alchemilla spp.* (12.7%), *Senecio spp.* (11.8%) y *Didymaea alsinoides* (10.8%). (Tabla 17).

Tabla 17. Composición arbustiva y herbácea posterior a la Corta de Selección Reciente (CSr)

ARBUSTIVO			HERBÁCEO		
Spp.	Abundancia		Spp.	Abundancia	
	Total	Relativa		Total	Relativa
<i>Alchemilla sp.</i>	21	52.50%	<i>Brachipodium mexicanum</i>	36	35.29%
<i>Senecio sinuatus</i>	12	30.00%	<i>Hypnum sp</i>	19	18.63%
<i>Cirsium ehrenbergii</i>	2	5.00%	<i>Alchemilla sp</i>	13	12.75%
<i>Symphoricarpos microphyllus</i>	2	5.00%	<i>Senecio sp.</i>	12	11.76%
<i>Acaena elongata</i>	1	2.50%	<i>Didymaea alsinoides</i>	11	10.78%
<i>Ribes ciliatum</i>	1	2.50%	<i>Fragaria mexicana</i>	3	2.94%
<i>Senecio sp.</i>	1	2.50%	<i>Galium praetermissum</i>	3	2.94%
			<i>Geranium seemannii</i>	3	2.94%
			<i>Stevia pazcuarensis</i>	2	1.96%
Total	40	100.00%	Total	102	100.00%

En la etapa de Cortas Intermedias se reportó una riqueza de 2 especies arbustivas con una abundancia total de 14 individuos con presencia de *Acaena elongata* (78.6%) y *Senecio sinuatus* (21.4%). En cuanto al estrato herbáceo la riqueza fue de 10 especies y la abundancia total de 136 individuos con dominancia de *Brachipodium mexicanum* (22.1%), *Hypnum spp.* (22.1%), *Sibthorpia repens* (21.3%) y *Galium praetermissum* (19.9%). (Tabla 18).

Tabla 18. Composición arbustiva y herbácea posterior a la Corta de Selección Intermedia (CSI)

ARBUSTIVO			HERBÁCEO		
Spp	Abundancia		Spp	Abundancia	
	Total	Relativa		Total	Relativa
<i>Acaena elongata</i>	11	78.57%	<i>Brachipodium mexicanum</i>	30	22.06%
<i>Senecio sinuatus</i>	3	21.43%	<i>Hypnum sp</i>	30	22.06%
			<i>Sibthorpia repens</i>	29	21.32%
			<i>Galium praetermissum</i>	27	19.85%
			<i>Didymaea alsinoides</i>	8	5.88%
			<i>Alchemilla sp</i>	5	3.68%
			<i>Acaena elongata</i>	2	1.47%
			<i>Galium aschenbornii</i>	2	1.47%
			<i>Senecio sp.</i>	2	1.47%
			<i>Piptochaetium seleri</i>	1	0.74%
Total	14	100%	Total	136	100%

Finalmente, en los sitios CSt se registró una riqueza arbustiva de 7 especies y una abundancia total de 48 individuos con dominancia de 2 especies: *Castilleja arvensis* (39.6%) y *Lupinus montanus* (39.6%). En cuanto al estrato herbáceo la riqueza fue de 8 especies y la abundancia total de 83 individuos con dominancia de *Hypnum spp.* (37.6%) y *Alchemilla spp.* (30.1%). (Tabla 19).

Tabla 19. Composición arbustiva y herbácea posterior a la Corta de Selección Tardía (CSt)

ARBUSTIVO			HERBÁCEO		
Spp	Abundancia		Spp	Abundancia	
	Total	Relativa		Total	Relativa
<i>Castilleja arvensis</i>	19	39.58%	<i>Hypnum sp</i>	31	37.35%
<i>Lupinus montanus</i>	19	39.58%	<i>Alchemilla sp</i>	25	30.12%
<i>Abies religiosa</i>	3	6.25%	<i>Bidens sp.</i>	8	9.64%
<i>Senecio sinuatus</i>	3	6.25%	<i>Brachipodium mexicanum</i>	5	6.02%
<i>Arbutus xalapensis</i>	2	4.17%	<i>Castilleja arvensis</i>	5	6.02%
<i>Eupatorium deltoideum</i>	1	2.08%	<i>Galium praetermissum</i>	5	6.02%
<i>Eupatorium glabratum</i>	1	2.08%	<i>Didymaea alsinoides</i>	2	2.41%
			<i>Piptochaetium seleri</i>	2	2.41%
Total	48	100%	Total	83	100%

Identificación de servicios ecosistémicos

Servicios ecosistémicos en MDS

En MDS la cosecha significa la remoción total de la vegetación arbórea, por lo tanto, posterior a este tratamiento no existe estructura que regule la creación y manutención del hábitat para la diversidad de fauna; sin embargo, sí se registra la presencia de vegetación en otros estratos del bosque. El índice de complejidad para los estratos del sotobosque fue de 0.58 para arbustos y 0.59 en herbáceas, lo cual representa una aptitud media para la creación de hábitat. Por otro lado, la corta total no impactó en el corto plazo (0 a 10 años posterior a la cosecha) a la capacidad de almacenar y capturar carbono (82.69 Mg ha⁻¹ de carbono orgánico en el suelo, COS); no obstante sí se registró la fertilidad del suelo más baja en todo el MDS, es decir, aunque el carbono almacenado en el suelo no se ve afectado inmediatamente tras la cosecha de madera, la disponibilidad de otros nutrientes se reduce, por lo tanto, el suelo es menos fértil en los años posteriores a la corta de liberación. En estos rodales no se reporta la producción de leña debido a que la provisión está enfocada completamente a la extracción de biomasa arbórea (36.88 Mg ha⁻¹), siendo este tratamiento que reporta la cosecha de madera para fines comerciales (PMF-Llano Grande, 2013) (Fig. 23).

Tabla 16 Estado de los servicios ecosistémicos en cada tratamiento silvícola de MDS.

Servicio ecosistémico	Indicador	Tratamiento				
		CL	1A	2A	3A	CR
Creación y mantenimiento de hábitat	Complejidad arbórea	0.00	0.13	0.08	1.00	0.78
	Complejidad arbustiva	0.58	1.00	0.68	0.41	0.94
	Complejidad herbácea	0.59	0.94	0.79	0.55	1.00
	Diversidad arbórea	0.00	1.70	1.83	4.29	3.05
	Diversidad arbustiva	11.55	12.39	11.70	8.83	11.08
	Diversidad herbácea	11.52	18.68	19.92	12.43	15.71
Secuestro y almacenamiento de carbono	Carbono arbóreo (Mg ha ⁻¹)	0.00	38.15	60.91	49.75	37.65
	COS (Mg ha ⁻¹)	82.69	79.85	91.82	82.84	58.35
Fertilidad de suelo	índice C,N y P disponibles	2.76	3.69	3.69	4.61	5.54
Producción de leña	Potencial de extracción (Mg ha ⁻¹)	0.00	0.58	0.30	0.37	1.00
Provisión de madera	Madera cosechada (Mg ha ⁻¹)	36.88	0.00	0.00	0.00	0.00

El servicio de creación de hábitat aumentó después durante la primera corta de aclareo, principalmente en el sotobosque en donde se registró un índice de complejidad de 1.0 en el estrato arbustivo y de 0.94 en el herbáceo. Por otro lado, el estrato arbóreo es monoespecífico y reporta el índice de complejidad más bajo de todo el sistema de aprovechamiento (0.13) como resultado de la homogeneización de la masa forestal para la que está diseñado el MDS; sin embargo, presenta una mayor dinámica en el sotobosque respecto al tratamiento previo. A pesar de la recuperación de la masa forestal a 10 años de haber sido cosechada, la capacidad de almacenar carbono permaneció baja (38.15 Mg ha^{-1}), mientras que el nivel de almacenamiento de carbono subterráneo se mantuvo en un nivel similar al tratamiento anterior (79.85 Mg ha^{-1}). Asimismo, se registró un aumento en la disponibilidad de nutrientes, por lo tanto, se observa una recuperación en la fertilidad del suelo. A partir de esta etapa silvícola se inicia el aprovechamiento de leña (0.58 Mg ha^{-1}) y de acuerdo con el plan de manejo (PFM, 2013) no se realiza cosecha de madera hasta completar el ciclo silvícola (50 años), por lo tanto, el servicio de provisión se mantiene en cero (Fig. 24).

Posteriormente, durante la segunda corta de aclareo se registró la media más alta de indicadores dasométricos; sin embargo, el nivel de complejidad fue el más bajo para el estrato arbóreo como resultado de la homogeneización de la masa forestal (0.08) inducida por el manejo de cortas totales, es decir, que no se observa la recuperación del hábitat previo del bosque a pesar de haber transcurrido la mitad del ciclo silvícola. El sotobosque perdió 32% de complejidad respecto al tratamiento anterior, además de que se mantiene la composición arbórea monoespecífica con 2 especies dominantes, en contraste con la riqueza de 20 especies herbáceas, la mayor diversidad a nivel de sotobosque de todo el sistema. El MDS tiene el objetivo de incrementar el servicio de provisión de madera a través de la homogeneización del estrato arbóreo; por lo tanto, con la disminución de la complejidad estructural en este tratamiento, se reduce la capacidad de mantener un hábitat diverso. Esto también se observa en la concentración de biomasa para la provisión de madera a través de la capacidad que tiene el bosque para almacenar carbono en esta etapa, la cual se mantiene en aumento tanto a nivel aéreo (60.91 Mg ha^{-1}) como subterráneo (91.82 Mg ha^{-1}). El servicio de fertilidad del suelo es otro indicador que también se recuperó durante este tratamiento. En resumen, el bosque presentó el menor potencial como regulador de hábitat, principalmente en el estrato arbóreo pero la mayor capacidad para capturar carbono (Fig. 25).

De forma contrastante con los tratamientos anteriores, en el tercer aclareo se reportó la estructura arbórea más compleja, además de la mayor diversidad arbórea del sistema de aprovechamiento, lo cual se expresa en un mayor potencial para crear hábitat en este estrato; sin embargo, se observa una disyuntiva con la disminución de la complejidad y la riqueza del sotobosque; es decir, que el aumento en el servicio de hábitat arbóreo corresponde a la disminución del hábitat arbustivo y herbáceo. El aumento de riqueza y complejidad del bosque en este tratamiento no se debe a la recuperación después de la cosecha de madera como en los tratamientos anteriores, sino a que en los rodales bajo este tratamiento no ha sido aplicada la corta total aun; es decir, que la masa forestal no ha sido manipulada con la misma intensidad de los tratamientos anteriores, por lo que en términos de hábitat, estos rodales son una representación de la riqueza y complejidad del bosque previo a la implementación de MDS. Debido a los aclareos, el servicio de almacenamiento de carbono disminuyó 17% (49.75 Mg ha^{-1}) en el nivel aéreo, y 10 % en el subterráneo (82.84 Mg ha^{-1}); sin embargo, la disponibilidad de nutrientes se mantiene en aumento (24.9% más respecto al segundo aclareo), es decir, la fertilidad del suelo sigue en recuperación después de 30 años de la cosecha. (Fig.26)

Finalmente, el tratamiento previo a la cosecha (40-50 años del rodal) reportó la mayor recuperación de hábitat a nivel de sotobosque y la segunda más alta en el estrato arbóreo. Se identificó una disyuntiva relacionada con la estructura de la vegetación, ya que tiene la densidad arbórea más baja (228 ind ha^{-1}) y la densidad del sotobosque más alta ($623.44 \text{ ind ha}^{-1}$ a nivel arbustivo y $1337.5 \text{ ind ha}^{-1}$ a nivel herbáceo), es decir, que la apertura de claros a causa de los aclareos y la selección de los individuos maderables (servicio de provisión), permite el establecimiento de un sotobosque más denso y complejo (regulación de hábitat). La baja densidad arbórea también se expresa en la disminución del servicio de almacenamiento de carbono, el cual fue el más bajo en este tratamiento (37.65 Mg ha^{-1} de carbono aéreo y 58.35 Mg ha^{-1} de COS) al tener un aporte de materia orgánica reducido; sin embargo, se registró la mayor disponibilidad de nutrientes en el suelo (5.54), lo cual representa el impacto de la provisión de madera sobre el servicio de fertilidad de suelo, ya que este indicador se reduce a la mitad después de la cosecha de madera (Fig. 27).

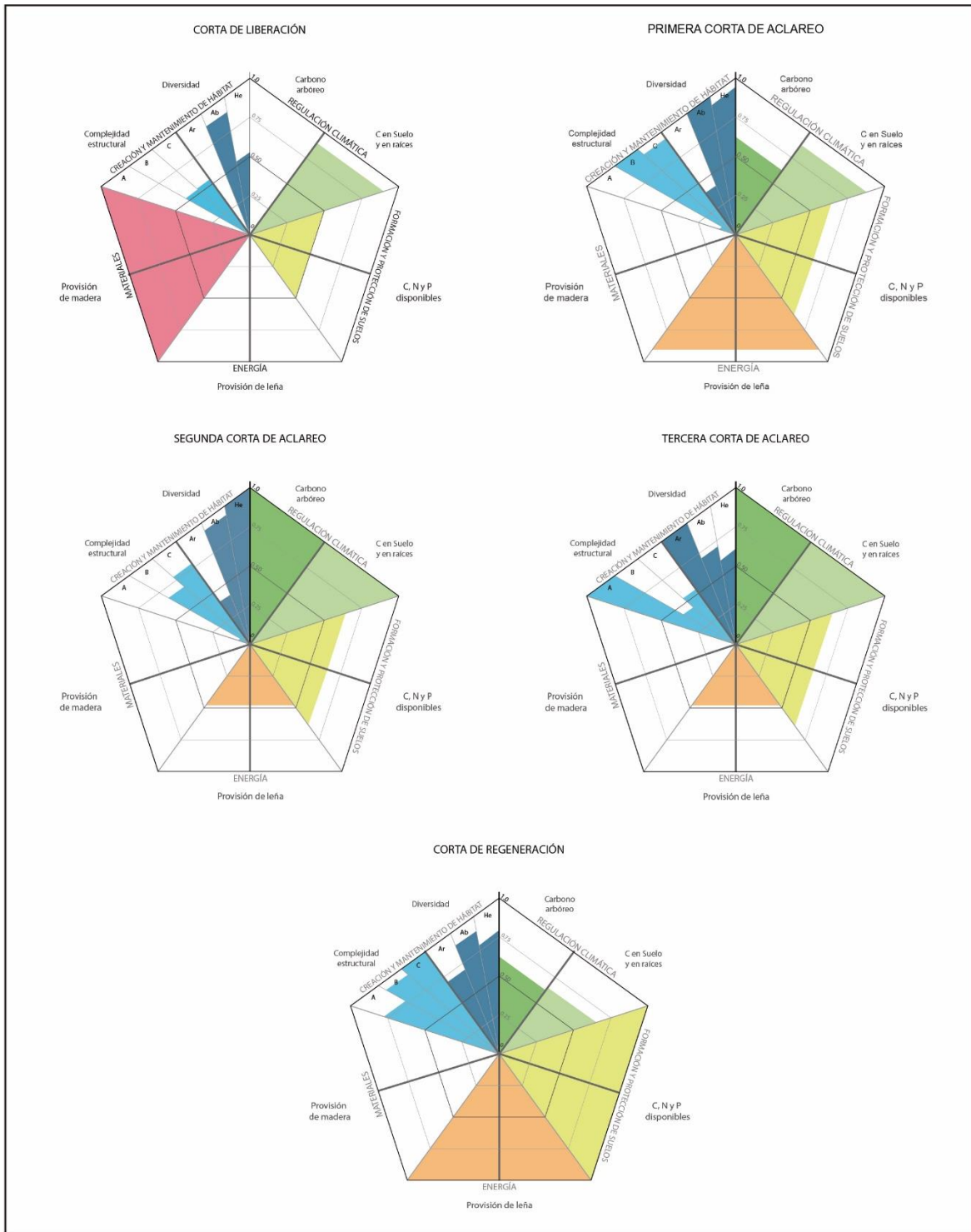


Figura 21 Oferta de servicios ecosistémicos posterior a la Corta de Regeneración. Simbología: A) Estrato arbóreo, B) Estrato arbustivo, C) Estrato herbáceo, Ar) Estrato arbóreo, Ab) Estrato arbustivo, He) Estrato herbáceo.

Servicios ecosistémicos del MMOBI

Durante los dos primeros años posteriores a la cosecha, se redujo la capacidad del bosque para mantener un hábitat estructuralmente complejo y diverso en el estrato arbóreo, contrastando con la presencia del estrato herbáceo de mayor riqueza y complejidad. El servicio de secuestro y almacenamiento de carbono aéreo se mantiene estable en relación con el tratamiento previo a la cosecha, es decir, que la biomasa aérea se recupera a los 2 años después de la cosecha; sin embargo, la cantidad de COS aumenta 30% respecto a lo registrado previo a la cosecha de madera. El servicio de fertilidad de suelo también se ve afectado por la provisión de madera, ya que se registra 50% menos de disponibilidad de nutrientes en el tratamiento previo a la cosecha. De acuerdo con las entrevistas realizadas, el servicio de provisión de leña se asocia con la provisión de madera ya que la recolección se hace en los rodales dónde se realiza la cosecha. (Fig. 28).

Tabla 17 Estado de los servicios ecosistémicos en cada tratamiento silvícola de MMOBI.

Servicio ecosistémico	Indicador	Tratamiento		
		CSr	CSi	CSt
Creación y mantenimiento de hábitat	Complejidad arbórea	0.27	0.25	1.00
	Complejidad arbustiva	0.46	0.08	1.00
	Complejidad herbácea	1.00	0.65	0.53
	Diversidad arbórea	1.00	1.00	1.93
	Diversidad arbustiva	3.58	1.68	3.95
	Diversidad herbácea	6.19	6.22	5.17
Secuestro y almacenamiento de carbono	Carbono arbóreo (Mg ha ⁻¹)	38.15	40.47	38.77
	COS (Mg ha ⁻¹)	154.70	159.30	114.00
Fertilidad de suelo	índice C,N y P disponibles	0.26	0.39	0.40
Producción de leña	Potencial de extracción (Mg ha ⁻¹)	1.00	1.00	1.00
Provisión de madera	Madera cosechada (Mg ha ⁻¹)	7.33	7.64	6.91

Durante la etapa Intermedia del MMOBI se registró el hábitat menos complejo y diverso, principalmente en el estrato arbustivo que reportó los niveles más bajos. En cuanto al servicio de secuestro y almacenamiento de carbono los niveles se mantuvieron constantes respecto a la etapa anterior, es decir que no existe una afectación evidente en el nivel de biomasa arbórea y de COS de 2 a 6 años después de la cosecha; no obstante, la disponibilidad de nutrientes en el suelo registró un aumento del 50% respecto a la etapa anterior, por lo que sí existe un aumento en la fertilidad del suelo en esta etapa. (Fig. 29).

Finalmente, en la etapa final previa a la cosecha se registró el mayor potencial para el servicio de creación y mantenimiento de hábitats debido a una mayor complejidad arbórea y arbustiva, así como a la mayor diversidad en los mismos estratos. El servicio de secuestro y almacenamiento de carbono aéreo se mantuvo constante durante todo el sistema de aprovechamiento; sin embargo, en los dos años previos a la cosecha disminuyó el almacén de carbono orgánico del suelo en 40% respecto a las etapas previas. A pesar de la disminución en el COS, la disponibilidad de nutrientes se mantuvo constante, por lo que no hubo cambios en el servicio de fertilidad del suelo. (Fig. 30).

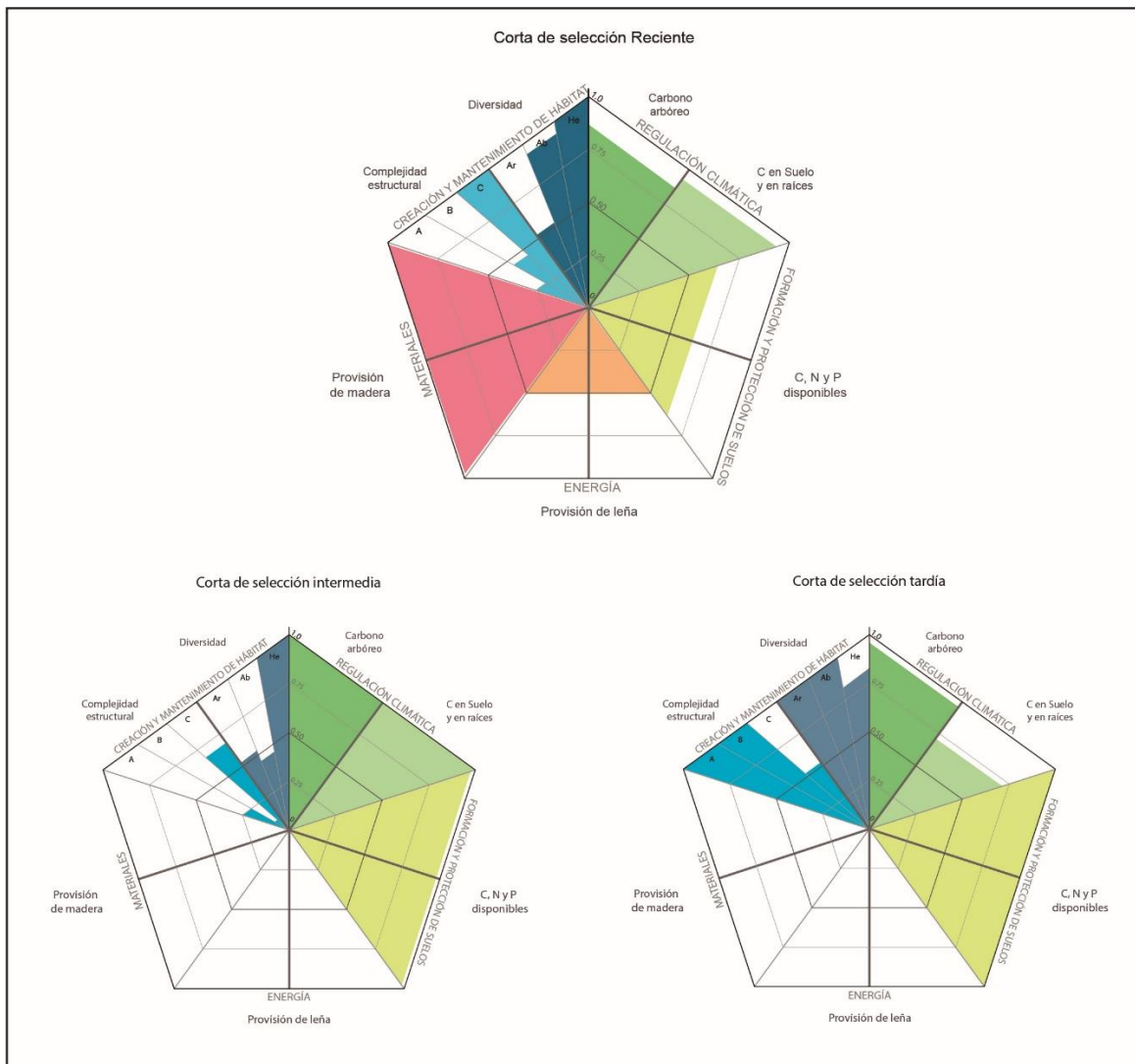


Figura 22 Oferta de servicios ecosistémicos posterior a la Corta de Regeneración. Simbología: A) Estrato arbóreo, B) Estrato arbustivo, C) Estrato herbáceo, Ar) Estrato arbóreo, Ab) Estrato arbustivo, He) Estrato herbáceo.

DISCUSIÓN

La realización de un modelo conceptual de SSE forestales permitió analizar la dinámica de los sistemas silvícolas implementados en los bosques templados de México, como aproximación de la sostenibilidad del manejo forestal en ambos sitios de estudio (Fig 27). Algunos autores han integrado el marco SSE con el de servicios ecosistémicos (Perevochtchikova *et al.*, 2018), resiliencia (Levín *et al.*, 2012) y vulnerabilidad (Tenza *et al.*, 2017), y coincidimos en la necesidad de comprender la complejidad de las interacciones sociales y ecológicas para mejorar las capacidades de manejo a escala local (Farhad, 2012). En este sentido consideramos que esta investigación es una aproximación conceptual que permite explicar algunas interacciones y la dinámica de un SSE forestal, y que al mismo tiempo establece las bases para modelar trayectorias socioecológicas y simular escenarios como herramienta fundamental para mejorar la toma de decisiones a nivel local, regional o nacional (Levin *et al.*, 2012; Martone *et al.*, 2017). A pesar de su amplio potencial, reconocemos la dificultad de replicar estos modelos en diferentes casos de estudio, ya que la complejidad intrínseca de los SSE hace que la selección de variables, las interacciones y las magnitudes sean dependientes de la escala de análisis y de su contexto (Perevochtchikova, 2018b). En este sentido, la construcción del modelo de gestión comunitaria de recursos forestales permite organizar las jerarquías e interrelaciones entre los componentes y analizar los impactos de procesos de gestión actuales, como el manejo forestal.

En la presente investigación, la integración de los diferentes marcos y los componentes sociales y ecosistémicos nos han permitido identificar posibles elementos que explican la dinámica de las comunidades forestales en la región Puebla-Tlaxcala. En primer lugar, los diferentes elementos de los marcos facilitaron el entendimiento de tres tipos de interacción e interrelaciones en cada SES: (1) Las políticas nacionales interactúan con los entornos de elección colectiva mediados por los técnicos forestales, lo cual trae como resultados las reglas de operación forestal comunitaria. (2) La interacción entre los aspectos de gobernanza y los ecosistémicos definen las decisiones de elección operacional de las comunidades, es decir, los métodos y la dinámica de extracción de madera y sus resultados tangibles los económicos y los de los servicios ecosistémicos. Bajo este enfoque también es posible identificar los conductores externos causantes de cambio y en algunos casos de colapso en los SSE. Entre ellos se encuentran el crecimiento económico, el cambio tecnológico, la degradación de los recursos, el comercio, cambios socioeconómicos y la competencia por recursos tanto dentro como entre las sociedades (Gibson, Williams, & Ostrom, 2005).

Operacionalización del marco integrado para el análisis socioecológico de los efectos del manejo forestal

Efectos de las Variables exógenas en las interacciones y respuestas de los SSE

La dinámica de los sistemas forestales templados es susceptible al impacto de procesos internos o externos que propician cambios profundos en las interacciones de los SES (Gallopín, 2006). En la presente investigación identificamos que la sostenibilidad del manejo forestal en el centro de México está determinada por dos variables exógenas: las reglas constitucionales y el valor económico de la madera. A pesar de que la Ley Agraria (actualización 2012) y la Ley de Desarrollo Forestal (actualización 2018) señalan que los ejidos y comunidades forestales tienen el derecho de elegir sistema de manejo; las condiciones socioeconómicas que predominan en el medio rural del centro de México y la presión provocada por la competencia en el mercado de la madera ha orillado a los productores forestales a optar por el manejo intensivo (Aguirre-Calderón, 2015), práctica fomentada por las políticas de la CONAFOR (PND, 2012-2018) y los técnicos forestales. Un ejemplo de esto es la reciente Estrategia Nacional de Manejo Forestal Sustentable para el Incremento de la Producción y Productividad (ENAIPROS). Esta estrategia, que durante el sexenio de gobierno 2012-2018 buscaba establecer el manejo forestal como una estrategia económica, para mejorar las condiciones de vida de las personas, incrementando la producción y la productividad de los bosques a través del aumento en los volúmenes de madera en los planes de manejo e introduciendo especies con mayor valor comercial (ENAIPROS, 2013). Si bien las comunidades y ejidos forestales cuentan con cierta autonomía para establecer y cumplir las reglas operativas y de acción colectiva en sus respectivos contextos de interacción, encontramos que las formas de organización interna, la participación en espacios externos con otros actores y las formas de uso del recurso están determinadas por marcos legales y cánones federales que responden a un nivel metaconstitucional (Vaur y Binder, 2013).

En el caso de Minillas las formas de organización local las decisiones sobre las estrategias de manejo y las acciones de gestión forestal están fuertemente influenciadas por marcos regulatorios a nivel constitucional. La Ley Agraria (actualización 2012) determina la estructura de organización interna de los ejidos en México, y la Ley de Desarrollo Forestal de 2003/2018, la NOM-142 (2012) y la NOM-152 (2015) establecen los criterios de los planes de manejo y las prácticas silvícolas que se deben implementar a escala local. Estos procesos políticos que están diseñados a nivel nacional y regional

han promovido la apropiación del recurso y la transición hacia una cultura forestal por medio de certificaciones y programas de apoyo económico (Deschamps, 2018); sin embargo, han inducido transformaciones en los ecosistemas forestales. Este es el caso de Llano Grande donde se prioriza la producción de madera como principal servicio del bosque en detrimento de la biodiversidad. Esto concuerda con la conclusión del estudio realizado por Rissman et al., (2018), estos autores reportan que para bosques de propiedad pública y privada en EE. UU las políticas implementadas a través de incentivos económicos y programas de certificación han ocasionado impactos en los ecosistemas forestales a través de cambios en el manejo y uso del recurso a escala local.

Valor económico de la madera como conductor de cambio socioecológico

La integración de los marcos conceptuales nos permite entender que la economía de las comunidades estudiadas son resultado de las condiciones sociales preexistentes, de las condiciones ecológicas y de la construcción de toma de decisiones. La influencia del valor económico de la madera en la organización social de ambos ejidos es diferente para cada caso y se expresa en la respuesta ecológica del sistema de recurso y en la respuesta del sistema de gobernanza. Para el caso de Llano Grande, el valor económico de la madera representó un conductor de cambio social y ecológico. La estructura y composición del bosque se encuentran en un proceso de perturbación como consecuencia de las prácticas silvícolas que están orientadas a inducir la mayor acumulación posible de biomasa en los fustes y de simplificar la diversidad arbórea en el bosque con el fin de facilitar la cosecha de madera; es decir, aumentar el rendimiento del bosque al máximo. En cuanto a las implicaciones del MDS en el sistema de gobernanza, identificamos algunas respuestas puntuales de la gobernanza local como consecuencia de la implementación de este sistema de manejo intensivo (Fig. 23). En términos generales existe una percepción positiva por parte de la comunidad hacia los tratamientos y prácticas silvícolas. Cabe destacar que este aumento en la producción de madera ha fomentado un mayor involucramiento por parte de los ejidatarios, tanto en el trabajo técnico del bosque como en el diseño de reglas operativas y de acción colectiva encaminadas al mejoramiento de sus prácticas de manejo forestal, manteniendo un alto nivel de cumplimiento de las reglas constitucionales a las que están sujetos. A pesar de no ser una comunidad con una tradición silvícola histórica como San Pedro el Alto en Oaxaca (Bray y Merino, 2004), el ejido Llano Grande ha construido una intensa identidad con el aprovechamiento forestal, hecho que se evidencia a través del amplio conocimiento que tienen los ejidatarios sobre las actividades de manejo.

La carencia de planes de manejo, su diseño ineficiente o su inadecuada implementación y monitoreo pueden producir consecuencias poco deseables para los ecosistemas manejados (Westgate et al. 2013). El cambio de uso del suelo, y fragmentación son dos de los principales impactos causados por la falta de gestión de los ecosistemas forestales (Echeverría et al. 2014). En el caso de Minillas el valor económico de la madera también influye en la dinámica ecológica; sin embargo, las condiciones geográficas de este ejido han diferenciado la respuesta de este ecosistema respecto al de Llano Grande. El objetivo de este método se traduce en un régimen de perturbación más frecuente en el espacio (más extensivo) pero de menor intensidad. Si bien la intención de este sistema de manejo también es aumentar el flujo de provisión de madera a través de diferentes tratamientos silvícolas, el impacto en el ecosistema no es tan intenso en cada cosecha. Esto se observa con los datos de complejidad estructural que registran una mayor diversidad de especies y mayor complejidad estructural como lo indican la heterogeneidad de diámetros y alturas en el estrato arbóreo. Respecto a las implicaciones del manejo MMOBI en el sistema de gobernanza en Las Minillas encontramos que al ser menos intensivo y no representar la principal fuente de ingresos de los ejidatarios, la importancia del recurso recae en el bienestar que el bosque proporciona a la comunidad y a los servicios ecosistémicos asociados, puntualmente a la provisión de agua (Fig 24). Además, esta comunidad depende económicamente de las actividades agropecuarias. La menor dependencia de la comunidad del recurso madera como principal actividad económica ha causado que el nivel de participación e involucramiento de los ejidatarios y miembros de la comunidad en las actividades de manejo sea menor; no obstante, entre los ejidatarios existe un acuerdo general entre los miembros de la comunidad para llevar a cabo el cumplimiento de las reglas constitucionales, operativas y de acción colectiva establecidas para desarrollar el manejo forestal. Asimismo, la implementación de este método ha generado cierto conocimiento técnico sobre el manejo entre los miembros del comisariado, aunque la dependencia de la comunidad hacia el técnico sigue siendo elevada, debido a que no existe en la comunidad un capital social capacitado que se involucre directamente en las decisiones técnicas del manejo del recurso. Esta situación también ha causado que los vínculos con otros actores dependan del técnico como intermediario.

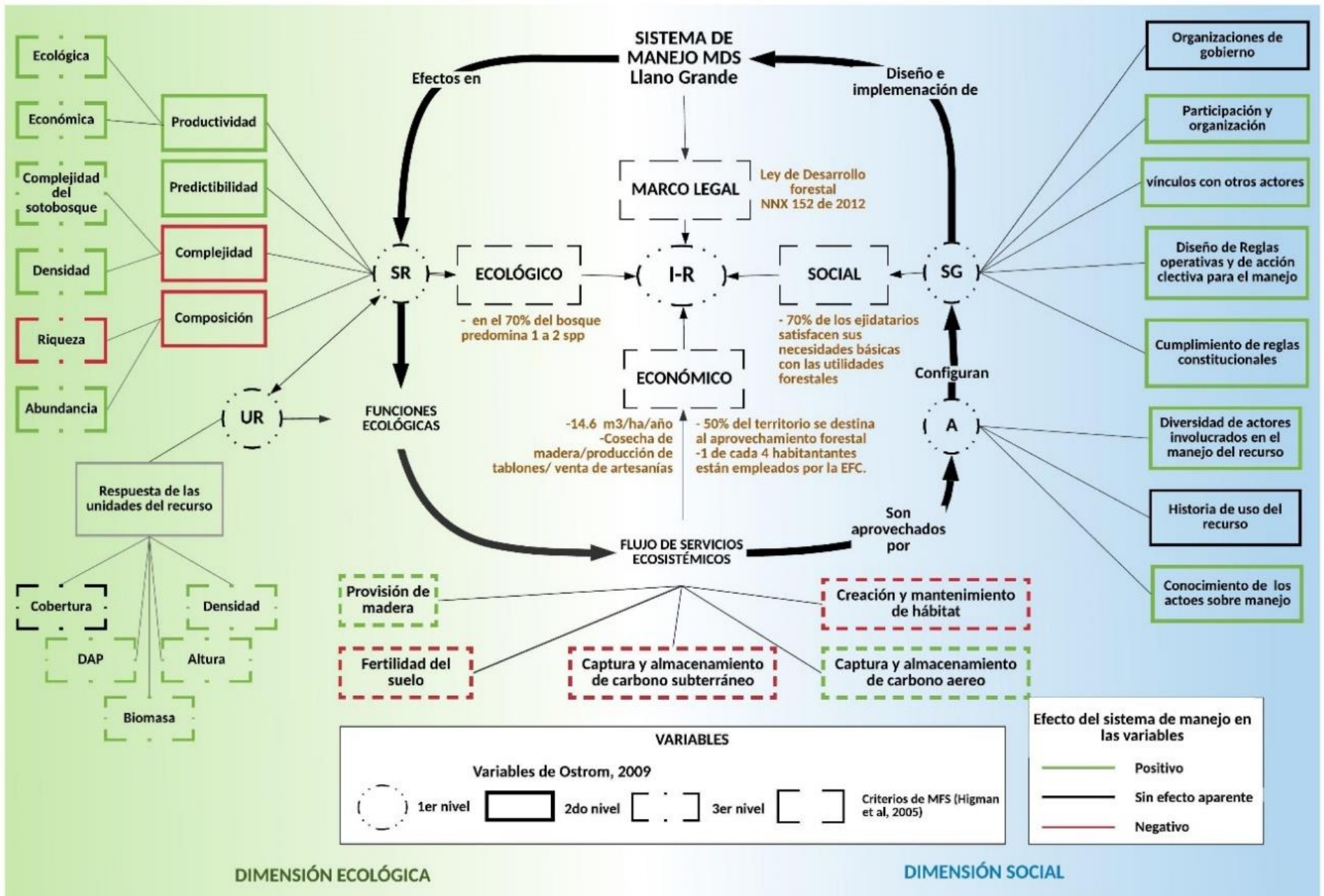


Figura 23 Operacionalización del marco integrado para el análisis de los impactos del Método de Desarrollo Silvícola en el ejido Llano Grande

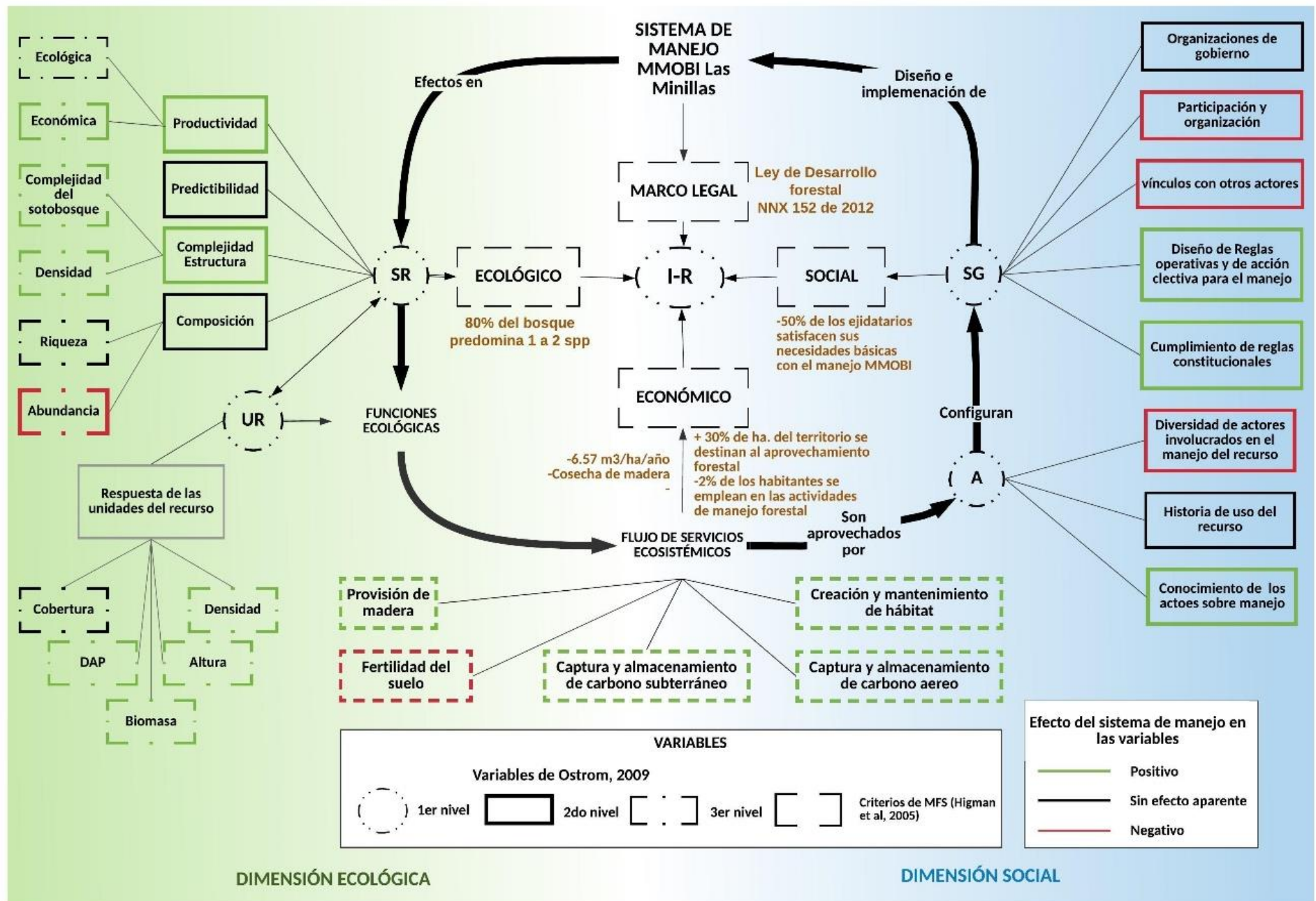


Figura 24 Operacionalización del marco integrado para el análisis de los impactos del Método Mexicano de Ordenamiento de Bosques Irregulares en el ejido Las Minillas

Otra de las variables de contexto que determinan la rentabilidad de la producción de madera en un sistema de manejo forestal es la ubicación geográfica, las condiciones topográficas del sitio donde se encuentra el recurso y el desarrollo de vías de comunicación (Sánchez-Badini et al., 2018). Este conjunto de elementos determina la accesibilidad al mercado a través de la facilitación del comercio y la comunicación con los clientes. En este sentido, la cercanía de Llano Grande a centros urbanos importantes como Apizaco, Tlaxcala o Chignahuapan, le otorgan una ventaja comparativa respecto a Las Minillas que se encuentra aislado en la sierra de Ixtacamaxtitlán a mayor distancia de un centro urbano, y por lo tanto del mercado de madera. La dinámica de las dos comunidades coincide con lo propuesto por Ostrom (2005), en particular, la dinámica económica de las comunidades está relacionada con la naturaleza del bien común (la provisión de madera), y de las condiciones biofísicas relevantes (la complejidad estructural). Asimismo, Ostrom (2005) indica que los atributos de la comunidad como los vínculos sociales y el contexto sociocultural; y entre las reglas en uso y normas determinan cómo las comunidades usan sus recursos, lo cual es similar a lo reportado en ambas comunidades de este trabajo.

Servicios ecosistémicos como resultados de las interacciones socioecológicas

El estudio de los servicios ecosistémicos constituye un área de investigación que permite desarrollar soluciones integradas a los problemas ambientales como la degradación de los ecosistemas y el diseño de estrategias de manejo que permitan conservar o mejorar las condiciones actuales de los ecosistemas forestales y su uso sustentable (Haines-Young et al., 2009). En la región del presente sitio de estudio la ley forestal o el mercado de la madera son variables exógenas que tienen una influencia determinante en la dinámica de los socioecosistemas forestales analizados; sin embargo, las condiciones ecológicas y sociales específicas de cada ejido también influyen en el estado del ecosistema y en el flujo de servicios ecosistémicos (Grêt-Regamey et al., 2015). Si bien un ecosistema provee más de un servicio, la dinámica actual de los SSE está enfocada en hacer más eficiente la oferta de uno o dos servicios específicos (usualmente de provisión), afectando positiva o negativamente la disponibilidad del resto (Liu et al., 2007; Scholes, 2014). En el caso de Llano Grande, la implementación del MDS ha inducido la homogeneización de la estructura y composición de los rodales a cambio de aumentar el flujo de provisión de madera y, a su vez, la capacidad de captura y almacenamiento de carbono aéreo (Monárrez-González et al., 2018). En este sentido, la capacidad para capturar carbono es alta durante los primeros 25 años del ciclo silvícola en los que

la productividad primaria es mayor que la cantidad de biomasa extraída, coincidente con la edad calculada por Santiago-García et al. (2015) para plantaciones de *Pinus patula* en Hidalgo que es entre 20 y 22 años en que la productividad de biomasa comienza a disminuir. Por otra parte, en cuanto a la capacidad de mantener un hábitat diverso, en el ejido Las Minillas, las cortas selectivas mantienen una estructura del bosque más compleja pero una diversidad menor. En estos rodales existe dominancia del género *Abies* a pesar del interés de los ejidatarios por promover la regeneración de pinos. En este sentido, Balandier et al. (2006) mencionan que las cortas selectivas pueden disminuir la riqueza debido a la capacidad diferenciada de algunas especies para aprovechar los recursos disponibles (Balandier et al., 2006), principalmente la luz solar que atraviesa los claros. Snook y Negreros (1986) reportaron en bosques bajo MMOBI que los tratamientos selectivos sustituyeron la regeneración de pinos por otros géneros, lo cual coincide con lo reportado en Minillas. Estos elementos demuestran la importancia que tiene la identificación, cuantificación y valoración de múltiples bienes y servicios ecosistémicos en los sitios bajo aprovechamiento forestal para la aplicación de políticas sociales, económicas y ambientales sobre estrategias de manejo de los ecosistemas a largo plazo (Bennett et al., 2009).

El flujo de servicios ecosistémicos representa el resultado de las interacciones entre el sistema de gobernanza y el sistema de recursos a través de las prácticas de manejo forestal implementadas en el SSE. De acuerdo con Martín-López et al. (2009), los servicios ecosistémicos son una interpretación utilitaria de las funciones ecológicas de un ecosistema e implica el uso y valoración por parte del sistema social para el beneficio de sus actores (Egoh et al., 2007). En este sentido, los actores locales involucrados en el manejo del recurso de ambos ejidos identificaron y clasificaron los beneficios que les ofrece el bosque de acuerdo con su percepción, y a pesar de contar con contextos diferentes, coincidieron en el orden de importancia que establecieron. Entre los de mayor importancia reconocen los servicios de regulación del suelo, agua y aire; sin embargo, esto se debe a que estos son percibidos como condiciones necesarias para mantener el bienestar de la comunidad y al mismo tiempo la productividad del bosque; es decir, que para ellos es difícil disociar la provisión de madera con otros servicios de regulación. Por lo tanto, el análisis de los servicios ecosistémicos son resultado de procesos desarrollados en el ámbito social como la gobernanza, las instituciones y el empoderamiento de las comunidades. En el caso de bosques del centro de México, la investigación de procesos de gestión y gobernanza de comunidades forestales a partir del uso y aprovechamiento de los recursos forestales y servicios ecosistémicos es relevante (Merino & Martínez, 2014).

Sostenibilidad del manejo forestal en Llano Grande y las Minillas

El aprovechamiento forestal sostenible de los recursos forestales se ha convertido en un tema de interés mundial (Álvarez, 2016). El concepto de aprovechamiento forestal sostenible se refiere a la gestión de los bosques de acuerdo con los principios del desarrollo sostenible que integra los objetivos sociales, económicos y medioambientales de manera equilibrada (Mäkelä et al., 2012). Por lo tanto, los criterios que definen y caracterizan los elementos esenciales de la sostenibilidad de los socioecosistemas forestales están relacionados con procesos evaluables para una mejor gestión forestal y que pueden ser indicadores cuantitativos y cualitativos (Mäkelä et al., 2012; Roopsind et al. 2018). En este trabajo empleamos el marco conceptual elaborado por Higman et al (2013) quienes afirman que se puede realizar manejo forestal sustentable por medio del cumplimiento de una serie de criterios propuestos; sin embargo, de acuerdo con la complejidad intrínseca de los SSE forestales y de las reglas de distinto nivel a las que están sujetos no es posible afirmar que un sistema de aprovechamiento forestal es más sustentable que otro. Al igual que Faggin et al. (2017), sugerimos que la sostenibilidad del sistema de recurso, o del socioecosistema como tal, es dependiente de las interacciones que se analicen; es decir, que la sostenibilidad de un socioecosistema no es una condición absoluta y estable de sus componentes ya que varía en función de la perspectiva con la que se aborde un caso de estudio.

En el ejido Llano Grande las utilidades derivadas de la venta de madera son mayores debido a la implementación del MDS, hecho que sugiere un mayor nivel de productividad económica en comparación con Las Minillas; sin embargo, el MDS implica la simplificación de la estructura y composición del bosque. De acuerdo con Christensen (1997) y Hovick et al. (2005), la heterogeneidad estructural de un ecosistema es un indicador de mayor diversidad de nicho ecológico y funciones del ecosistema. De esta forma, el bosque en Llano Grande presenta una estructura simplificada y ha disminuido su diversidad, por lo tanto, tiene una menor estabilidad (Ives y Carpenter, 2007). En cuanto a la dimensión social de la sostenibilidad en Llano Grande, la dependencia económica que tiene la comunidad hacia el recurso forestal ha fortalecido su capital social a través de la generación de cohesión y sentido de pertenencia entre la comunidad. Por lo que el desarrollo de un método silvícola intensivo ha desencadenado efectos positivos en el ejido como: la capacitación de los ejidatarios, la participación de mujeres y jóvenes en las actividades

productivas, y la vinculación de los ejidatarios con otros sectores externos, consolidando una estructura de gobernanza local, hecho que de acuerdo con Tucker (2010) ha demostrado efectos positivos en ciertas condiciones de los bosques en diferentes entornos sociales y ecológicos. Por otro lado, en el ejido las Minillas la economía forestal es menos dinámica respecto a la de Llano Grande debido a que las utilidades derivadas del manejo forestal no han fomentado el interés suficiente en esta actividad como para convertirla en la principal fuente de ingresos del ejido. En este ejido las prácticas menos intensivas como la corta selectiva, característica de sistemas silvícolas irregulares, al extraer progresivamente a los árboles más viejos modifica la estructura del bosque a nivel de paisaje (Cannon et al., 1994). En este sentido la corta selectiva, aun cuando mantiene la cobertura del dosel ocasiona cambios en la temperatura favoreciendo el incremento de la intensidad de luz sobre el suelo, originando un crecimiento rápido de las especies pioneras y plantas del sotobosque (Edwards et al. 2014). Todo esto conlleva a que la composición de la comunidad cambie, incrementando la abundancia de especies generalistas tolerantes al disturbio, mientras que las especialistas de bosques primarios reducen su abundancia (Woodcock et al. 2015). Si bien existe cierta identidad entre los ejidatarios con el bosque y lo reconocen como proveedor de servicios ecosistémicos, esta no se desarrolla al mismo nivel que en Llano Grande porque la dependencia económica del recurso es menor. Esta relación entre la dependencia y el nivel de apropiación de la cultura silvícola, también se observa en los casos de San Juan Nuevo, Michoacán y Capulalpam, Oaxaca (Bray y Merino, 2004).

La certificación del manejo forestal como instrumento económico que ha determinado la estructuración del Manejo Forestal en México.

La sostenibilidad del manejo forestal no es una condición absoluta y no existe un solo arreglo institucional que sea ideal para llevarla a cabo. Cada socioecosistema tiene diferentes condiciones geográficas y arreglos sociales y ecológicos que interactúan y producen determinados flujos de servicios ecosistémicos. Por lo tanto, si la sostenibilidad depende de factores que pueden variar, incluso en dos ejidos que forman parte de un mismo estado como Llano Grande y las Minillas, no es adecuado establecer criterios nacionales que definan la sostenibilidad del manejo forestal. La definición gubernamental de Manejo Forestal Sustentable ha sido construida a partir de los preceptos del desarrollo sostenible (SEMARNAT, 2001). Si bien la definición de Manejo Forestal Sustentable representó la base para un número importante de investigaciones y para la formulación

de política pública a nivel mundial (Maser, 2002; Merino et al., 2002; Orozco, 2003), es insuficiente para explicar la complejidad de los casos locales de manejo forestal, principalmente cuando se estudia desde un enfoque socioecológico en el que no existen límites claros entre los ámbitos económicos, ecológicos y sociales y dónde se involucran diversos actores e intereses. En este sentido, identificamos que los criterios gubernamentales que definen la sostenibilidad del manejo forestal en México son similares a los establecidos por el Consejo de Administración Forestal (FSC por sus siglas en inglés) para la certificación de Manejo Forestal Sustentable (Fig. 34).

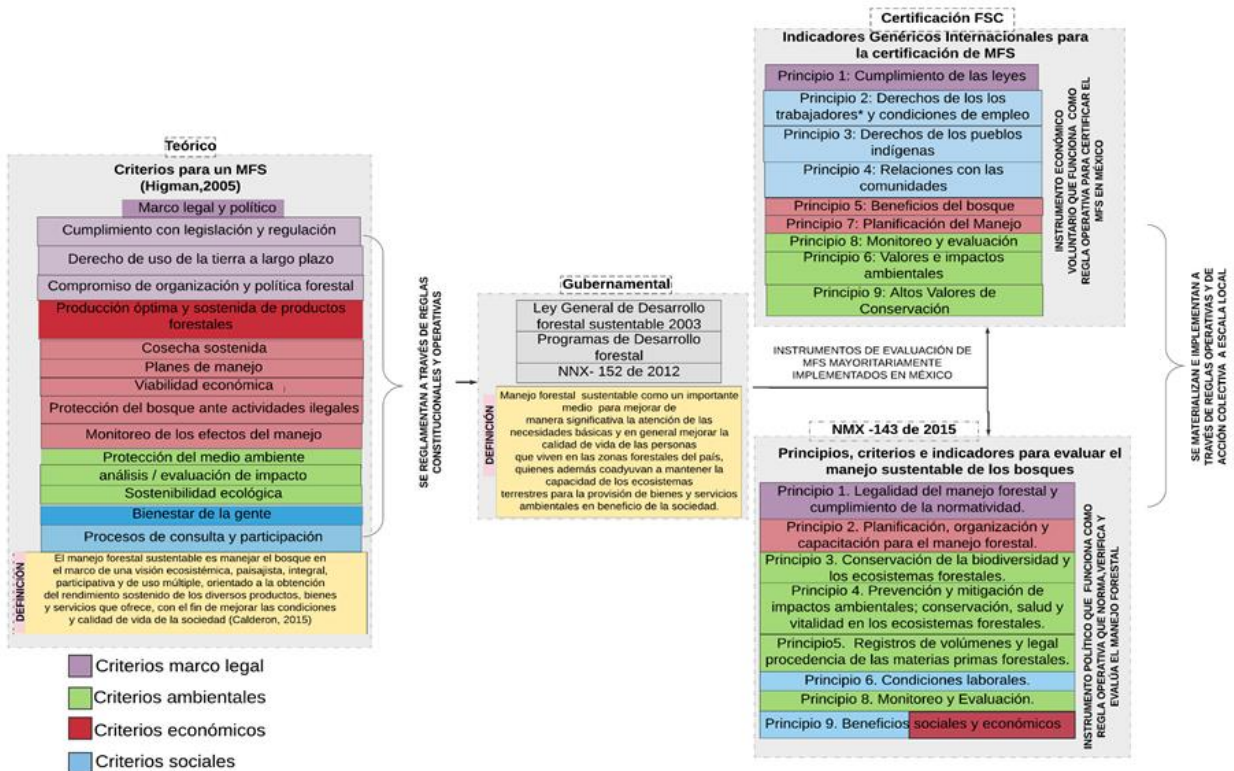


Figura 25 Criterios e indicadores del manejo forestal, dimensión teórica, gubernamental y FSC. Los colores de la figura indican los criterios e indicadores que se establecen en cada dimensión.

En las últimas décadas, la certificación forestal surgió como un instrumento económico articulado con el concepto de desarrollo sostenible (Van, 2003) que tiene como objetivo la realización del Manejo Forestal Sustentable a través de mecanismos de mercado. Varios autores convergen en considerar a la certificación forestal como un instrumento central para la sostenibilidad de esta actividad (Merino et al., 1997; Higman et al., 2013; Agrawal 2008; Keeton y Crow, 2009; Lovrc et al., 2010; Macdicken et al., 2015) bajo el argumento de que las organizaciones no gubernamentales

encargadas de la certificación forestal como FSC o ITTO elaboran sus criterios bajo principios ecológicos y sociales. Entre estos instrumentos de certificación, el de FSC es el estándar mayormente implementado a nivel nacional, el cual ofrece un importante valor agregado a los productos forestales (PNUD, CONAFOR 2017); sin embargo, existen casos como el de las Minillas, donde el valor agregado a la madera no tiene ningún efecto en la economía del ejido. A pesar de contar con certificación de FSC, Las Minillas no tiene la capacidad de integrarse a un mercado que pague más por madera certificada.

Respecto al papel de la certificación como instrumento económico para desarrollar MFS, identificamos algunas posturas críticas que afirman que la certificación es un instrumento basado en el mercado para garantizar una posición de privilegio dentro de la oferta y la demanda (Dam, 2003; Tamaurit, 2003; Tricallotis, 2016; Ivonna, 2007). Si bien este mecanismo funciona como un enlace entre la sustentabilidad teórica y la operativa aplicada, se han documentado casos de manejo forestal comunitario donde el acceso diferenciado a la certificación forestal de quienes pueden pagar por ella ha generado desventajas, conflictos y desconfianza entre los productores locales (Tamarit, 2003; Ivonna, 2007; Tricallotis, 2016). Este proceso puede representar un menor grado de sustentabilidad para las comunidades, al menos en el ámbito económico y social puesto que genera marginación entre los productores forestales. Estos hallazgos sugieren que emplear procesos de buen gobierno y gestionar los procesos participativos sociales son tan importantes como mantener la integridad ecológica para amparar la gestión local de los recursos bajo un marco de sustentabilidad.

CONCLUSIONES

Este trabajo es un intento de examinar sistemáticamente la aplicabilidad y operacionalización de los marcos conceptuales de servicios ecosistémicos, manejo forestal sustentable y análisis de socioecosistemas para bosques templados en México. El propósito más amplio de esta investigación es analizar las implicaciones socioecológicas de las actividades forestales y poder entender cuáles son los elementos que han facilitado o dificultado el manejo sustentable del bosque en dos ejidos forestales. La integración del marco analítico de socioecosistemas con el de servicios ecosistémicos y los criterios de manejo forestal sustentable permitieron desarrollar un análisis detallado del contexto social, ecológico y económico de los dos casos de estudio. La construcción de un modelo conceptual y la integración de los tres marcos fue fundamental para: i) identificar las relaciones clave en cada socioecosistema; ii) visualizar los factores que a escala regional y nacional tienen efectos locales; y iii) integrar información interdisciplinaria para explicar con el mismo nivel de importancia los efectos de la implementación de un método de manejo. Esta integración es un elemento clave para la construcción de escenarios futuros que analicen la trayectoria de los sistemas y para la toma de decisiones a diferentes niveles de gobernanza.

En los dos casos de estudio se identifica que en términos generales ambas comunidades buscan mantener sus bosques y los servicios que estos les ofrecen; sin embargo, los métodos de manejo implementados presentan diferentes prioridades y estrategias de aprovechamiento y conservación. Con la implementación de los métodos silvícolas (intensivo y selectivo) los ejidatarios consideran que las prácticas de manejo que ejecutan garantizan la conservación del bosque. Por lo tanto, los impactos que sus prácticas generan en el bosque son consecuencia de las reglas operativas y constitucionales bajo las cuales fueron diseñados los sistemas silvícolas por las organizaciones de gobierno (CONAFOR, SEMARNAT) y los prestadores de servicios técnicos forestales. Si la sostenibilidad depende del equilibrio entre el bienestar social, la integridad ecológica y el desarrollo económico, el diseño de criterios para evaluar las prácticas de manejo forestal sustentable no puede estar únicamente basado en el valor económico de la madera. Asimismo, la confianza o apropiación de las prácticas de manejo por parte de los ejidos y comunidades forestales no puede depender solamente de la utilidad que reciben por el valor agregado que las certificaciones le dan a su madera.

Finalmente, proponemos el concepto de sostenibilidad forestal comunitaria que contemple el desarrollo de condiciones para que las comunidades mejoren sus sistemas de gobernanza, la condición de sus recursos y de relacionamiento institucional que no solo mejoren los rendimientos de aprovechamiento de la madera y los recursos no maderables, sino también los servicios ecosistémicos que brindan los bosques. Finalmente, la utilización de los modelos socioecológicos de esta investigación pueden permitir el mejoramiento de las prácticas de manejo forestal, tanto a nivel local como regional, porque fomenta mejorar sus capacidades no solamente en aspectos técnicos, sino en el fortalecimiento del capital social que posibilite una adecuada organización y gestión empresarial.

BIBLIOGRAFÍA

- Agrawal, A., Chhatre, A., & Hardin, R. (2008). Changing governance of the world's forests. *science*, 320(5882), 1460-1462.
- Aguirre-Calderón, O. A. (2015). Forest management in the XXI Century. *Madera y Bosques*, Vol. 21(Número: especial), 17–28.
- Anderies, J. M., Janssen, M. A., & Ostrom, E. (2004). A Framework to Analyze the Robustness of Social-ecological Systems from an Institutional Perspective, 9(1).
- Badini, O. S., Hajjar, R., & Kozak, R. (2018). Critical success factors for small and medium forest enterprises: A review. *Forest policy and economics*, 94, 35-45.
- Baker, S. C., Halpern, C. B., Wardlaw, T. J., Crawford, R. L., Bigley, R. E., Edgar, G. J., ... Thomson, R. J. (2015). Short- and long-term benefits for forest biodiversity of retaining unlogged patches in harvested areas. *Forest Ecology and Management*, 353, 187–195. <https://doi.org/10.1016/J.FORECO.2015.05.021>
- Balandier, P., Collet, C., Miller, J. H., Reynolds, P. E., & Zedaker, S. M. (2006). Designing forest vegetation management strategies based on the mechanisms and dynamics of crop tree competition by neighbouring vegetation. *Forestry*, 79(1), 3-27.
- Balvanera, P., & Cotler, H. (2009). Estado y tendencias de los servicios ecosistémicos. *Capital Natural de Mexico*, Vol. II: Estado de Conservacion y Tendencias de Cambio, II, 185–245.
- Benavides Meza, H. M., & Fernández Grandizo, D. Y. (2012). Estructura del arbolado y caracterización dasométrica de la segunda sección del Bosque de Chapultepec. *Madera y bosques*, 18(2), 51-71.
- Benavides-Solorio, Juan de D.;González-Guillén, Manuel de J.;López-Paniagua, Cristopher;Valdez-Lazalde, J. R. (2008). Oferta hídrica de la cuenca forestal Tapalpa, Jalisco, orientada hacia los servicios ambientales Water supply of the Tapalpa forestry watershed in Jalisco,. *Madera y Bosques*, 14, 25.
- Bennett, E. M., Peterson, G. D., & Gordon, L. J. (2009). Understanding relationships among multiple ecosystem services. *Ecology Letters*, 12(12), 1394–1404. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2009.01387.x>
- Bettinger, P., Boston, K., Siry, J., & Grebner, D. (2017). *Forest Management and Planning: Second Edition*. Forest Management and Planning: Second Edition.

- Binder, C. R., Hinkel, J., Bots, P. W. G., & Pahl-Wostl, C. (2013). Comparison of frameworks for analyzing social-ecological systems. *Ecology and Society*, 18(4). <https://doi.org/10.5751/ES-05551-180426>
- Borrass, L., Kleinschmit, D., & Winkel, G. (2017). The “German model” of integrative multifunctional forest management—Analysing the emergence and political evolution of a forest management concept. *Forest Policy and Economics*, 77, 16–23. <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2016.06.028>
- Braat, L. C., & De Groot, R. (2012). The ecosystem services agenda: bridging the worlds of natural science and economics, conservation and development, and public and private policy. *Ecosystem services*, 1(1), 4-15.
- Bradshaw, C. J. A., & Di Minin, E. (2019). Socio-economic predictors of environmental performance among African nations. *Scientific Reports*, 9(1), 9306. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-45762-3>
- Bray, D. B., & Merino-Pérez, L. (2002). The Rise of Community Forestry in Mexico: History, Concepts, and Lessons Learned from Twenty-Five Years of Community Timber Production. Report Prepared for de Ford Foundation.
- Brecka, A., & Shahi, C. (2018). Climate change impacts on boreal forest timber supply. *Forest Policy and Economics*, 92. <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2018.03.010>
- Brewer, J. S., Bertz, C. A., Cannon, J. B., Chesser, J. D., & Maynard, E. E. (2012). Do natural disturbances or the forestry practices that follow them convert forests to early-successional communities? *Ecological Applications*, 22(2), 442–458. <https://doi.org/10.1890/11-0386.1>
- Cannon, C. H., D. R. Peart, M. Leighton, and K. Kartawinata. 1994. The structure of lowland rainforest after selective logging in West Kalimantan, Indonesia. *Forest Ecology and Management* 67 : 49– 68.
- Carpenter, S. R., Mooney, H. A., Agard, J., Capistrano, D., Defries, R. S., Díaz, S., ... Whyte, A. (2009). Science for managing ecosystem services: Beyond the Millennium Ecosystem Assessment. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 106(5), 1305–1312.
- Cayuela, L., Golicher, D. J., Benayas, J. M. R. (2006). Fragmentation, disturbance and tree diversity conservation in tropical montane forests. *Journal of Applied Ecology*, 43(6), 1172-1181.
- Challenger, A. (1998). Utilización y conservación de los ecosistemas terrestres de México: pasado presente y futuro (No. 581.5 C44Y).
- Cubbage, F. (2013). Competitividad y Acceso a Mercados de Empresas Forestales Comunitarias en México.

- Daily, G. C. (1997). *Nature's services* (Vol. 3). Island Press, Washington, DC.
- Daily, G. C., Polasky, S., Goldstein, J., Kareiva, P. M., Mooney, H. A., Pejchar, L., ... Shallenberger, R. (2009). Ecosystem services in decision making: time to deliver. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 7(1), 21–28. <https://doi.org/10.1890/080025>
- Deschamps, P. & Madrid, S. (2018) Subsidios forestales sin rumbo. Apuntes para una política en favor de las comunidades y sus bosques. Consejo Civil Mexicano para la Silvicultura Sostenible, A.C.
- Díaz, S., J. Fargione, F.S. Chapin III y D. Tilman. 2006. Biodiversity loss threatens human well-being. *PLOS Biology* 4:e277
- Díaz, S., Pascual, U., Stenseke, M., Martín-López, B., Watson, R. T., Molnár, Z., ... Shirayama, Y. (2018). Assessing nature's contributions to people. *Science*, 359(6373), 270 LP – 272.
- Duncker, P. S., Raulund-Rasmussen, K., Gundersen, P., Katzensteiner, K., De Jong, J., Ravn, H. P., ... Spiecker, H. (2012). How Forest Management affects Ecosystem Services, including Timber Production and Economic Return: Synergies and Trade-Offs. *Ecology and Society*, 17(4), art50. <https://doi.org/10.5751/ES-05066-170450>
- Dymond, J. R., Ausseil, A. G. E., Ekanayake, J. C., & Kirschbaum, M. U. (2012). Tradeoffs between soil, water, and carbon—a national scale analysis from New Zealand. *Journal of Environmental Management*, 95(1), 124-131.
- Echeverría, C., Bolados, G., Rodríguez-Echeverry, J., Aguayo, M., & Premoli, A. (2014). Ecología de paisajes forestales. *Ecología forestal. Bases para el manejo sustentable y conservación de los bosques nativos de Chile* (eds C. Donoso, ME González y A. Lara), Ediciones UACH, Chile, 583-604.
- Egoh, B., Rouget, M., Reyers, B., Knight, A. T., Cowling, R. M., van Jaarsveld, A. S., & Welz, A. (2007). Integrating ecosystem services into conservation assessments: a review. *Ecological Economics*, 63(4), 714-721.
- Epstein, G., Vogt, J. M., Mincey, S. K., Cox, M., & Fischer, B. (2013). Missing ecology: Integrating ecological perspectives with the social-ecological system framework. *International Journal of the Commons*, 7(2), 432–453. <https://doi.org/10.18352/ijc.371>
- Faggin, J. M., & Behagel, J. H. (2017). Translating Sustainable Forest Management from the global to the domestic sphere: The case of Brazil. *Forest Policy and Economics*, 85, 22-31.

- Farhad, S. (2012). Los sistemas socio-ecológicos. Una aproximación conceptual y metodológica. XII Jornadas de economía crítica, 265-280.
- Fisher, B., Turner, R. K., & Morling, P. (2009). Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological economics*, 68(3), 643-653.
- Francke Campaña, S. (1991). Efectos del manejo de residuos de explotación en el suelo y crecimiento inicial de plantaciones de *Pinus radiata* D. Don: en las series de suelo coreo (zona arenales) y caliza (zona arauco). En: *Revista Chile Forestal CONAF: Documentos Mcnicos No. 51 y 52*.
- Franklin, J. F., & Van Pelt, R. (2004). Spatial aspects of structural complexity in old-growth forests. *Journal of Forestry*, 102(3), 22–29. <https://doi.org/10.1093/jof/102.3.22>
- Franklin, J.F. 2000. Threads of continuity. *Conservation Biology in Practice* 1(1):8–16.
- Galicia, L., & Zarco-arista, A. E. (2014). *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management* Multiple ecosystem services, possible trade-offs and synergies in a temperate forest ecosystem in Mexico: a review, (January 2015), 37–41. <https://doi.org/10.1080/21513732.2014.973907>
- Galicia, L., Chávez-Vergara, B. M., Kolb, M., Jasso-Flores, R. I., Rodríguez-Bustos, L. A., Solís, L. E., ... Villanueva, A. (2018). Perspectivas del enfoque socioecológico en la conservación, el aprovechamiento y pago de servicios ambientales de los bosques templados de México. *Madera y Bosques*, 24(2), 1–18.
- Gallopin, G. C. (2006). Linkages between vulnerability, resilience, and adaptive capacity. *Global environmental change*, 16(3), 293-303.
- Gibson, C. C., Williams, J. T., & Ostrom, E. (2005). Local enforcement and better forests. *World Development*, 33(2 SPEC. ISS.), 273–284. <https://doi.org/10.1016/j.worlddev.2004.07.013>
- Gilberto, S.-B., Cesar Eusebio, P.-S., & Gabriela, A.-O. (2013). Participación y acción comunitaria en el manejo de recursos naturales de uso común en la mixteca oaxaqueña. *Ra Ximaj*, 9(2), 89–98. R
- Grêt-Regamey, A., Weibel, B., Kienast, F., Rabe, S. E., & Zulian, G. (2015). A tiered approach for mapping ecosystem services. *Ecosystem Services*, 13, 16-27.
- Gunderson, L. H., & Holling, C. S. (2002). *Panarchy: understanding transformations in human and natural systems*. Island Press.

- Haines-Young, R. (2009). Land use and biodiversity relationships. *Land use policy*, 26, S178-S186.
- Higman, S. (2013). *The sustainable forestry handbook: a practical guide for tropical forest managers on implementing new standards*. Earthscan.
- Hoekstra, J. M., Boucher, T. M., Ricketts, T. H., & Roberts, C. (2005). Confronting a biome crisis: Global disparities of habitat loss and protection. *Ecology Letters*, 8(1), 23–29.
- Holling, C. S. (1986). The resilience of terrestrial ecosystems: local surprise and global change. *Sustainable development of the biosphere*, 14, 292-317.
- Howe, C., Suich, H., Vira, B., & Mace, G. M. (2014). Creating win-wins from trade-offs? Ecosystem services for human well-being: a meta-analysis of ecosystem service trade-offs and synergies in the real world. *Global Environmental Change*, 28, 263-275.
- Imaña, J., & Encinas, O. (2008). *Epidometría forestal*. Universidade de Brasilia, departamento de Engenharia Florestal. Universidad de Los Andes. Facultad de Ciencias Forestales.
- Jandl, R., Vesterdal, L., Olsson, M., Bens, O., Badeck, F., & Rock, J. (2007). Carbon sequestration and forest management. *CAB Reviews: Perspectives in Agriculture, Veterinary Science, Nutrition and Natural*
- Jardel, E. J. (2012). *El manejo forestal en México: estado actual y perspectivas*. Estado de los Bosques en México (69-115). México: Consejo Civil Mexicano para la Silvicultura Sostenible.
- Jiménez, K. (2017) *Análisis de los fundamentos de dos sistemas silvícolas y sus efectos sobre la complejidad estructural en bosques templados del centro de México*. Tesis de Licenciatura en Geografía. Colegio de Geografía-UNAM
- Kalaba, F. K. (2014). A conceptual framework for understanding forest socio-ecological systems. *Biodiversity and Conservation*, 23(14), 3391–3403. <https://doi.org/10.1007/s10531-014-0792-5>
- Korhonen, L., Korhonen, K. T., Rautiainen, M., & Stenberg, P. (2006). Estimation of forest canopy cover: a comparison of field measurement techniques.
- Leslie, H. M., Basurto, X., Nenadovic, M., Sievanen, L., Cavanaugh, K. C., Cota-Nieto, J. J., ... Aburto-Oropeza, O. (2015). Operationalizing the social-ecological systems framework to assess sustainability. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 112(19), 5979–5984.

- Levin, S., Xepapadeas, T., Cr??pin, A. S., Norberg, J., De Zeeuw, A., Folke, C., ... Walker, B. (2013). Social-ecological systems as complex adaptive systems: Modeling and policy implications. *Environment and Development Economics*, 18(2), 111–132.
- Lindenmayer, D. B., Franklin, J. F., & Fischer, J. (2006). General management principles and a checklist of strategies to guide forest biodiversity conservation. *Biological conservation*, 131(3), 433-445.
- Lindig Cisneros, R. (2017). *Ecología de la restauración y restauración ambiental*. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Liu, J., Dietz, T., Carpenter, S. R., Alberti, M., Folke, C., Moran, E., ... Taylor, W. W. (2007). Complexity of Coupled Human and Natural Systems. *Science*, 317(5844), 1513–1516.
- Long, J. A., Nelson, T. A., & Wulder, M. A. (2010). Characterizing forest fragmentation: Distinguishing change in composition from configuration. *Applied Geography*, 30(3), 426-435.
- López Barrera, F., Velázquez, A., & Merino Pérez, L. (2009). Explorando los determinantes del buen manejo forestal comunitario. *Interciencia*, 35(8).
- Lowman, M. D., & Rinker, H. B. (2004). *Forest canopies*. Elsevier.
- MacDicken, K. G. (2015). Global forest resources assessment 2015: what, why and how?. *Forest Ecology and Management*, 352, 3-8.
- Martín-López, B., Gómez-Baggethun, E., & del Olmo, C. M. (2009). Un marco conceptual para la gestión de las interacciones naturaleza-sociedad en un mundo cambiante. *Cuides. Cuaderno Interdisciplinar de Desarrollo Sostenible*, (3), 229-258.
- Martone, R. G., A. Bodini, and F. Micheli. 2017. Identifying potential consequences of natural perturbations and management decisions on a coastal fishery social-ecological system using qualitative loop analysis. *Ecology and Society* (22) 1:34.
- Masera, O. (2002). Bosques y cambio climático en América Latina. Análisis y perspectivas. *La transición hacia el desarrollo sustentable. Perspectivas de América Latina y el Caribe*, 211-235.
- Mason, B., & Perks, M. P. (2011). Sitka spruce (*Picea sitchensis*) forests in Atlantic Europe: changes in forest management and possible consequences for carbon sequestration. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 26(S11), 72–81.

- McElhinny, C., Gibbons, P., Brack, C., & Bauhus, J. (2005). Forest and woodland stand structural complexity: its definition and measurement. *Forest Ecology and Management*, 218(1-3), 1-24.
- McGinnis, M. D. (2011). An Introduction to IAD and the Language of the Ostrom Workshop: A Simple Guide to a Complex Framework, 39(1), 169–183.
- Mendoza-Ponce, A., & Galicia, L. (2010). Aboveground and belowground biomass and carbon pools in highland temperate forest landscape in Central Mexico. *Forestry*, 83(5), 497-506.
- Messier, C., Puettmann, K., Chazdon, R., Andersson, K. P., Angers, V. A., Brotons, L., ... & Levin, S. A. (2015). From management to stewardship: viewing forests as complex adaptive systems in an uncertain world. *Conservation Letters*, 8(5), 368-377.
- Monárrez-González, J. C., Pérez-Verdín, G., López-González, C., Márquez-Linares, M. A., & González Elizondo, M. D. S. (2018). Efecto del manejo forestal sobre algunos servicios ecosistémicos en los bosques templados de México. *Madera y Bosques*, 24(2), 1–16. <https://doi.org/10.21829/myb.2018.2421569>
- Moreno, C. E., Barragán, F., Pineda, E., & Pavón, N. P. (2011). Reanálisis de la diversidad alfa: Alternativas para interpretar y comparar información sobre comunidades ecológicas. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 82(4), 1249–1261.
- Nasi, R., & Frost, P. G. H. (2009). Sustainable forest management in the tropics: Is everything in order but the patient still dying? *Ecology and Society*, 14(2). <https://doi.org/10.5751/ES-03283-140240>
- Nölte, A., Meilby, H., & Yousefpour, R. (2018). Multi-purpose forest management in the tropics: Incorporating values of carbon, biodiversity and timber in managing *Tectona grandis* (teak) plantations in Costa Rica. *Forest Ecology and Management*, 422, 345–357. <https://doi.org/10.1016/J.FORECO.2018.04.036>
- Norberg, J., & Cumming, G. (2008). Complexity theory for a sustainable future: conclusions and outlook. *Complexity Theory for a Sustainable Future*, 227–293.
- Noss, R. F. (1999). Assessing and monitoring forest biodiversity: a suggested framework and indicators. *Forest ecology and management*, 115(2-3), 135-146.
- O'Hara, K. L. (2014). *Multiaged silviculture: managing for complex forest stand structures*. Oxford University Press, USA.

- Ostrom, E. (2009). A general framework for analyzing sustainability of social-ecological systems. *Science*, 325(5939), 419-422.
- Perevochtchikova, M. (2014). Pago por servicios ambientales en México: Un acercamiento para su estudio. El Colegio de Mexico AC.
- Perez-Verdin, G., Navar-Chaidez, J., Kim, Y. S., & Silva-Flores, R. (2011). Valuing watershed services in Mexico's temperate forests. *Modern Economy*, 2(05), 769.
- Primmer, E., & Furman, E. (2012). Operationalising ecosystem service approaches for governance: Do measuring, mapping and valuing integrate sector-specific knowledge systems? *Ecosystem Services*, 1(1), 85–92.
- Rissman, A. R., and S. Gillon. 2017. Where are ecology and biodiversity in social-ecological systems research? A review of research methods and applied recommendations. *Conservation Letters* 10(1):86-93
- Roopsind, A., Caughlin, T. T., van der Hout, P., Arets, E., & Putz, F. E. (2018). Trade-offs between carbon stocks and timber recovery in tropical forests are mediated by logging intensity. *Global change biology*, 24(7), 2862-2874.
- Rubio-Camacho, E. A., González-Tagle, M. A., Alanís-Rodríguez, E., Chávez-Durán, Á. A., & Aguirre-Calderón, O. A. (2015). Análisis de la estructura y distribuciones diamétricas en bosques templados bajo la perspectiva del régimen potencial de fuego. *Revista Chapingo, Serie Ciencias Forestales y Del Ambiente*, 21(3), 281–294.
- Sabatini, F. M., Burrascano, S., Lombardi, F., Chirici, G., & Blasi, C. (2015). An index of structural complexity for apennine beech forests. *IForest*, 8(1), 314–323. <https://doi.org/10.3832/ifor1160-007>
- Santibañez Andrade, G., Argüero, S., & Martínez-Orea, Y. (2015). Evaluación del estado de conservación de la vegetación de los bosques de una cuenca heterogénea del Valle de México. *Bosque*, 36, 299–313.
- Scholes, R. J. (2014). VI.1 Ecosystem Services: Issues of Scale and Trade-Offs. *The Princeton Guide to Ecology*, 579–583. <https://doi.org/10.1515/9781400833023.579>
- Seidel, D., Ruzicka, K. J., & Puettmann, K. (2016). Canopy gaps affect the shape of Douglas-fir crowns in the western Cascades, Oregon. *Forest Ecology and Management*, 363, 31-38.

- Sing, L., Metzger, M. J., Paterson, J. S., & Ray, D. (2018). A review of the effects of forest management intensity on ecosystem services for northern European temperate forests with a focus on the UK. *Forestry*, 91(2), 151–164. <https://doi.org/10.1093/forestry/cpx042>
- Solís, L.E. (2017) Impactos del manejo forestal sobre los almacenes de carbono, nitrógeno y fósforo en ecosistemas forestales templados. Tesis de licenciatura en Ciencias de la Tierra. Facultad de Ciencias-UNAM.
- Spies, T. A. (1998). Forest structure: a key to the ecosystem. *Northwest science*, 72, 34-36.
- Tenza, A., Pérez, I., Martínez-Fernández, J., & Giménez, A. (2017). Understanding the decline and resilience loss of a long-lived socialecological system: Insights from system dynamics. *Ecology and Society*, 22(2).
- Thompson, I., & Christophersen, T. (2008). *Cross-Sectoral Toolkit for the Conservation and Sustainable Management of Forest Biodiversity*.
- Tobón, M.P. (2013) Pago por servicios ecosistémicos para el manejo forestal sostenible de la cuenca del río Guarino, departamentos Caldas y Tolima, Colombia. Programa de Manejo Forestal Sostenible en la Región Andina.
- Torres-Rojo, J. M., Moreno-Sánchez, R., & Mendoza-Briseño, M. A. (2016). Sustainable forest management in Mexico. *Current Forestry Reports*, 2(2), 93-105.
- Tricallotis, M. (2016). ¿En qué contexto surge la certificación forestal en Chile?: desempeño ambiental, social y económico de empresas no certificadas. *Bosque (Valdivia)*, 37(3), 613-624.
- Turkelboom, F., Thoonen, M., Jacobs, S., & Berry, P. (2015). Ecosystem service trade-offs and synergies. *Ecol. Soc.*
- Turner, R. K., & Daily, G. C. (2008). The ecosystem services framework and natural capital conservation. *Environmental and Resource Economics*, 39(1), 25-35.
- Uhde, B., Heinrichs, S., Stiehl, C. R., Ammer, C., Müller-Using, B., & Knoke, T. (2017). Bringing ecosystem services into forest planning – Can we optimize the composition of Chilean forests based on expert knowledge? *Forest Ecology and Management*, 404(August), 126–140. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.08.021>

Van Dam, C. (2003). La economía de la certificación forestal: ¿desarrollo sostenible para quién? *Ecología política*, (25), 71-92.

von Gadow, K. (2000). Evaluating risk in forest planning models. *Silva Fennica*, 34(2), 181-191.

Westgate, M. J., Likens, G. E., & Lindenmayer, D. B. (2013). Adaptive management of biological systems: a review. *Biological Conservation*, 158, 128-139.

Zerecero, G., & Pérez, V.(1981). El manejo del bosque y la industria forestal en el norte del país. *Ciencia Forestal*, 34(6)